



MER IJmuiden Ver Kavel IV

Natuurtoets IJmuiden Ver kavel IV

Ministerie van Economische Zaken en Klimaat

11 juli 2023

Project MER IJmuiden Ver Kavel IV
Opdrachtgever Ministerie van Economische Zaken en Klimaat

Document Natuurtoets IJmuiden Ver kavel IV
Status Definitief 02 - 100 %-versie
Datum 11 juli 2023
Referentie 130286/23-011.605

Projectcode 130286
Paraaf

Adres Witteveen+Bos Raadgevende ingenieurs B.V.
Leeuwenbrug 8
Postbus 233
7400 AE Deventer
+31 (0)570 69 79 11
www.witteveenbos.com
KvK 38020751

Het kwaliteitsmanagementsysteem van Witteveen+Bos is gecertificeerd op basis van ISO 9001.

© Witteveen+Bos

Niets uit dit document mag worden veelelvoudigd en/of openbaar gemaakt in enige vorm zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Witteveen+Bos noch mag het zonder dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd, behoudens schriftelijk anders overeengekomen. Witteveen+Bos aanvaardt geen aansprakelijkheid voor enigerlei schade die voortvloeit uit of verband houdt met het wijzigen van de inhoud van het door Witteveen+Bos geleverde document.

INHOUDSOPGAVE

1	INLEIDING	8
1.1	Aanleiding	8
1.2	Waarom deze Natuurtoets	10
1.3	Leeswijzer	10
2	BELEID EN WETGEVING	11
2.1	Wet Windenergie op zee	11
2.2	Wet natuurbescherming	12
2.2.1	Gebiedsbescherming (Natura 2000)	12
2.2.2	Soortenbescherming	14
2.3	Overige wet- en regelgeving en richtlijnen	16
2.3.1	Natuurnetwerk Nederland (NNN)	16
2.3.2	Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM)	16
2.3.3	OSPAR	17
2.3.4	ASCOBANS-verdrag	17
2.3.5	Kader Ecologie en Cumulatie	18
2.4	Grensoverschrijdende effecten en buitenlandse wetgeving	18
3	VOORGENOMEN ACTIVITEIT	19
3.1	Uitgangspunten voor het windpark	19
3.2	Bandbreedte benadering	19
3.3	Voorkeursalternatief	20
3.4	Ingrepen per fase	21
3.4.1	Aanleg fase	21
3.4.2	Exploitatie fase	21
3.4.3	Verwijderingsfase	21
4	HUIDIGE SITUATIE NATUURWAARDEN	22
4.1	Natura 2000-gebieden	22
4.1.1	Bruine Bank	22
4.1.2	Friese Front	23
4.1.3	Doggersbank	23
4.1.4	Klaverbank	24

4.1.5	Noordzeekustzone	25
4.1.6	Waddenzee	26
4.1.7	Voordelta	27
4.1.8	Vlakte van de Raan	28
4.1.9	Oosterschelde	29
4.1.10	Westerschelde & Saeftinghe	30
4.1.11	Duinen en Lage Land Texel	32
4.1.12	Duinen Vlieland	33
4.1.13	Natura 2000-gebieden in het buitenland	33
4.2	Vogels	34
4.2.1	Zeevogels	34
4.2.2	Kust(broed)vogels	42
4.2.3	Trekvogels	43
4.2.4	Vogels in Natura 2000-gebieden	45
4.3	Vleermuizen	45
4.4	Zeezoogdieren	47
4.4.1	Bruinvis	47
4.4.2	Gewone zeehond	48
4.4.3	Grijze zeehond	49
4.4.4	Overige zeezoogdieren	49
4.5	Bodemdieren en vissen	51
4.5.1	Bodemdieren	51
4.5.2	Vissen	55
4.5.3	Relevante bodemdieren en vissen voor nadere beoordeling	61
4.6	Overzicht van relevante beschermde natuurwaarden	62
5	EFFECTEN ANALYSE – VOORTOETS	64
5.1	Vogels	65
5.1.1	Aanpak onderzoek	66
5.1.2	Aanvaringen	76
5.1.3	Habitatverlies	76
5.1.4	Barrièrewerking	76
5.1.5	Indirecte effecten	77
5.2	Vleermuizen	77
5.2.1	Aanpak onderzoek	77
5.2.2	Aanvaringen	78
5.3	Zeezoogdieren	79
5.3.1	Aanpak onderzoek	79
5.3.2	Effecten van onderwatergeluid en trillingen door heideactiviteit	82
5.3.3	Effecten van onderwatergeluid en trillingen door turbines en scheepvaart	84
5.3.4	Effecten van geluid tijdens de verwijderingsfase	85
5.3.5	Effecten door barrièrewerking en habitatverlies	85
5.3.6	Effecten van elektromagnetische velden	85
5.3.7	Conclusie zeezoogdieren	86
5.4	Bodemdieren en vissen	86
5.4.1	Effecten van onderwatergeluid en trillingen	86

5.4.2	Effecten van bodemberoering	90
5.4.3	Effecten van elektromagnetische velden	91
5.4.4	Effecten van de aanwezigheid van harde structuren	92
5.4.5	Effecten van het verbod op bodemberoerende visserijactiviteiten in het windpark	93
	Conclusie bodemdieren en vissen	93
5.5	Stikstofdepositie	94
5.6	Ecosysteem	94
5.7	Conclusie Voortoets	94
6	PASSENDE BEOORDELING	97
6.1	Inleiding	97
6.2	Vogels	97
6.2.1	Zeevogels	97
6.2.2	Trekvogels	119
6.2.3	Broedvogels uit Natura 2000-gebieden	121
6.3	Zeezoogdieren	123
6.3.1	Instandhoudingsdoelstellingen	123
6.3.2	Bruinvis	123
6.3.3	Zeehonden	128
6.4	Stikstofdepositie	132
6.5	Conclusie Passende Beoordeling	133
7	SOORTENTOETS	134
7.1	Inleiding	134
7.2	Vogels	134
7.3	Vleermuizen	135
7.4	Zeezoogdieren	136
7.4.1	Wet Natuurbescherming	136
7.4.2	ASCOBANS-verdrag	137
7.5	Bodemdieren en vissen	137
7.5.1	Wet Natuurbescherming	137
7.5.2	OSPAR soorten	137
7.6	Conclusie Soortentoets	138
7.6.1	Wet Natuurbescherming	138
7.6.2	OSPAR soorten	138
8	CUMULATIETOETS	139
8.1	Methode	139
8.2	Projecten die worden meegenomen in de cumulatietoets	140

8.2.1	Wind op Zee	140
8.2.2	Net op Zee	141
8.3	Effecten voorgenomen activiteit	142
8.4	Cumulatieve effecten	142
8.4.1	Impuls-onderwatergeluid	142
8.4.2	Continu onderwatergeluid	146
8.4.3	Bodemberoering	147
8.4.4	Elektromagnetische velden	148
8.4.5	Aanvaringen	148
8.4.6	Habitatverlies	151
8.4.7	Conclusie cumulatietoets	152
9	MITIGERENDE MAATREGELEN	153
9.1	Vogels	153
9.2	Vleermuizen	154
9.3	Zeezoogdieren	155
10	KADERRICHTLIJN MARIENE STRATEGIE	157
10.1	Inleiding	157
10.2	D1 Biodiversiteit	157
10.3	D2 Exoten	158
10.4	D3 Commerciële visbestanden	158
10.5	D4 Voedselweb	159
10.6	D5 Eutrofiering	159
10.7	D6 Bodemintegriteit	159
10.7.1	Erosiebescherming, kabelbescherming en turbinepalen	160
10.7.2	Ingraven van kabels	160
10.7.3	Totale verstoring	160
10.8	D7 Hydrografische eigenschappen	161
10.9	D8 Gevaarlijke stoffen	161
10.10	D9 Gevaarlijke stoffen in vis	161
10.11	D10 Zwerfvuil	161
10.12	D11 Energietoevoer, onder meer onderwatergeluid	161
10.13	Conclusie Kaderrichtlijn Mariene Strategie	162
11	LITERATUUR	163
	Laatste pagina	181
	Bijlage(n)	Aantal pagina's

I	Instandhoudingsdoelstellingen Natura 2000-gebieden	2
II	Overige beschermde soorten	2
III	Technisch rapport onderwatergeluid zeezoogdieren	18
IV	Soortenlijst overschrijding verbodsbepalingen Wnb	2
V	Gemiddelde dichtheden zeevogels IJmuiden Ver (kavel IV)	5
VI	Voorwaarden KEC4.0 onderwatergeluid (kavel III)	1
VII	Uitgangspunten en berekening stikstofdepositie ijmuiden ver	9
VIII	Gevolgen van toepassen van verschillende geluidsnormen voor de bruinvispopulatie	9

INLEIDING

1.1 Aanleiding

Nederland heeft ambitieuze doelstellingen geformuleerd voor het terugdringen van CO₂-emissies, en daarmee samenhangend, het produceren van duurzame energie. Belangrijke stappen zijn gezet met het Energieakkoord voor duurzame groei (hierna: Energieakkoord) uit 2013¹. Vervolgens is met het Energierapport², de daaropvolgende Energiedialoog³ en de Energieagenda⁴ een basis gelegd voor het energiebeleid voor de langere termijn, richting 2050. Windenergie op zee speelt daarin een prominente rol.

De Wet windenergie op zee geeft het Rijk de mogelijkheid kavels vast te stellen en vervolgens uit te geven voor de ontwikkeling van windparken op zee. In lijn met de beleidsvoornemens uit de 'routekaart voor windenergie op zee'⁵ uit 2014 zijn kavels in de windenergiegebieden Borssele, Hollandse Kust (zuid) en Hollandse Kust (noord) vastgesteld. Bij de ingebruikname van windparken binnen deze kavels wordt voldaan aan de doelstelling voor windenergie op zee uit het Energieakkoord, te weten circa 4,5 gigawatt (GW) vermogen aan energie uit zeewind in 2023.

In de vervolgroutekaart uit 2018, de 'routekaart windenergie op zee 2030'⁶, zijn in lijn met de Energieagenda de hoofdlijnen geschetst voor de verdere uitrol van windenergie op zee voor de periode tot 2030. De routekaart voorziet in de uitgifte van een vermogen van 6,1 GW tot en met 2030, bovenop de genoemde 4,5 GW uit de routekaart 2023. Hiertoe moeten de komende jaren nieuwe kavels worden vastgesteld en uitgegeven. De kavels worden vastgesteld binnen de grenzen van de gebieden die reeds als windenergiegebied zijn aangewezen in het nationaal waterplan. Het gaat om 1,4 GW in het gebied Hollandse Kust (west), 0,7 GW in het gebied Ten noorden van de Waddeneilanden, en circa 4 GW in het gebied IJmuiden Ver.

In 2022 is de routekaart windenergie op zee 2030 aangevuld met een voorziene uitgifte van 10,7 GW bovenop de oorspronkelijke 10,6 GW. Het gaat om 2 GW extra in IJmuiden Ver (noord), 2 GW in Nederwiek (zuid), en 2 GW in Nederwiek (noord). Daarnaast moeten nog kavels gekozen worden voor een totale capaciteit van 4,7 GW in windenergiegebied Doordewind, Nederwiek (noord) en Hollandse Kust (west).

De Minister voor Klimaat en Energie kan (in overeenstemming met de Minister van Infrastructuur en Waterstaat, de Minister voor Volkshuisvesting en Ruimtelijke Ordening en de Minister voor Natuur en Stikstof) een kavelbesluit nemen en stelt ten behoeve van het kavelbesluit een milieueffectrapport (MER) op.

Dit document is een bijlage bij het MER voor kavel IV in het windenergiegebied IJmuiden Ver (zie afbeelding 1.1). Het MER beschrijft de milieueffecten die optreden bij aanleg, exploitatie en verwijdering van windturbines in de kavel.

¹ Energieakkoord voor duurzame groei, Kamerstukken II, 2012/13, 30 196, nr. 202.

² Energierapport 'Transitie naar duurzaam', Kamerstukken II, 2015/16, 31 510, nr. 50.

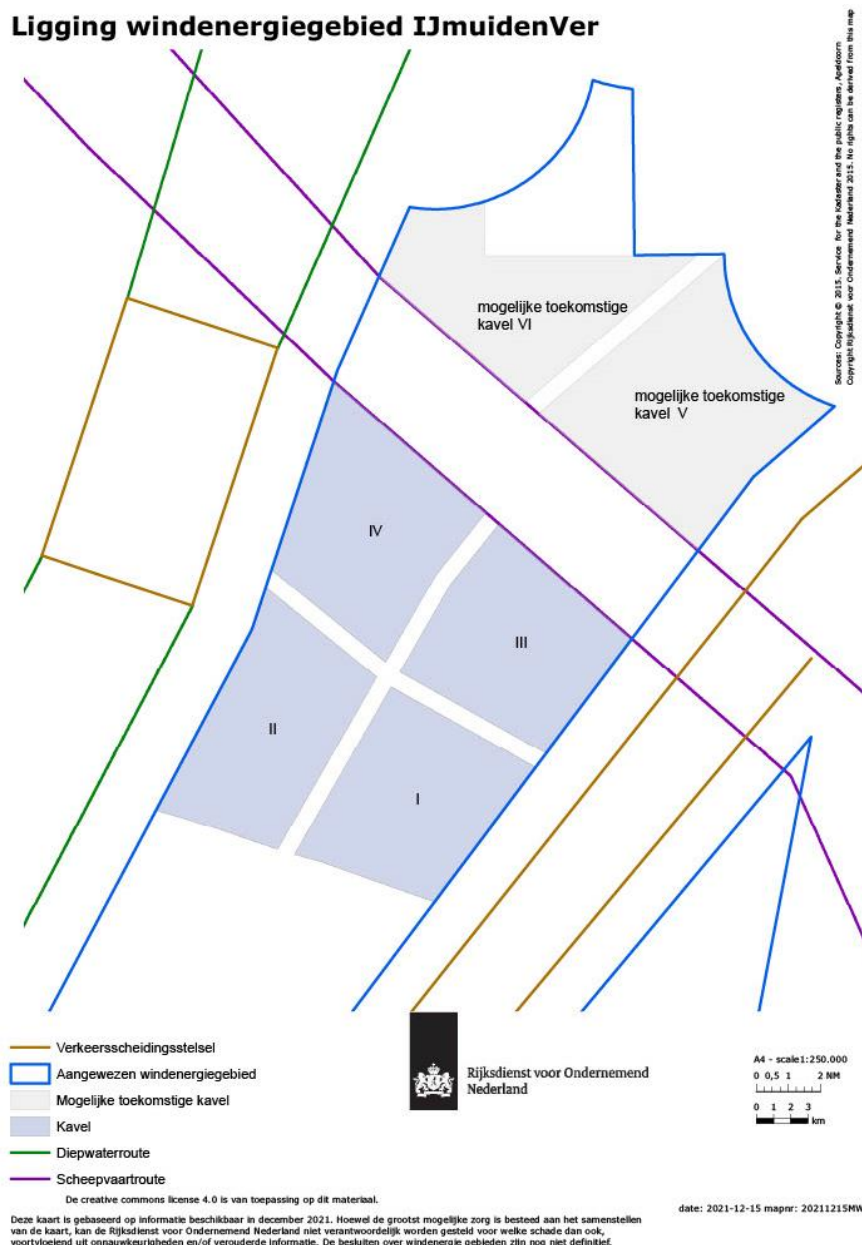
³ Kamerstukken II, 2016/17, 30 196, nr. 484.

⁴ Energieagenda 'Naar een CO₂-arme energievoorziening', Kamerstukken II, 2016/17, 31 510, nr. 64.

⁵ Kamerstukken I/II, 2014/15, 33 561, A/nr. 11 Herdruk.

⁶ Kamerstukken II, 2017/18, 33 561, nr. 42.

Afbeelding 1.1 Ligging Kavel IV windenergiegebied IJmuiden Ver (tevens is de ligging van de kavels I, II en III zichtbaar)



Het windpark wordt verbonden met het hoogspanningsnet op land. Deze verbinding is geen onderdeel van het kavelbesluit en geen onderdeel van de onderhavige m.e.r.-procedure. De beoogde kavels I en II worden aangesloten op het Net op zee IJmuiden Ver Alpha. De beoogde kavels III en IV sluiten aan op het net op zee IJmuiden Ver Beta. Voor elk net op zee wordt een aparte rijkscoördinatieprocedure gevolgd, inclusief een apart te doorlopen m.e.r.-procedure. Het gaat daarbij om het platform op zee, de kabels die van dit platform naar land lopen en aansluiting via een converterstation op het hoogspanningsnet op land.

1.2 Waarom deze Natuurtoets

Voordat een windpark kan worden gebouwd moet aan een aantal wettelijke verplichtingen worden voldaan. Eén van deze verplichtingen is het uitvoeren van een Natuurtoets om vast te stellen of de voorgenomen activiteiten een negatieve invloed kunnen hebben op de onder de Wet natuurbescherming (Wnb) beschermde gebieden of soorten. Het doel van deze Natuurtoets is om inzichtelijk te maken of de voorgenomen activiteiten (significant) negatieve effecten kunnen hebben op de beschermde gebieden en soorten in het plangebied en in de directe omgeving van de kavel. Er wordt eerst op hoofdlijnen kwalitatief getoetst aan de instandhoudingsdoelstellingen van soorten en habitattypen die beschermd zijn onder hoofdstuk 2 (beschermde gebieden) van de Wnb en de staat van instandhouding van soorten die beschermd zijn onder hoofdstuk 3 (beschermde soorten) van de Wnb. Wanneer significante effecten op de beschermde natuurwaarden niet op voorhand kunnen worden uitgesloten is een zogenoemde **Passende Beoordeling** nodig. In de Passende Beoordeling worden de effecten op de instandhoudingsdoelstellingen van soorten en gebieden die beschermd zijn onder hoofdstuk 2 (beschermde gebieden) van de Wnb nader en waar mogelijk kwantitatief beoordeeld. Daarnaast wordt door middel van een zogenoemde **Soortentoets** onderzocht of de verbodsbepalingen worden overtreden zoals geformuleerd in hoofdstuk 3 (beschermde soorten) van de Wnb en of de staat van instandhouding van beschermde soorten in het geding is. In hoofdstuk 2 wordt het wettelijk kader verder uitgelegd.

Deze Natuurtoets bevat de Voortoets en Passende Beoordeling in het kader van de gebiedsbescherming en de Soortentoets in het kader van de soortenbescherming van de Wnb. Op basis van literatuuronderzoek is het voorkomen van beschermde soorten in het gebied in kaart gebracht en zijn de effecten van de geplande activiteit op deze soorten bepaald. Voor het voorspellen van de effecten op vogels en zeezoogdieren zijn modellen gebruikt. Deze Natuurtoets wordt in samenhang met het Milieueffectrapport (MER) opgesteld.

1.3 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 is het geldende beleid en de relevante wetgeving toegelicht. In hoofdstuk 3 is de voorgenomen activiteit beschreven. Hoofdstuk 4 beschrijft de huidige situatie van de voorkomende natuurwaarden, hoofdstuk 5 geeft een globale beschrijving van de mogelijke effecten (Voortoets). In hoofdstuk 6 is de Passende Beoordeling opgenomen, in hoofdstuk 7 de Soortentoets en in hoofdstuk 8 de Cumulatietoets. Hoofdstuk 9 gaat in op de mitigerende maatregelen en hoofdstuk 10 op de toetsing aan de Kaderrichtlijn Mariene Strategie.

In deze Natuurtoets is de effectbeoordeling op de natuurwaarden voor kavel IV opgenomen.

BELEID EN WETGEVING

2.1 Wet Windenergie op zee

Het kavelbesluit behelst tevens de beoordeling van de natuuraspecten. Dit betekent dat geen afzonderlijke vergunning ingevolge de Wet natuurbescherming (Wnb) is vereist voor windparken op zee, waarvoor een kavelbesluit wordt genomen. In het kavelbesluit worden, op basis van onderzoek, zo nodig regels opgenomen voor de bouw en exploitatie van een windpark en de aansluiting van de desbetreffende kavel.

Artikel 5 van de Wet windenergie op zee geeft aan dat de projecten of andere handelingen die vallen onder het kavelbesluit niet vergunningsplichtig zijn in het kader van de Wnb. Echter, indien die projecten of andere handelingen de kwaliteit van de natuurlijke habitats en de habitats van soorten in een Natura 2000-gebied kunnen verslechteren of een significant verstorend effect kunnen hebben op de soorten waarvoor het gebied is aangewezen, dient alsnog gevolg gegeven te worden aan hetgeen gesteld in artikel 2.8 van de Wnb voor het vaststellen van een kavelbesluit (onder andere het opstellen van een Passende Beoordeling).

Ten tijde van het vaststellen van het kavelbesluit, 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 en Klimaat maakt (in overeenstemming met de Minister van Binnenlandse Zaken en Koninkrijksrelaties, de Minister van Infrastructuur en Waterstaat en de Minister van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit)¹, in het kader van het kavelbesluit, de Passende Beoordeling en de Soortentoets van de gevolgen van de bouw en exploitatie van het windpark voor Natura 2000-gebieden.

Door in de voorliggende Natuurtoets de gevolgen van de uiterste varianten binnen de bandbreedte voor de natuur te onderzoeken (*worst-case* benadering), kan worden aangetoond dat de effecten van alle mogelijke invullingen van het windpark varianten tussen deze uitersten liggen. Hierdoor hoeft de houder van een vergunning tot bouwen, exploiteren en afbreken van een windpark in de kavel geen afzonderlijke vergunning ingevolge de Wnb aan te vragen. Hiervoor is het wel een vereiste dat het project (de bouw, de wijze van exploitatie en het verwijderen van het windpark) in het kavelbesluit voldoende concreet zijn beschreven.

¹ De daadwerkelijke portefeuillevreiding is als volgt: de Minister van Economische Zaken en Klimaat voor Klimaat en Energie kan (in overeenstemming met de Minister van Binnenlandse Zaken en Koninkrijksrelaties, de Minister van Infrastructuur en Waterstaat, de Minister voor Volkshuisvesting en Ruimtelijke Ordening en de Minister van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit voor Natuur en Stikstof) een kavelbesluit nemen.

Wanneer de Minister van Economische Zaken en Klimaat (EZK) (in overeenstemming met de Minister van Binnenlandse Zaken en Koninkrijksrelaties, de Minister van Infrastructuur en Waterstaat en de Minister van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit)¹ op grond van de Passende Beoordeling 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. In dit geval moet worden voldaan aan de volgende voorwaarden: er zijn geen alternatieve oplossingen, het project is nodig om dwingende redenen van groot openbaar belang, met inbegrip van redenen van sociale of economische aard en er worden de nodige compenserende maatregelen getroffen om te waarborgen dat de algehele samenhang van Natura 2000 bewaard blijft. De te treffen compenserende maatregelen maken deel uit van het kavelbesluit.

Artikel 7 van de Wet windenergie op zee geeft aan dat de Minister van EZK een vrijstelling kan verlenen van de verboden van de Wnb zoals beschreven in de artikelen 3.1, 3.5 en 3.10 (soortenbescherming). Normaliter moet bij overtredingen van de verbodsbepalingen uit de Wnb ontheffing 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 'vrijstellingen'. Aan een vrijstelling kunnen in het kavelbesluit voorschriften worden verbonden. Een vrijstelling kan onder beperkingen worden verleend.

2.2 Wet natuurbescherming

De Wet natuurbescherming (Wnb) bevat alle regels rondom de bescherming van (Natura 2000-) gebieden, plant- en diersoorten en houtopstanden. Daarbij erkent de wet dat ook dieren die geen direct nut opleveren voor de mens van onvervangbare waarde zijn (erkenning van de intrinsieke waarde). De Wnb bepaalt dat nieuwe economische activiteiten (of uitbreiding van bestaande activiteiten) moeten worden getoetst op hun effecten op de natuur. Hierbij wordt het uitgangspunt van 'nee, tenzij' gehanteerd. Dit betekent dat activiteiten met een schadelijk effect op beschermde soorten en/of gebieden in principe verboden zijn. Van het verbod op schadelijke handelingen ('nee') kan onder voorwaarden ('tenzij') worden afgeweken, met een ontheffing voor soorten en/of een vergunning voor gebieden.

2.2.1 Gebiedsbescherming (Natura 2000)

Op grond van de Europese Vogelrichtlijn en Habitatrichtlijn moeten Europese lidstaten Natura 2000-gebieden aanwijzen om gebieden (habitattypen) en soorten van Europees belang te beschermen. Hoofdstuk 2 van de Wnb omvat de juridische basis voor de aanwijzing van Natura 2000-gebieden in Nederland en stelt tevens de kaders voor de beoordeling van activiteiten die (mogelijk) negatieve effecten hebben op de instandhoudingsdoelstellingen van deze Natura 2000-gebieden.

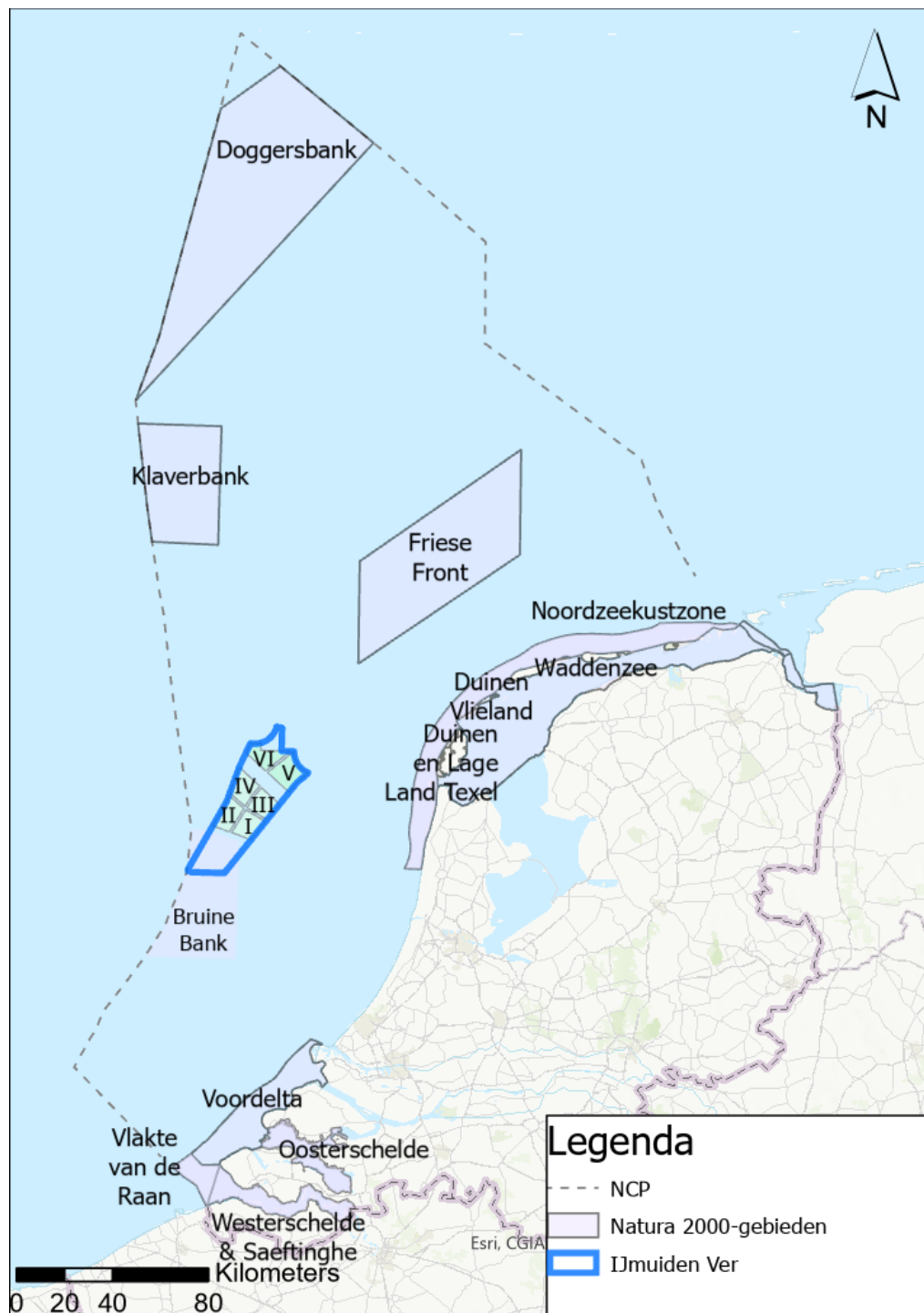
Met deze Natuurtoets wordt beoordeeld of er direct of door externe werking¹ significant negatieve effecten kunnen optreden op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden op de Noordzee als gevolg van de beoogde activiteiten of dat (significante) negatieve effecten op voorhand kunnen worden uitgesloten. De beoordeling van mogelijke significantie van effecten op beschermde Natura 2000-waarden is gepresenteerd in de vorm van een Passende Beoordeling in hoofdstuk 6.

Afbakening beschermde gebieden

Het plangebied ligt niet in een Natura 2000-gebied, wel kan er sprake zijn van externe werking op vogels en zeezoogdieren. Het dichtstbijzijnde Natura 2000-gebied is de Bruine Bank, daarnaast kunnen er mogelijk externe effecten optreden op het Friese Front, de Doggersbank, Klaverbank, Waddenzee, Voordelta, Vlake van de Raan, Noordzeekustzone, Oosterschelde en Westerschelde & Saeftinghe. In afbeelding 2.1 zijn de relevante Natura 2000-gebieden en het windgebied IJver opgenomen. In paragraaf 4.1 staat een beschrijving van deze gebieden en is aangegeven wat de afstand is van windpark IJmuiden Ver kavel IV tot het desbetreffende Natura 2000-gebied.

¹ Externe werking: een activiteit die buiten een Natura 2000-gebied plaatsvindt kan een effect hebben op de natuurwaarden van een (nabijgelegen) Natura 2000-gebied.

Afbeelding 2.1 Ligging van de relevante Natura 2000-gebieden ten opzichte van windpark IJmuiden Ver



Beoordelingskader

Er wordt getoetst of er mogelijk significant negatieve effecten zijn op de gunstige staat van instandhouding van beschermde soorten en habitattypen. Er is sprake van significant negatieve gevolgen als de natuurlijke kenmerken van het Natura 2000-gebied worden aangetast in het licht van de bijbehorende instandhoudingsdoelen. Wanneer de instandhoudingsdoelstellingen door menselijk handelen of een project (mogelijk) niet gehaald worden, is (mogelijk) sprake van significant negatieve gevolgen. Instandhoudingsdoelen kunnen worden aangetast door direct verlies aan areaal of aan populatieomvang of door afname in kwaliteit. Dit wordt bepaald in het licht van de bijdrage van het gebied aan de coherentie van het netwerk (onder andere Leidraad bepaling significantie¹, Holohan arrest, 7 november 2018 en anderen).

2.2.2 Soortenbescherming

Hoofdstuk 3 van de Wet natuurbescherming behandelt de bescherming van soorten en de mogelijkheid om vrijstelling te verlenen (zie tabel 2.1 voor een overzicht).

De wet kent vier beschermingsregimes voor soorten:

- beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn (paragraaf 3.1). Dit zijn alle van nature in Nederland in het wild levende vogels (zoals bedoeld in artikel 1 van de Vogelrichtlijn);
- beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn (paragraaf 3.2). Dit zijn soorten die genoemd zijn in Bijlage IV bij de Habitatrichtlijn, Bijlage I of II bij het Verdrag van Bern en Bijlage II bij het Verdrag van Bonn;
- beschermingsregime andere soorten (paragraaf 3.3). Dit zijn soorten die genoemd zijn in Bijlage A en B van de Wet natuurbescherming. Het gaat hier om de bescherming van zoogdieren, amfibieën, reptielen, vissen, dagvlinders, libellen, kevers en vaatplanten voorkomend in Nederland;
- algemene zorgplicht zoals verwoord in artikel 3.11.

In de genoemde artikelen is bepaald voor welke handelingen een vrijstelling kan worden verleend van de tevens in dat artikel genoemde verbodsbepalingen. Voor soorten van de Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn kan alleen vrijstelling worden verleend op basis van de in de richtlijnen genoemde belangen (bijvoorbeeld veiligheid).

Tabel 2.1 Soortenbescherming: overzicht verbodsartikelen Wnb voor flora en fauna

Verbodsbepalingen Wnb Soorten Vogelrichtlijn (VR) artikel 3.1	Verbodsbepalingen Wnb Soorten Habitatrichtlijn (HR) artikel 3.5	Verbodsbepalingen Wnb Andere soorten artikel 3.10
art. 3.1.1 Het is verboden opzettelijk van nature in Nederland in het wild levende vogels van soorten als bedoeld in artikel 1 van de Vogelrichtlijn te doden of te vangen	art. 3.5.1 Het is verboden in het wild levende dieren HR IV soorten (Verdrag Bern en Bonn) in hun natuurlijk verspreidingsgebied opzettelijk te doden of te vangen	art. 3.10.1.a Onverminderd artikel 3.5, eerste, vierde en vijfde lid, is het verboden in het wild levende dieren, genoemd in de bijlage A, bij deze wet, opzettelijk te doden of te vangen
art. 3.1.2 Het is verboden opzettelijk nesten, rustplaatsen en eieren van vogels als bedoeld in het eerste lid te vernielen of te beschadigen, of nesten van vogels weg te nemen	art. 3.5.4 Het is verboden de voortplantingsplaatsen of rustplaatsen van dieren als bedoeld in het eerste lid te beschadigen of te vernielen	art. 3.10.1.b Onverminderd artikel 3.5, eerste, vierde en vijfde lid, is het verboden de vaste voortplantingsplaatsen of rustplaatsen opzettelijk te beschadigen of te vernielen
art. 3.1.3 Het is verboden eieren van vogels als bedoeld in het eerste lid te rapen en deze onder zich te hebben	art. 3.5.3 Het is verboden eieren van dieren als bedoeld in het eerste lid in de natuur opzettelijk te vernielen of te rapen	niet van toepassing

¹ Leidraad bepaling significantie Nadere uitleg van het begrip 'significante gevolgen' uit de Natuurbeschermingswet, Steunpunt Natura 2000, 7 juli 2009 & interpretatiedocument van de Europese Commissie, 2000. Beheer van 'Natura 2000'-gebieden. De bepalingen van artikel 6 van de habitatrichtlijn (Richtlijn 92/43/EEG) & Factsheet nummer 25 Significantie bij beoordeling van gevolgen voor Natura 2000-gebieden. Commissie m.e.r., 2010.

Verbodsbepalingen Wnb Soorten Vogelrichtlijn (VR) artikel 3.1	Verbodsbepalingen Wnb Soorten Habitatrichtlijn (HR) artikel 3.5	Verbodsbepalingen Wnb Andere soorten artikel 3.10
art. 3.1.4 Het is verboden vogels als bedoeld in het eerste lid opzettelijk te storen art. 3.1.5 Het verbod onder 3.1.4 geldt niet als de storing niet van wezenlijke invloed is op de staat van instandhouding van de desbetreffende vogelsoort	art. 3.5 2 Het is verboden dieren als bedoeld in het eerste lid opzettelijk te verstoren	niet van toepassing
niet van toepassing	art. 3.5 5 Het is verboden planten HR (en Verdrag van Bern) in hun natuurlijke verspreidingsgebied opzettelijk te plukken en te verzamelen, af te snijden, te ontwortelen of te vernielen	art. 3.10.1.c. Onverminderd artikel 3.5, eerste, vierde en vijfde lid, is het verboden vaatplanten genoemd in de bijlage B in hun natuurlijke verspreidingsgebied opzettelijk te plukken en te verzamelen, af te snijden, te ontwortelen of te vernielen
art. 3.3 Ontheffing voorwaarden conform belangen VR	art. 3.8 Ontheffing voorwaarden conform belangen HR	art. 3.11 vrijstelling/ontheffing op basis van diverse belangen

Bij de toetsing aan het soortenbeschermingsdeel in hoofdstuk 7 wordt bepaald of beschermde dier- en plantensoorten kunnen voorkomen in het plangebied en of deze soorten negatieve effecten kunnen ondervinden van de functionaliteit van het leefgebied als gevolg van de ingreep, waardoor de staat van instandhouding in gevaar komt. In beginsel moet met mitigerende maatregelen worden gezorgd dat de verbodsbepalingen niet worden overtreden.

Beoordelingskader

Er wordt getoetst of verbodsbepalingen mogelijk worden overtreden en of er negatieve effecten zijn op de staat van instandhouding van beschermde soorten. De voor dit project relevante beschermde soorten zijn in hoofdstuk 5 beschreven. De beoordeling van mogelijke effecten op, volgens de Wet natuurbescherming beschermde soorten, is gepresenteerd door middel van een Soortentoets in hoofdstuk 7. Bij de beoordeling of er sprake is van (opzettelijke) verstoring van dieren is de in het onderstaande kader opgenomen tekst gehanteerd als leidraad.

Worden dieren opzettelijk verstoord

In de artikelen 3.1, 3.5 en 3.10 van de Wet natuurbescherming is onder meer aangegeven dat het verboden is om beschermde vogels en andere beschermde dieren opzettelijk te verstoren. Dit betekent dat er sprake is van een overtreding als het handelen van de overtreder opzettelijk is of is geweest ('opzetvereiste'). Dat wil zeggen dat hij willens en wetens handelt of gehandeld heeft. Hij moet de wil hebben of hebben gehad om de betreffende handeling uit te voeren of het gevolg te bereiken. Oftewel: hij moet het gevolg beogen of hebben beoogd. In het bestuursrecht wordt ten aanzien van het begrip opzet aangesloten bij het strafrecht. Dit betekent dat ook wordt voldaan aan het opzetvereiste als er sprake is van voorwaardelijk opzet. Van voorwaardelijk opzet is sprake als iemand een handeling verricht en daarbij bewust de aanmerkelijke kans aanvaardt dat zijn gedragingen schadelijke gevolgen hebben voor een dier of een plant, zoals de vangst of de dood van een dier, het verstoren van een dier, en het afsnijden, ontwortelen of vernielen van een plant. Op het eerste gezicht kan de bouw van een windpark leiden tot verstoring en dus tot overtreding van een verbodsbepaling: er wordt immers willens en wetens gehandeld om deze parken aan te leggen en het kan niet worden uitgesloten dat daarbij dieren worden verstoord. Van belang is echter dat er pas sprake is van een 'verboden verstoring' als een activiteit een verontrusting van een soort veroorzaakt ten gevolge waarvan sprake is van een wezenlijke invloed op de gunstige staat van instandhouding van de soort. Voor soorten die zijn beschermd onder artikel 3.5 geldt een verbod op verstoring, ook als dit niet leidt tot een wezenlijke invloed op de gunstige staat van instandhouding. Er is sprake van een wezenlijke invloed als de functie van een voortplantings- of rustplaats van een soort door een activiteit niet of minder goed kan worden vervuld. In dit licht moet het mogelijk verstoren van individuele dieren die zich 'toevallig' in de nabijheid van de verstoringbron ophouden worden gezien. Bij de beoordeling of er wezenlijke invloed is op de gunstige staat

van instandhouding moet worden gekeken naar intensiteit, duur en frequentie van herhaling van de verstoring.

Bron: BIJ12, 2017. Juridisch kader behorende bij Kennisdocumenten Soortenbescherming. Versie 1.0, juli 2017.

2.3 Overige wet- en regelgeving en richtlijnen

2.3.1 Natuurnetwerk Nederland (NNN)

Het Natuurnetwerk Nederland (NNN) is een Nederlands netwerk van bestaande en nieuw aan te leggen natuurgebieden. Het netwerk heeft als doel natuurgebieden beter met elkaar te verbinden om zo de achteruitgang van het areaal aan natuur en van de biodiversiteit te stoppen. Dit wordt onder andere gedaan door natuurgebieden te vergroten. Bij nieuwe ontwikkelingen in het NNN moet worden getoetst of er sprake is van significante aantasting van de wezenlijke waarden en kenmerken van het NNN. Daarbij geldt het 'Nee, tenzij' principe. Dit houdt in dat er geen toestemming mag worden verleend aan activiteiten die per saldo leiden tot een significante aantasting van de wezenlijke kenmerken en waarden, of tot een significante vermindering van de oppervlakte van of samenhang tussen die gebieden.

Toestemming voor dergelijke activiteiten kan wel worden gekregen indien:

- 1 ter sprake is van een groot openbaar belang;
- 2 er geen reële alternatieven zijn;
- 3 de negatieve effecten op de wezenlijke kenmerken en waarden, de oppervlakte en de samenhang worden beperkt en de overblijvende effecten gelijkwaardig worden gecompenseerd.

Alle Natura 2000-gebieden vallen onder dit netwerk, evenals alle rijkswateren (inclusief het Nederlandse deel van de Noordzee). Ten aanzien van NNN op de Noordzee zijn geen duidelijke kaders gesteld. Er is alleen vermeld dat de Noordzee en grote wateren tot het NNN behoren en onder de verantwoordelijkheid van het Rijk vallen. Voor delen in de Noordzee die ook zijn aangewezen als Natura 2000-gebied, geldt het regime uit de Wet natuurbescherming. De overige delen van de Noordzee kennen geen specifiek planologisch regime en vallen onder het integrale Noordzeebeleid en -beheer (uitgewerkt in het Nationaal Waterplan). Hier is wel de soortbescherming van de Wnb van kracht en geldt een Zorgplicht (bijvoorbeeld ten aanzien van Rode Lijst-soorten en soorten genoemd in internationale verdragen). Er wordt van uitgegaan dat daarmee de wezenlijke waarden van de NNN Noordzee worden meegenomen.

2.3.2 Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM)

De Europese Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM) heeft tot doel het beschermen en herstellen van de Europese zeeën en oceanen en duurzaam gebruik te bevorderen. De KRM verplicht elke Europese lidstaat tot het vaststellen van een mariene strategie. Deze strategie moet gericht zijn op bescherming, behoud en herstel van het mariene milieu (een goede milieutoestand), waarbij tevens een duurzaam gebruik van de Noordzee wordt gegarandeerd. De lidstaten moeten de nodige maatregelen treffen om in hun mariene wateren deze ambitie te bereiken. Zij moeten daarbij samenwerken als EU-lidstaten en met andere landen in hun mariene regio. De kaderrichtlijn beveelt aan om daarbij zoveel mogelijk gebruik te maken van bestaande regionale zeeconventies. De doelstelling - een goede milieutoestand te bereiken en/of te behouden in 2020 - is nog niet bereikt. De KRM zal in 2023 worden herzien. Er is nog geen nieuwe doelstelling bekend.

De KRM heeft betrekking op de thema's (descriptoren) biodiversiteit, exoten, (commerciële) visbestanden, voedselwebben, zeebodintegriteit, hydrografie, vervuulende stoffen en eutrofiëring, zwerfvuil, en onderwatergeluid. Aan de basis van de mariene strategie voor de Noordzee ligt een toekomstbeeld van een schone, gezonde en productieve zee, zoals uitgewerkt in de ontwerp Beleidsnota Noordzee 2016 - 2021. Het ecosysteem functioneert optimaal en is veerkrachtig, het water is schoon en het gebruik van de Noordzee is

duurzaam. Daarmee biedt de Noordzee perspectieven voor zowel natuur en milieu als voor gebruik door de mens en economische sectoren. De ecosysteembenadering en het voorzorgsbeginsel zijn uitgangspunt voor het beleid om bij toenemend gebruik van de Noordzee ook de goede milieutoestand te kunnen bereiken en behouden.

In het kader van de KRM moet worden getoetst of windenergie de goede milieutoestand in gevaar brengt. Hiervoor is geen standaardmethode voorhanden zoals bij de Wnb. In de toetsing wordt onderzocht of de geplande activiteiten een effect hebben op de goede milieutoestand door te kijken naar de effecten op de descriptorren. Daarbij zijn de descriptorren **D1 Biodiversiteit**, **D4 Voedselweb**, **D6 Integriteit van de bodem** en **D11 Energietoevoer** voor dit project het meest relevant, maar alle descriptorren worden behandeld. De effecten op alle onderdelen worden kwalitatief beschreven en er wordt beoordeeld of een negatief effect optreedt voor het behalen van de goede milieutoestand. Een groot deel hiervan kan gebaseerd worden op de Passende Beoordeling, aangezien het om dezelfde soorten en habitattypen gaat.

2.3.3 OSPAR

Het OSPAR-verdrag heeft tot doel het mariene milieu van de Noordoost-Atlantische Oceaan (inclusief de Noordzee) te beschermen door middel van internationale samenwerking. Dit gebeurt door vervuiling van het mariene milieu te voorkomen en te beëindigen, het mariene milieu te beschermen tegen de negatieve effecten van menselijke activiteiten (voor de bescherming van de menselijke gezondheid en het mariene ecosysteem) en het herstellen van beschadigde mariene gebieden. Het Verdrag beoogt ook te zorgen voor een duurzaam beheer van de betrokken gebieden. De deelnemende landen stellen individueel en collectief programma's en maatregelen vast en coördineren hun beleid en strategieën.

Enkele principes zijn van toepassing:

- het voorzorgsbeginsel (het nemen van voorzorgsmaatregelen wanneer er een redelijk vermoeden bestaat dat er negatieve effecten op het milieu zijn, zelfs als er geen bewijs is). Het 'vervuiler betaalt principe';
- gebruik de beste beschikbare technieken, de beste milieupraktijk en schone technologieën.

In bijlage II is een lijst opgenomen van soorten die onder OSPAR worden beschermd.

2.3.4 ASCOBANS-verdrag

ASCOBANS (Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic, Northeast Atlantic, Irish and North Seas) behandelt kleine walvisachtigen en alle tandwalvissen met uitzondering van de potvis. Grote walvisachtigen worden behandeld in het wereldwijde verdrag de Internationale Walvisvaart Commissie.

De voornaamste doelstelling van ASCOBANS is tot een betere samenwerking te komen met betrekking tot onderzoek en het nemen van maatregelen voor een betere bescherming van kleine walvisachtigen, met aandacht voor:

- de coördinatie van onderzoek, onder meer van migraties, ziektes, bedreigingen, belangrijke gebieden, het gebruik van gestandaardiseerde methoden;
- het identificeren van nuttige maatregelen voor de bescherming en het beheer van leefgebieden van kleine walvisachtigen. Onderwerpen zijn vervuiling, bijvangst in visserij, voedselproblemen, geluidsoverlast, invloed van scheepvaart;
- het uitbouwen van een nationaal netwerk voor interventie bij strandingen, met vooral aandacht voor het uitvoeren van autopsie op gestrande dieren voor het bepalen van de doodsoorzaak, het nemen van weefselstalen voor toekomstig onderzoek en het uitbouwen van een gegevensbank;
- het opstellen van informatieprogramma's voor het grote publiek (meldingen van waarnemingen en strandingen, bewustmaking van de noodzaak van maatregelen), en voor vissers (bewustmaking, meldingen van bijvangsten en overdracht van bijgevangen dieren).

In bijlage II is een lijst opgenomen van soorten die onder ASCOBANS worden beschermd.

In het kader van het ASCOBANS-verdrag is als interim doel voor bruinvissen gesteld dat de populatie niet onder 80 % van het draagkracht-niveau mag komen. Het is niet bekend wat dit niveau op het Nederlands Continentaal Plat (NCP) is. Het met grote zekerheid in stand houden van de populatie op minimaal 95 % van de huidige omvang als gevolg van de aanleg van windparken op zee voor de gehele periode 2016 – 2030 kan als een veilige keuze worden beschouwd (Heinis et al., 2019).

2.3.5 Kader Ecologie en Cumulatie

Het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) is opgesteld door Rijkswaterstaat in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, ondersteund door een interdepartementale begeleidingsgroep met vertegenwoordigers van verschillende onderdelen van het ministerie van Economische Zaken en Klimaat, het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit en het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat. In het KEC zijn de mogelijke cumulatieve effecten op de populaties van te beschermen soorten gedurende de bouw en exploitatie van de windparken op zee bepaald tot 2030. In de kavelbesluiten voor de verschillende windparken wordt aanvullend gekeken of er locatie specifieke effecten te verwachten zijn. Daarbij wordt dan ook bepaald welke mitigerende maatregelen genomen kunnen worden om eventuele significant negatieve effecten te voorkomen. Het gaat daarbij om effecten waardoor de populaties van te beschermen soorten structureel achteruit zouden gaan en de natuurlijke veerkracht van de soort aangetast zou worden. In 2015 is een eerste versie opgesteld door Rijkswaterstaat (Heinis et al., 2015) en in 2018 is een update gedaan (Heinis et al., 2019). Begin 2022 is KEC versie 4.0 gepubliceerd¹. In deze versie zijn de laatste inzichten verwerkt en is rekening gehouden met een scenario waarbij tot 2030 meer windparken op de Noordzee worden gerealiseerd dan eerder voorzien in de routekaart 2030. Dit KEC dient als kader voor het bepalen van de effecten van onderwatergeluid en de cumulatie van effecten met andere activiteiten.

2.4 Grensoverschrijdende effecten en buitenlandse wetgeving

In de Vogel- en Habitatrichtlijn en de Wnb wordt geen onderscheid gemaakt tussen effecten op bepaalde nationale Natura 2000-gebieden. Vanuit dit kader dient het geheel aan effecten op alle Natura 2000-gebieden, die mogelijk 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 Natuurtoets blijkt dat ook in een buitenlands Natura 2000-gebied natuurlijke kenmerken kunnen worden aangetast, dan dient het Bevoegd Gezag dit in zijn overweging voor het vaststellen van het kavelbesluit mee te nemen. In paragraaf 4.1 zijn de relevante Natura 2000-gebieden beschreven.

¹ <https://www.noordzeeloket.nl/functionies-gebruik/windenergie/ecologie/cumulatie/kader-ecologie/>.

3

VOORGENOMEN ACTIVITEIT

3.1 Uitgangspunten voor het windpark

Deze Natuurtoets heeft betrekking op de uitgifte van kavel IV in het windenergiegebied IJmuiden Ver. In deze kavel wordt een windpark aangelegd, geëxploiteerd en te zijner tijd weer verwijderd. Kavel IV, die in afbeelding 1.1 is afgebeeld, is uitgangspunt geweest voor de effectbepaling in het MER en voor deze Natuurtoets. Er is vanuit gegaan dat het windpark wordt aangelegd in de periode 2026 - 2028 en operationeel zal zijn in de periode 2028 - 2057. De effecten die zijn beschreven vormen een *worst-case*. De aansluiting op het elektriciteitsnetwerk valt buiten de scope van deze Natuurtoets.

3.2 Bandbreedte benadering

Kavel IV binnen het windenergiegebied IJmuiden Ver wordt uitgegeven met de mogelijkheid voor de windparkontwikkelaar om deze naar eigen wens in te richten. De bandbreedte waarbinnen gebleven moet worden, wordt vastgelegd in het kavelbesluit. 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, wordt een flexibele inrichting van de kavel mogelijk (binnen een bepaalde bandbreedte). 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 Natuurtoets (tabel 3.1). 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.

Tabel 3.1 Te hanteren bandbreedte voor kavel IV in het MER

Onderwerp	Bandbreedte
totaal opgesteld vermogen per kavel	circa 1 GW
maximaal aantal turbines	50 - 67
vermogen individuele windturbines	minimaal 15 MW, maximaal 20 MW
tiphoogte individuele windturbines	maximaal 305 m
tiplaagte individuele windturbines	minimaal 25 m
rotordiameter individuele windturbines	236 - 280 m
onderlinge afstand tussen windturbines	minimaal 4 maal de rotordiameter
aantal bladen per windturbine	2, 3

Onderwerp	Bandbreedte
type funderingen	monopaal, multipaal, gravity-based structure, suction bucket
geluidsnorm in geval van heien van fundering	160 dB en 164 dB μ P2s SELss (op 750 m van de geluidsbron)
in geval van heien van fundering: diameter funderingspaal/palen en aantal palen per turbine:	-
monopaal	1 paal van 11,5 - 15 m in diameter
multipile (waaronder 'tripods' en 'jackets')	3 tot 4 palen van 3 - 5 m in diameter
in geval van een fundering zonder heien: afmetingen op zeebodem	-
gravity based	tot 50 m in diameter
suction bucket	tot 30 m in diameter
elektrische infrastructuur (inter-array bekabeling)	66 kV, ingegraven op minimaal 1 m en op diepte gehouden

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. Tabel 3.2 geeft voor de verschillende milieuaspecten de te verwachten *worst-case* en *best-case* aan.

Tabel 3.2 *Worst-case* en *best-case* binnen de bandbreedte per milieuaspect.

Milieuaspect	Bandbreedte	
	alternatief A = <i>Best-case</i> /minste effecten	alternatief B: <i>Worst-case</i> /meeste effecten
vogels en vleermuizen*	50 x 20 MW turbines, tiplaagte 25 m, rotordiameter 280 m	67 x 15 MW turbines, tiplaagte 25 m, rotordiameter 236 m
onderwaterleven	50 x 20 MW turbines, tiplaagte 25 m, rotordiameter 280 m, gravity based	67 x 15 MW turbines, tiplaagte 25 m, rotordiameter 236 m, monopaal/jacket

* Mogelijk geldt dat de *worst-case* en *best-case* situatie omgedraaid moeten worden. Dat volgt uiteindelijk uit het effectonderzoek.

3.3 Voorkeursalternatief

Op basis van de uitkomsten van het MER en andere (beleidsmatige) overwegingen wordt uiteindelijk een beslissing genomen over de gewenste uit te geven bandbreedte. Deze bandbreedte vormt tezamen met te treffen mitigerende maatregelen het voorkeursalternatief (VKA).

De mitigerende maatregelen betreffen de maatregelen die op grond van het bestaande beleid (KEC 4.0 en eerder genomen kavelbesluiten) zeker worden verbonden aan het kavelbesluit van kavel IV IJmuiden Ver. Deze maatregelen hebben betrekking op vogels, vleermuizen, zeezoogdieren en stikstofgevoelige habitattypen.

Mitigerende maatregelen vogels en vleermuizen:

- stilstandsvoorziening bij het constateren van massale vogeltrek in combinatie met bepaalde weersomstandigheden;
- verhogen van de cut-in windspeed (moment van gaan draaien van de rotor bij een bepaalde minimale windsnelheid) naar een waarde van 5 m/s gedurende de trekperiode van vleermuizen in de nacht.

Mitigerende maatregelen onderwaterleven (zeezoogdieren):

- de geluidsproductie tijdens het heien wordt in het kavelbesluit begrensd tot een maximale waarde van 164 dB re 1 mPa_{2s} op 750 m van de geluidsbron. In het MER wordt deze norm niet als mitigerende maatregel gezien, maar als onderdeel van het voornemen en daarmee ook onderdeel van het VKA. In het kader van deze Natuurtoets wordt de toepassing van de geluidnorm als onderdeel van het VKA beschouwd;
- er dient gebruik gemaakt te worden van zogenaamde een 'soft start' procedure. Mogelijk aanwezige dieren dienen vooraf op verantwoorde wijze te worden verjaagd.

3.4 Ingrepen per fase

3.4.1 Aanleg fase

Activiteiten

- scheepvaart - voor de aanlevering van bouwmaterialen, het op locatie brengen van hei- en hefschepen en het vervoer van personeel zal scheepvaart plaatsvinden;
- aanleg kabels - deze Natuurtoets is opgesteld in het kader van het kavelbesluit voor kavel III in windenergiegebied IJmuiden Ver. De kabels die lopen vanaf de kavel naar de kust zijn de verantwoordelijkheid van TenneT en vallen buiten het kavelbesluit en derhalve ook buiten deze Natuurtoets;
- aanleg funderingen en uitvoeren surveys - tijdens de aanleg van de funderingen kunnen heiwerkzaamheden plaatsvinden (worst case);
- in bijlage VII is een overzicht van de materiaal inzet tijdens deze fase weergegeven en zijn de vaarbewegingen weergegeven.

3.4.2 Exploitatie fase

Activiteiten

- scheepvaart ten behoeve van onderhoud - voor het onderhoud van de windturbines tijdens de exploitatiefase zal scheepvaart plaatsvinden. In Bijlage VII is een overzicht van de materiaal inzet tijdens deze fase weergegeven en zijn de vaarbewegingen weergegeven.

3.4.3 Verwijderingsfase

Over geluidsproductie en andere verstorende effecten tijdens de verwijderingsfase is nog weinig bekend. De methoden die gebruikt zullen worden voor de verwijdering zijn evenmin bekend. Tot nog toe zijn geen windparken op zee verwijderd, waardoor er een gebrek aan informatie met betrekking tot deze activiteit voorhanden is.

HUIDIGE SITUATIE NATUURWAARDEN

Het grootste deel van de Nederlandse Noordzee heeft een zandige tot matig kleiige bodem. In het zuidelijke en centrale deel van de Noordzee zijn zandgolven op de bodem aanwezig die zich enkele meters per jaar verplaatsen. Een klein gebied van de Noordzee is bedekt met grind en grote stenen. De Noordzee is een vrij ondiepe zee, met gemiddeld een diepte van 46 m. Er zijn wat diepere delen, zoals de Centrale Oesterbanken en ook ondiepere delen. Doordat de Noordzee zo ondiep is kan de zon tot op de bodem doordringen, waardoor er een hoge voedselproductie is. Er zijn grote verschillen in dynamiek. Zo is er de kalme Klaverbank waar de groei van roodwieren mogelijk is en de dynamische Waddenzee, die in verbinding staat met de Noordzee, waar heel andere soorten voorkomen. De stroming van het water van de Noordzee is afhankelijk van getijden, wind, rivieren en oceanen. Het water in de Noordzee heeft een zoutgehalte van gemiddeld 35-36 g/kg. Aan de kust is het water brakker door het water uit de rivieren.

De Noordzee is een erg voedselrijke zee. Er is ook een gevarieerd voedselweb aanwezig van bodemdieren tot toppredatoren, zoals bruinvissen, zeehonden en haaien. Langs de kust mengen zoet en zout water met elkaar in ondiep water. Dit zijn belangrijke kraamkamers voor vissoorten. Op de vlakke zandbodems is een leefgemeenschap aanwezig van schelpdieren, wormen, platvissen en in de hogere waterkolom plankton, rondvissen en zeezoogdieren.

4.1 Natura 2000-gebieden

In deze paragraaf worden de Natura 2000-gebieden in de omgeving van het plangebied beschreven, dus ook gebieden die zich niet in het plangebied bevinden maar die door externe werking wel beïnvloed worden door de voorgenoemde activiteit. De instandhoudingsdoelstellingen (ISHD) die gelden voor deze gebieden zijn opgenomen in bijlage I.

4.1.1 Bruine Bank

Tabel 4.1 Informatie Bruine Bank

gebiedsnummer	168
status	Vogelrichtlijn
oppervlakte	136.548 ha
beheerder	Ministerie van IenW/Rijkswaterstaat
minimale afstand tot IJmuiden Ver kavel IV	14 km

De Bruine Bank is gelegen in het westelijke deel van de Nederlandse Noordzee tegen de grens van het Verenigd Koninkrijk. Het is aangewezen als een Vogelrichtlijngebied (tabel 4.1). De Bruine Bank is een dynamisch zandig gebied. Het vormt een kenmerkende verhoging in de diepe zee; het hoogste punt van de Bruine Bank ligt op NAP -16 (*Bruine Bank* | *Natura 2000*, n.d.). In het gebied worden zandduinen

aangetroffen en bestaat er de mogelijkheid van het voorkomen van rifvormende soorten zoals de *Lanice conchilega* (Herman & van Rees, 2021).

Vogelrichtlijnsoorten

De Bruine Bank is aangewezen voor zes niet-broedvogelsoorten: jan-van-gent, grote jager, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, zeekoet en alk. In de wintermaanden zijn er veel vogels aanwezig in het gebied door de hoge voedselbeschikbaarheid. Daarnaast is het een belangrijk paaigebied voor de kabeljauw, haring en makreel (*Bruine Bank* | *Natura 2000*, n.d.).

4.1.2 Friese Front

Tabel 4.2 Informatie Friese Front

gebiedsnummer	166
status	Vogelrichtlijn
oppervlakte	288.200 ha
beheerder	Ministerie van IenW/Rijkswaterstaat
minimale afstand tot IJmuiden Ver kavel IV	65 km

Het Friese Front is een zeegebied ten noorden van de Waddeneilanden op een afstand van ongeveer 80 km uit de kust. Het is aangewezen als een Vogelrichtlijngebied (tabel 4.2). Het gebied heeft een oppervlak vergelijkbaar met de Nederlandse Waddenzee en vormt een overgangszone tussen de ondiepe zuidelijke en de diepe centrale Noordzee. In deze overgangszone komen verschillende watermassa's samen, wat een front veroorzaakt met een verhoogde biologische productie en een verhoogde biodiversiteit van het bodemleven. Het Friese Front is hierdoor een belangrijk foerageergebied voor vogels.

Vogelrichtlijnsoorten

Het Friese Front is aangewezen voor één vogelsoort, namelijk de zeekoet. De zeekoet komt er met name in de zomer en herfst in internationale belangrijke aantallen voor (van Bemmelen *et al.*, 2013). Zeekoeten zijn voornamelijk van juli tot oktober te vinden op het Friese Front met piek-aantallen in september-oktober. Na de broedperiode in het voorjaar zwemmen de ruiende vaders met hun jongen, die nog niet kunnen vliegen, naar het Friese Front om de jongen groot te brengen (foerageer- en rustgebied) en om te ruien. Dit vindt vooral plaats gedurende de zomermaanden juli-augustus. In deze kwetsbare periode is het Friese Front voor hen onmisbaar (Ministerie van Economische Zaken, 2014).

4.1.3 Doggersbank

Tabel 4.3 Informatie Doggersbank

gebiedsnummer	164
status	Habitatrichtlijn
oppervlakte	473.500 ha
beheerder	Ministerie van IenW/Rijkswaterstaat
minimale afstand tot IJmuiden Ver kavel IV	159 km

De Doggersbank is gelegen in het noordelijke deel van de Nederlandse Noordzee. Het is aangewezen als Habitatrichtlijngebied (tabel 4.3). Het Nederlandse deel van de Doggersbank is onderdeel van de zandbank die zich uitstrekt over het Britse, Nederlandse, Duitse en Deense Continentaal Plat. Het gebied wordt gekenmerkt door permanent met zeewater overstroomde zandbanken die maximaal 40 m diep liggen. De waterdiepte boven het Nederlandse deel van de zandbank varieert van circa 20 tot 40 m.

Habitattypen

De Doggersbank is aangewezen voor één sub-habitatype, namelijk permanent overstroomde zandbanken (H1110C). Op de verschillende delen van de zandbank is het sediment verschillend van samenstelling: fijn zand met vele schelpfragmenten op de ondiepe delen, slibrijk zand op grotere diepten. De aangrenzende diepere delen van en rondom de Doggersbank worden gekenmerkt door slibrijke fijne zanden. De waterbeweging wordt bepaald door de relatief lage getijdendynamiek en stroming. Het bodemleven bestaat uit schelpdieren, wormen, kreeftjes, garnalen en vissen.

Habitatrichtlijnsoorten

De Doggersbank is aangewezen voor drie zeezoogdieren: de bruinvis, grijze zeehond en gewone zeehond. Waarschijnlijk gebruiken deze soorten de Doggersbank als foerageergebied. In internationale context is de Doggersbank van gemiddeld belang voor bruinvissen. Zeehonden worden wel waargenomen in de Doggersbank, echter zijn de kustgebieden van veel groter belang voor de zeehondenpopulaties.

4.1.4 Klaverbank

Tabel 4.4 Informatie Klaverbank

gebiedsnummer	165
status	Habitatrichtlijn
oppervlakte	153.900 ha
beheerder	Ministerie van IenW/Rijkswaterstaat
minimale afstand tot IJmuiden Ver kavel IV	94 km

De Klaverbank is gelegen in het noordwestelijke deel van de Nederlandse Noordzee. Het is aangewezen als Habitatrichtlijngebied (tabel 4.4). Het bodemoppervlak van de Klaverbank bestaat uit (grof) grind en grotere stenen in afwisseling met grof zand en schelpenmateriaal. De aanwezigheid van de grove sedimenttypen biedt een specifieke leefomgeving voor onder andere aan substraat gebonden organismen. In het gebied kan het licht doordringen tot een diepte van wel 40 m, wat de begroeiing met kalkroodwieren mogelijk maakt. Door de driedimensionale structuur van het aanwezige habitatype is er een potentieel biodiversiteitsverhogende werking. De structuur van het habitatype wordt gevormd door de aangroei van organismen die met het substraat zijn verbonden, en door kalkroodwieren die het losse sediment aan elkaar kunnen vastleggen. De Klaverbank ligt gemiddeld 43 m onder het zeeoppervlak en wordt aan de zuidwestkant doorsneden door een 60 m diepe, slibrijke geul: de Botney Cut.

Habitattypen

De Klaverbank is aangewezen voor één habitatype, namelijk riffen (H1170) (tabel 4.4). Essentieel voor dit habitatype is het voorkomen van hard substraat (grote stenen-, schelpbanken) dat zich boven het sedimentoppervlak verheft. Kenmerkend voor niet-biogene riffen is de aanwezigheid van stabiel hard substraat in de vorm van grote zwerfkeien en/of een grove grindfractie. Er kan sprake zijn van het voorkomen van een mozaïek van (groeve) sedimenttypen waarin verschillende sedimenttypen afgewisseld voorkomen: plaatsen met grind en keien afgewisseld met grof zand. De aanwezigheid van grove sedimenten in de vorm van grind en keien biedt op het substraat vastzittende dieren (sessiele epifauna) een leefgebied.

Habitatrichtlijnsoorten

De Klaverbank is aangewezen voor drie zeezoogdieren: de bruinvis, grijze zeehond en gewone zeehond. De Klaverbank maakt deel uit van het verspreidingsgebied van de bruinvis en zeehonden op de Noordzee. Waarschijnlijk gebruiken deze soorten de Klaverbank als foerageer- en doortrekgebied. In internationale context is de Klaverbank van gemiddeld belang voor bruinvissen. Zeehonden worden wel waargenomen in de Klaverbank, echter zijn de kustgebieden van veel groter belang voor de zeehondenpopulaties.

4.1.5 Noordzeekustzone

Tabel 4.5 Informatie Noordzeekustzone

gebiedsnummer	7
status	Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn
oppervlakte	144.475 ha
beheerder	Ministerie van IenW/Rijkswaterstaat, ministerie van Defensie, natuurmonumenten, Staatsbosbeheer, it Fryske Gea
minimale afstand tot IJmuiden Ver kavel IV	64 km

Het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone bestaat uit de kustwateren van de Noordzee en grenst aan de Waddeneilanden en de Waddenzee. Het is aangewezen als Habitatrichtlijn- en Vogelrichtlijngebied (tabel 4.5). Het Natura 2000-gebied begint langs de Noord-Hollandse kust ten noorden van Bergen en gaat door langs de gehele waddenkust tot aan de Eems. Het gebied heeft een maximale diepte van NAP -20 m. Er is een sterke onderlinge samenhang tussen de Noordzeekustzone, de Waddeneilanden en de Waddenzee. Bij de stranden en vooroevers van de Noordzeekustzone, de eilanden en de Waddenzee vindt er een sterke wisselwerking plaats van erosie- en sedimentatieprocessen. Deze processen geven de mogelijkheid tot de vorming van duinen, geulen, platen, ondieptes en duinen (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016c).

Habitattypen

De Noordzeekustzone is aangewezen voor zeven habitat(sub)typen. Ongeveer 97 % van de Noordzeekustzone (140.000 ha) bestaat uit het habitatype H1110 'permanent overstroomde zandbanken'. Dit habitatype bestaat uit zandbanken die voortdurend onderwater staan, tussenliggende laagtes en geulen. Het habitatype wordt gekenmerkt door een hoge dynamiek die wordt veroorzaakt door getijdestroming en golfwerking. Het bodemleven bestaat uit schelpdieren, wormen, kreeftjes, garnalen en vissen. Dicht bij de kust bestaat het bodemleven uit een soortenarme levensgemeenschap. De bodemfauna bestaat hier voornamelijk uit soorten met een korte levensduur en/of hoge reproductiesnelheid. Verder uit de kust neemt de soortendiversiteit in de levensgemeenschap toe en bestaat het uit relatief langlevende soorten (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016c). Andere habitattypen die worden beschermd in de Noordzeekustzone zijn H1140 'droogvallende slik- en zandplaten', verschillende duinhabittypen en habitattypen met pioniervegetatie zoals zilte graslanden (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016c).

Habitatrichtlijnsoorten

Zeezoogdieren

De Noordzeekustzone is aangewezen voor drie zeezoogdieren: de bruinvis, grijze zeehond en gewone zeehond. De bruinvis is het talrijkste zeezoogdier van het Noordzeegebied. Voor de grijze zeehond is de Noordzeekustzone het belangrijkste leefgebied in Nederland. Ze gebruiken zandplaten, zoals de Razende Bol en de Engelse Hoek, om pups ter wereld te brengen en te zogen. Voor de gewone zeehond is de Noordzeekustzone met name voor het foerageren zeer belangrijk (Jak *et al.*, 2009).

Vissen

De Noordzeekustzone is aangewezen voor drie vissoorten: de zeeprík, rivierprík en fint. Alle drie de vissen zijn anadrome vissoorten. Dit betekent dat de volwassen vissen in de zee en brakwater leven en in de paartijd de rivieren optrekken voor het voortplanten. De Noordzeekustzone is voor alle drie soorten een doortrekgebied en geen paaigebied (Jak *et al.*, 2009; Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016c).

Vogelrichtlijnsoorten

De Noordzeekustzone is aangewezen voor drie broedvogelsoorten en 18 niet-broedvogelsoorten. De bontbekplevier, strandplevier en dwergstern zijn aangewezen als broedvogels. De niet-broedvogels zijn te verdelen in duikers, aalscholver, diverse eenden en steltlopers, en dwergmeeuw.

4.1.6 Waddenzee

Tabel 4.6 Informatie Waddenzee

gebiedsnummer	1
status	Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn
oppervlakte	271.771 ha
beheerder	Rijkswaterstaat, Defensie, Staatsbosbeheer, Groninger Landschap, It Fryske Gea, Landschap Noord-Holland, Natuurmonumenten
minimale afstand tot IJmuiden Ver kavel IV	74 km

Het Natura 2000-gebied Waddenzee grenst aan meerdere Natura 2000-gebieden; de Noordzeekustzone en indirect aan het Lauwersmeer en het IJsselmeergebied. De Waddenzee is aangewezen als Habitatrichtlijn- en Vogelrichtlijngebied (tabel 4.6). Het Vogelrichtlijngebied betreft de gehele oppervlakte van de Waddenzee. Het Habitatrichtlijngebied betreft 264.858 hectare. Er is een sterke onderlinge samenhang tussen de Noordzeekustzone, de Waddeneilanden en de Waddenzee. De wisselwerking van abiotische en biotische processen tussen deze gebieden is groot (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016d).

Habitattypen

De Waddenzee is aangewezen voor 15 habitattypen. Binnen Nederland is de Waddenzee het belangrijkste gebied voor het habitatype H1140 'slik- en zandplaten'. Dit is een zeer dynamisch habitatype, waarbij de exacte locatie en oppervlakte jaarlijks wisselen ten gevolge van erosie- en sedimentatieprocessen. Er zijn mosselbanken, zeegrasvelden en een rijke bodemfauna aanwezig, waar vogels op foerageren. Het habitatype H1110 'permanent overstroomde zandbanken' bestaat uit geulen en zandbanken die niet droogvallen. Plaatselijk kunnen in het habitatype harde substraten voorkomen, zoals schelpenbanken en gebieden met veen, keileem of stenen. Daarnaast worden verschillende duinhabitattypen en habitattypen met pioniervegetatie zoals kwelders beschermd in de Waddenzee (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016d).

Habitatrichtlijnsoorten

Zeezoogdieren

De Waddenzee is aangewezen voor twee zeezoogdieren: de grijze zeehond en gewone zeehond. Grijze zeehonden gebruiken de hoge zandplaten en stranden van de Waddeneilanden om jongen te baren en te rusten. De Waddenzee is van groot belang voor de gewone zeehond. In de zomermaanden tijdens de zoog- en verharingsperiode zijn deze zeehonden afhankelijk van de droogvallende zandplaten. Daarnaast is de Waddenzee een belangrijk foerageergebied voor de grijze en gewone zeehond (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016d). Naast de zeehonden wordt de bruinvis regelmatig waargenomen in de Waddenzee, maar komt voornamelijk voor in de Noordzee. De bruinvis is op dit moment opgenomen in het ontwerp-wijzigingsbesluit, maar is nog geen definitief aangewezen soort voor de Waddenzee.

Vissen

De Waddenzee is aangewezen voor drie vissoorten: de zeeprik, rivierprik en fint. Alle drie de vissen zijn anadrome vissoorten. Dit betekent dat de volwassen vissen in de zee en brakwater leven en in de paartijd de rivieren optrekken voor het voortplanten. Voor de prikken is de Waddenzee een belangrijke toegangspoort voor de paaipopulaties in Duitsland, voornamelijk voor het stroomgebied van de Eems. Voor de fint is de Waddenzee als doortrek- en opgroei gebied van zeer groot belang (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016d).

Vogelrichtlijnsoorten

De Waddenzee is aangewezen voor 13 broedvogelsoorten en 39 niet-broedvogelsoorten. Bij de broedvogels gaat het om de lepelaar, eider, roofvogels en uilen, steltlopers, en meeuwen en sterns. Alleen de broedvogels kleine mantelmeeuw en grote stern foerageren op open zee tijdens de broedperiode. De niet-broedvogels hebben voornamelijk betrekking op een breed spectrum aan watervogels en steltlopers, en enkele overige soorten.

4.1.7 Voordelta

Tabel 4.7 Informatie Voordelta

Gebiedsnummer	113
status	Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn
oppervlakte	83.534 ha
beheerder	Ministerie van IenW/Rijkswaterstaat, ministerie van Economische Zaken, provincie Zuid-Holland, provincie Zeeland, waterschap Hollandse Delta, waterschap Scheldestromen, Stichting Zuid-Hollands Landschap, Stichting Het Zeeuws Landschap, Vereniging Natuurmonumenten, Staatsbosbeheer en Recreatieschap Voorne-Putten-Rozenburg
minimale afstand tot IJmuiden Ver kavel IV	101 km

De Voordelta omhelst het ondiepe zeegedeelte van de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta. Het is aangewezen als Habitatrichtlijn- en Vogelrichtlijngebied (tabel 4.7). Het gebied wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van een gevarieerd en dynamisch milieu van kustwateren (zout), intergetijdengebied en stranden, dat een relatief beschutte overgangszone vormt tussen de (voormalige) estuaria en volle zee. Het gebied bestaat uit een uitgebreid stelsel van droogvallende en diepere zandbanken met daartussen diepere geulen. De Voordelta kent een hoge voedselrijkdom door de aanvoer van voedingsstoffen uit de Rijn en Maas via de Haringvlietssluisen. Aan de randen van het gebied, bij Voorne en Goeree, liggen een aantal schorren en meer slikkige platen (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016b).

Habitattypen

De Voordelta is aangewezen voor 10 habitat(sub)typen. Het habitattype H1110 'permanent overstroomde zandbanken' vormt het grootste deel van het gebied. Op de ondiepe plekken komt het habitattype H1140 'slik- en zandplaten' voor. Daarnaast worden verschillende duinhabitatypen en habitattypen met pioniervegetatie en grasland ontwikkeling beschermd (Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, 2008).

Habitatrichtlijnsoorten

Zeezoogdieren

De Voordelta is aangewezen voor drie zeezoogdieren: de bruinvis, grijze zeehond en gewone zeehond. De grijze en gewone zeehond zijn afhankelijk van de platen om op te rusten. Door grijze zeehonden worden de platen het meest intensief gebruikt tijdens de verharingsperiode (maart-april) en zoogperiode (december-januari). Voor de gewone zeehond is de zoogperiode tussen mei-augustus belangrijk (van Oostveen, 2013). De bruinvis wordt in de gehele Voordelta met relatief hoge aantallen waargenomen. De populatie maakt deel uit van die in de gehele Noordzee (Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, 2018). De bruinvis is op dit moment opgenomen in het ontwerp wijzigingsbesluit, echter is het nog geen definitief aangewezen soort voor de Waddenzee.

Vissen

De Voordelta is aangewezen voor vier vissoorten: de zeeprik, rivierprik, fint en elft. Het zijn allemaal anadrome vissoorten. Dit betekent dat de volwassen vissen in de zee en brakwater leven en in de paartijd de rivieren optrekken voor het voortplanten. De Voordelta vormt een schakel tussen de (binnenlands gelegen) voortplantingsgebieden in het stroomgebied van de Rijn, de doortrekgebieden (zoals Natura 2000-gebied Haringvliet) en de (andere) mariene gebieden waar deze soorten opgroeien en overwinteren (Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, 2008).

Vogelrichtlijnsoorten

De Voordelta is aangewezen voor 30 niet-broedvogels. Deze vogels hebben voornamelijk betrekking op diverse watervogels en steltlopers, enkele meeuwen en sterns, en enkele overige soorten. Bijzonder is de aanwezigheid van zee-eenden in het gebied (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016b).

4.1.8 Vlake van de Raan

Tabel 4.8 Informatie Vlake van de Raan

gebiedsnummer	163
status	Habitatrichtlijn
oppervlakte	17.521 ha
beheerder	Ministerie van IenW/Rijkswaterstaat
minimale afstand tot IJmuiden Ver kavel IV	147 km

Het gebied Vlake van de Raan is onderdeel van het ondiepe zeegedeelte van de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta. Het is aangewezen als Habitatrichtlijngebied (tabel 4.8). Het gebied is gelegen in de monding van het Schelde-estuarium, op de overgang van het estuarium naar de volle zee. De Vlake van de Raan wordt gekenmerkt door permanent met zeewater overstroomde zandbanken die maximaal 20 m diep liggen.

Habitattypen

Het habitatype H1110 'permanent overstroomde zandbanken' is aanwezig in de hele Vlakte van de Raan. Het bestaat uit zandbanken in ondiepe delen van de zee die voortdurend onder water staan. Naast de zandbanken maken ook de tussenliggende laagten en geulen er deel van uit. De overstroomde zandbanken hebben een hoge dynamiek van water en bodem. De werking van golven zorgt voor een lage stabiliteit van het sediment in de ondiepe delen. Mede door de menselijke bodemberoering (visserij, vaargeulbeheer) bestaat het bodemleven in de Vlakte van de Raan, ook in de van nature relatief minder dynamische delen, overwegend uit individurijke, maar soortenarme levensgemeenschappen. Verder uit de kust neemt door toenemende stabiliteit van de zeebodem de biodiversiteit toe. Hier is een (potentieel) soortenrijke levensgemeenschap aanwezig bestaande uit relatief langlevende soorten (Rijkswaterstaat Zee en Delta, 2016).

Habitatrichtlijnsoorten

Zeezoogdieren

De Vlakte van de Raan is aangewezen voor drie zeezoogdieren: de bruinvis, grijze zeehond en gewone zeehond. De grootste aantallen bruinvissen zijn aanwezig in het vroege voorjaar van februari tot april. In de Vlakte van de Raan zijn enkele bruinvissen met jongen waargenomen. De kustzone van de Noordzee, inclusief Voordelta en Vlakte van de Raan, is het belangrijkste foerageergebied voor de grijze zeehond in Nederland. In de winterperiode is ook de gewone zeehond vaker te zien in de kustzone. Aangezien er geen zandplaten aanwezig zijn, wordt de Vlakte van de Raan niet gebruikt als rustgebied (Rijkswaterstaat Zee en Delta, 2016).

Vissen

De Vlakte van de Raan is aangewezen voor drie vissoorten: de zeeprik, rivierprik en fint. Alle zijn anadrome soorten, dat wil zeggen dat volwassen vissen vanuit zee de rivieren optrekken om daar te paaien. De zeeprik en rivierprik leven in de Vlakte van de Raan als parasiet op andere vissen. Langs de Nederlandse kust en bij zoet-zoutovergangen in riviermondingen worden relatief veel finten waargenomen, die vrijwel allemaal afkomstig zijn van populaties uit omliggende landen. In de Vlakte van de Raan gaat het mogelijk om vissen die in het Belgische deel van de Schelde paaien. De Vlakte van de Raan zelf vormt geen onderdeel van het paaigebied van fint (Rijkswaterstaat Zee en Delta, 2016).

4.1.9 Oosterschelde

Tabel 4.9 Informatie Oosterschelde

gebiedsnummer	118
status	Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn
oppervlakte	36.976 ha
beheerder	RWS, provincie Zeeland, Staatsbosbeheer, Stichting Het Zeeuwse Landschap
minimale afstand tot IJmuiden Ver kavel IV	132 km

Het gebied Oosterschelde is een onderdeel van het voormalige estuarium van de Schelde. Het is aangewezen als Habitatrichtlijn- en Vogelrichtlijngebied (tabel 4.9). In 1986 is de Oosterschelde van de zee afgesloten door een stormvloedkering, die de getijdenwerking nog in enige mate toelaat. Als gevolg van de getijdenstromen vinden erosie- en sedimentatieprocessen plaats die resulteren in een wisselend patroon van schorren, slikken en droogvallende platen (het intergetijdengebied), ondiep water en diepe getijdengeulen. In de monding van de Oosterschelde bevinden zich de diepste stroomgeulen die plaatselijk een diepte bereiken van 45 m. Tussen deze stroomgeulen en in het gebied ten oosten van de Zeelandbrug bevinden zich uitgestrekte gebieden met ondiepe wateren met zandbanken. In het oosten en noorden van het gebied

komen grote oppervlakten slikken voor. Binnendijks worden langs de oever een groot aantal karrevelden, inlagen en kreekrestanten tot het gebied gerekend. Deze gebieden bestaan voornamelijk uit vochtige graslanden en open water. Het water, het intergetijdengebied en de binnendijks gelegen gebieden vormen tezamen het leefmilieu voor de rijke flora en fauna van het gebied. De grote variatie aan milieutypen in het gebied gaat gepaard met een grote diversiteit aan dier- en plantensoorten. Genoemde variatie aan milieutypen wordt bepaald door factoren als getij, stroming, watertemperatuur, hoogteligging, waterkwaliteit en sedimentsamenstelling (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016a).

Habitattypen

De Oosterschelde is definitief aangewezen voor zes (sub)habitattypen. Het habitatype 'grote baaien' (H1160) betreft het open water in de Oosterschelde, inclusief droogvallende platen en slikken. Het habitatype wordt begrensd óf door de hoogwaterlijn óf door habitattypen 'zilte pionier begroeiingen' (H1310A), 'slijkgrasvelden' (H1320) en 'schorren en zilte graslanden' (H1330A en H1330B), die ook iets onder de gemiddelde hoogwaterlijn kunnen voorkomen. Het habitatype 'overgangs- en trilvenen (veenmosrietlanden)' wordt op kleine schaal aangetroffen in de Oosterschelde (H7140B) (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016a).

Habitatrichtlijnsoorten

Er zijn twee soorten zoogdieren definitief aangewezen in de Oosterschelde, namelijk de Noordse woelmuis en de gewone zeehond. Voor de gewone zeehond vormen de lig- en rustplaatsen rond de geulen van de Roggeplaat veruit het belangrijkste gebied in de Oosterschelde (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2011). In de Oosterschelde is de zuidkust van Schouwen een belangrijk leefgebied voor de Noordse woelmuis. De Noordse woelmuis komt in de Oosterschelde met name voor in geïsoleerde gebieden (binnendijkse eilandjes) (Jacobusse, 2019).

Vogelrichtlijnsoorten

De Oosterschelde is aangewezen voor 8 broedvogelsoorten en 37 niet-broedvogelsoorten. De Oosterschelde (en de Deltawateren als geheel) is van groot belang voor vogels die broeden op kale of schaars begroeide gronden. Bij de broedvogels gaat het om roofvogels, steltlopers en sterns. Daarnaast is de Oosterschelde een belangrijk gebied voor een groot aantal doortrekkende en overwinterende niet-broedvogels. De niet-broedvogels hebben voornamelijk betrekking op een breed spectrum aan watervogels en steltlopers, en enkele overige soorten (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016a).

4.1.10 Westerschelde & Saeftinghe

Tabel 4.10 Informatie Westerschelde & Saeftinghe

gebiedsnummer	122
status	Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn
oppervlakte	44.052 ha
beheerder	RWS, provincie Zeeland, Staatsbosbeheer, Stichting Het Zeeuwse Landschap
minimale afstand tot IJmuiden Ver kavel IV	150 km

De Westerschelde is de zuidelijke tak in het oorspronkelijke mondingsgebied van de rivier de Schelde. Het is aangewezen als Habitatrichtlijn- en Vogelrichtlijngebied (tabel 4.10). De Westerschelde is de enige zeetak in de Delta waar nu nog sprake is van een estuarium met open verbinding naar zee. Het betreft een zeer dynamisch gebied, mede door de trechtervorm ervan, waarin het getijverschil naar achteren erg groot wordt. Het estuarium bestaat uit diepe en ondiepe wateren, bij eb droogvallende zand- en slikplaten en schorren. Onder de schorren langs de Westerschelde bevindt zich het grootste schorregebied van ons land: het Verdrongen Land van Saeftinghe. Door het grote getijverschil bevat het Verdrongen Land van Saeftinghe

zeer hoge oeverwallen en brede geulen. Buitengaats ligt de verzande slufte van de Verdrongen Zwarte Polder nog in het gebied. In het mondingsgebied is verder nog sprake van duinvorming bij Rammekenshoek, de Kaloot en op de Hooge Platen. Binnendijs liggen een aantal gebieden met aan het estuarium gekoppelde natuur: Rammekenshoek, Inlaag 1887, Bathse Kreek, Inlaag Hoofdplaat en Herdijkte Zwarte Polder (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016a).

Habitattypen

Westerschelde & Saeftinghe is definitief aangewezen voor 11 (sub)habitattypen. Het Natura 2000-gebied staat als estuarium nog volledig in open verbinding met de Noordzee en in contact met de Schelde. Hierdoor is een sterke dynamiek aanwezig, met getijdenwerking en morfologische processen en een gradiënt van zoet naar zout. Buitendijs zorgt dit voor een schakering aan dynamische natuur met slikken en schorren (H1330A en H1330B), zilte pionierbegroeiingen (H1310A en H1310B), permanent overstroomde zandbanken (H1110B) en droogvallende platen. Langs de randen van het gebied liggen op enkele locaties duinen (H2110, H2120 en H2190B) in verschillende successiestadia. Van 'embryonale duinen' tot 'duindoornstruwelen' (H2160) (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016a).

Habitatrichtlijnsoorten

Westerschelde & Saeftinghe is definitief aangewezen voor de gewone zeehond, drie trekvissoorten, de nauwe korfslak en de groenknolorchis.

Zeezoogdieren

Het Natura 2000-gebied bevat belangrijke rust- en pupgebieden voor de gewone zeehonden. Pups van de gewone zeehond worden voornamelijk waargenomen op de Everingen, Rug van Baarland en de Zimmermangeul. Rustende zeehonden worden voornamelijk aangetroffen op de Hooge Platen, de Plaat van Breskens, de Platen van Ossensisse en de Platen van Valkenisse (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016a).

Vissen

Het gebied is voor de zeepril, rivierpril en fint vooral belangrijk als doortrekgebied, zodat een gezonde populatie in het Belgische deel kan bestaan (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016a).

Overige soorten

Een populatie van de nauwe korfslak is aangetroffen in Cadzand en de Verdrongen Zwarte Polder. De groenknolorchis is binnen het gebied uitsluitend bekend van de Inlaag Hoofdplaat (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016a).

Vogelrichtlijnsoorten

Westerschelde & Saeftinghe is definitief aangewezen voor 9 broedvogelsoorten en 31 niet-broedvogelsoorten. De broedvogelsoorten betreffen roofvogels, steltlopers, zwartkopmeeuw, sterns en de blauwborst. De niet-broedvogels hebben voornamelijk betrekking op een breed spectrum aan watervogels en steltlopers, en enkele overige soorten (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016a). De schorren, hoge zandplaten, (schelpen)strandjes, dijkvakken en schaars begroeide gronden zijn zeer belangrijk broedgebied voor kustbroedvogels. Blauwborsten en bruine kiekendieven broeden in (riet)moerassen en op het Verdrongen Land van Saeftinghe. Diverse trekvogels zijn afhankelijk van Westerschelde & Saeftinghe als overwinteringsgebied, als ruigebied of als tussenstop. De slikken en schorren (vooral geconcentreerd in het Verdrongen Land van Saeftinghe) worden tijdens de trek vooral gebruikt door grondeleenden en ganzen en wadende viseters. Daarnaast is het intergetijdengebied belangrijk voor (vooral) steltlopers, waarbij de Hooge Platen een belangrijke hoogwatervluchtplaats is (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016a).

4.1.11 Duinen en Lage Land Texel

Tabel 4.11 Informatie Duinen en Lage Land Texel

gebiedsnummer	2
status	Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn
oppervlakte	4.083 ha
beheerder	provincie Noord-Holland, gemeente Texel
minimale afstand tot IJmuiden Ver kavel IV	74 km

Het deelgebied Duinen Texel wordt landschappelijk gekenmerkt door een uitgestrekt duingebied met daar binnen een kweldergebied (slufter). Het is aangewezen als Habitatrichtlijn- en Vogelrichtlijngebied (tabel 4.11). Het noordelijk en het zuidelijk gedeelte behoorden oorspronkelijk tot twee verschillende eilanden; het oorspronkelijke Texel en Eijerland. Ten westen van de stuifdijk, die sinds 1629 de voormalige eilanden verbindt, ligt een oude strandvlakte met een reeks grote valleien. Het deel ten noorden van de slufter (Eierlandsche duinen) omvat oude duinen met graslanden en heiden; het zuidelijke deel is meer gevarieerd met zowel oude als jonge duingebieden. In het gebied is een grote diversiteit aan duinvalleien aanwezig, die verschillen in de mate van infiltratie dan wel kwel. Aan de zuidrand ligt een grote zandplaat, de Hors, die hoort bij het Natura 2000-gebied Waddenzee. In de Westerduinen zijn naaldbossen aanwezig. Binnen de begrenzing van het gebied vallen ook de Hanenplas, met duinen, duinvalleien, duingraslanden, struwelen en ruigten en de Korverskooi, een eendenkooi bestaande uit een kooibos met daaromheen duinen, valleien en graslanden. Daarnaast behoren ook een aantal poldergebieden in het lage land van Texel tot de begrenzing. Dit zijn kreekrestanten met omliggende rietkragen, moerassen en graslanden.

Habitattypen

Duinen en Lage Land Texel is definitief aangewezen voor 23 (sub)habitattypen. Er worden verschillende duinhabitattypen en habitattypen met pioniervegetatie (H1310A en H1310B), slik- en zandplaat (H1140A), moeras (H7210) en grasland (H1320, H1330A en H1330B) beschermd.

Habitatrichtlijnsoorten

Duinen en Lage Land Texel is definitief aangewezen voor twee habitatrichtlijnsoorten, namelijk voor de Noordse Woelmuis en groenknolorchis. De Noordse woelmuis komt op Texel over het hele eiland voor, zowel in de duinen en kwelders als in het poldergebied. Tot nu toe houdt de Noordse woelmuis goed stand op Texel. De groenknolorchis is gebonden aan standplaatsen met zonnige tot licht beschaduwde, onbemeste grond die onder invloed staan van basenrijk grondwater. Het meest wordt de soort aangetroffen in trilvenen (habitattype H7140) en duinvalleien (habitattype H2190). Op Texel is de populatie de laatste decennia redelijk stabiel (Dienst Landelijk Gebied & Staatsbosbeheer, 2016).

Vogelrichtlijnsoorten

Duinen en Lage Land Texel is definitief aangewezen voor twaalf broedvogels. Het betreft roerdomp, lepelaar, eider, roofvogels, steltlopers, kleine mantelmeeuw, sterns, tapuiten en velduil.

4.1.12 Duinen Vlieland

Tabel 4.12 Informatie Duinen Vlieland

gebiedsnummer	3
status	Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn
oppervlakte	1.484 ha
beheerder	provincie Fryslan, gemeente Vlieland
minimale afstand tot IJmuiden Ver kavel IV	94 km

Het gebied Duinen Vlieland wordt landschappelijk gekenmerkt door een uitgestrekt duingebied en bedijkte kwelders (Kroon's Polders). Het is aangewezen als Habitatrichtlijn- en Vogelrichtlijngebied (tabel 4.12). Vlieland is één van de kleinere eilanden in ons deel van de Waddenzee. De droge duinen zijn relatief kalkarm wat zich uit in korstmossrijke duingraslanden en heidebegroeiingen. Het gebied omvat ook enige boscomplexen die bestaan uit aangeplant naald- en loofbos en spontane opslag. Aan de westrand van het gebied ligt de Vliehors, een uitgestrekte strandvlakte met pionierduinen, jonge kwelderbegroeiing en een duinvallei. Het grootste deel van de Vliehors ligt in het Natura 2000-gebied Waddenzee. In het gebied is een grote diversiteit aan duinvalleien aanwezig, die verschillen in de mate van infiltratie dan wel kwel. Centraal op het eiland zijn zure milieus van infiltratievalleien; op de ijsbaan is meer kwel aanwezig. De Kroon's Polders bestaan uit een reeks van duinvalleien met kalkrijke duinvalleivegetatie. Het reservaat bestaat uit een viertal kunstmatig afgesnoerde achterduinse strandvlakten. Ze zijn ooit aangelegd om te voorkomen dat het eiland zou doorbreken en om weiland te creëren. In drie van de vier polders wordt zout water ingelaten.

Habitattypen

Duinen Vlieland is definitief aangewezen voor 17 (sub)habitattypen. Er worden verschillende duinhabitattypen en habitattypen met pioniervegetatie (H1310A) en schorren en zilte grasland (H1330A) beschermd.

Habitatrichtlijnsoorten

Duinen Vlieland is definitief aangewezen voor één habitatrichtlijnsoort; de groenknolorchis. De soort komt slechts beperkt voor op Vlieland (2 % van de landelijke populatiegrootte) en wordt alleen aangetroffen in de Kroon's Polders. Hier staat de soort in de meest westelijke delen die het minst zout zijn en dan vooral in de randterrassen die iets hoger liggen dan het centrale deel van de kwelders.

Vogelrichtlijnsoorten

Duinen Vlieland is definitief aangewezen voor acht broedvogelsoorten en zes niet-broedvogelsoorten. De broedvogels betreffen de aalscholver, lepelaar, eider, roofvogels, porseleinhoen, kleine mantelmeeuw en tapuit. De niet-broedvogels hebben betrekking op de aalscholver, lepelaar, eenden en steltlopers.

4.1.13 Natura 2000-gebieden in het buitenland

In Duitsland, Engeland en België bevinden zich ook Natura 2000-gebieden die zijn aangewezen voor vogels, zeezoogdieren en andere soorten. Het is mogelijk dat soorten waarvoor deze gebieden zijn aangewezen ook gebruik maken van het gebied rond IJmuiden Ver. Aangezien het om dezelfde soorten gaat als in de Nederlandse Natura 2000-gebieden zijn de buitenlandse Natura 2000-gebieden niet allemaal apart beschreven. Wanneer voor een soort een negatief effect niet kan worden uitgesloten wordt nader bekeken of er ook sprake is van een mogelijk significant negatief effect op buitenlandse Natura 2000-gebieden.

4.2 Vogels

Alle in Nederland voorkomende vogelsoorten zijn opgenomen in bijlage I van de Vogelrichtlijn en zijn dus beschermd volgens artikel 3.1 Wnb. In de Nederlandse Noordzee komen diverse vogels met een verschillende verspreiding in ruimte en tijd voor. De hoogste concentraties vogels bevinden zich langs de kust.

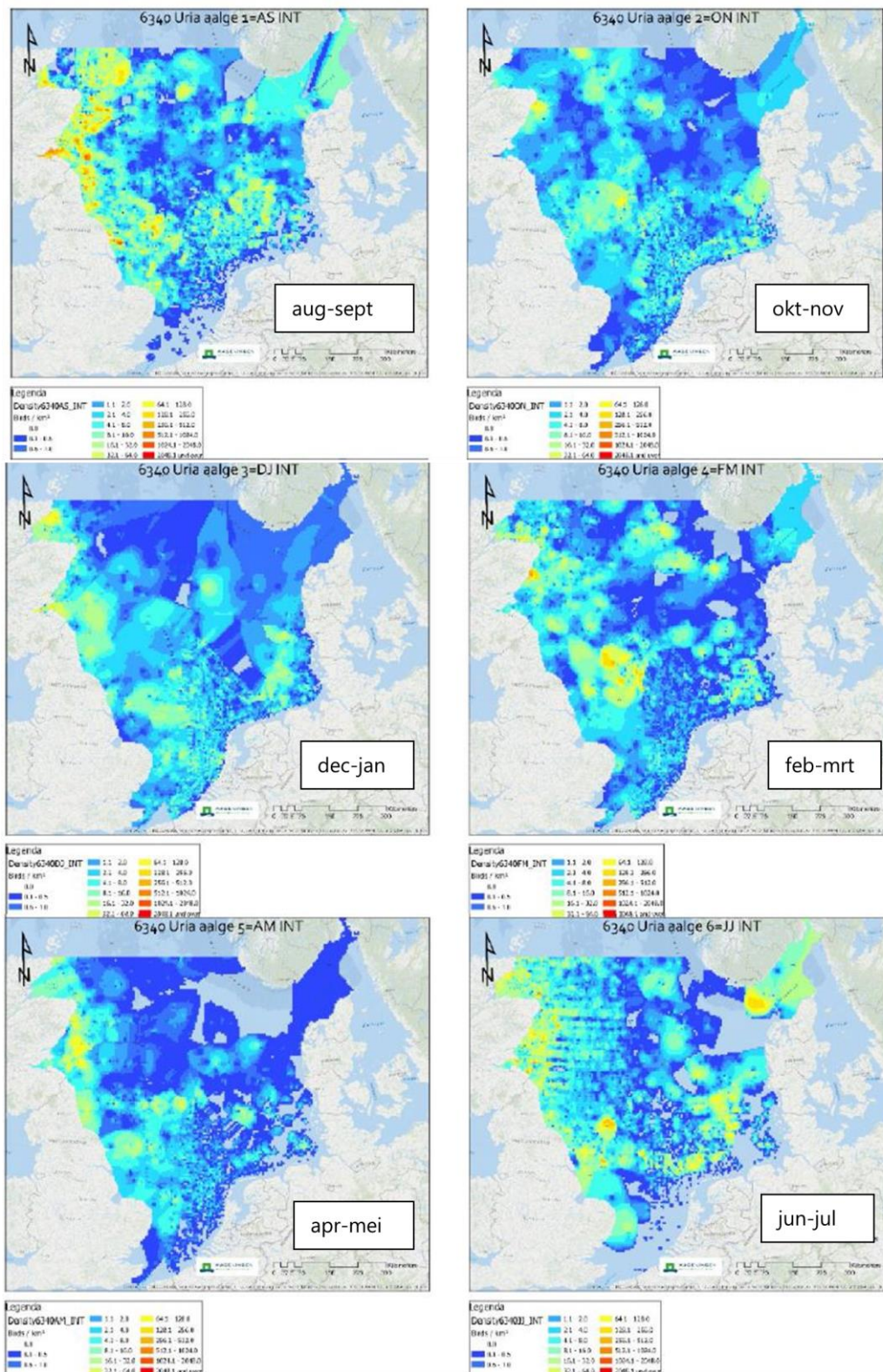
Over het algemeen kunnen de vogels die op het NCP voorkomen in verschillende groepen worden ingedeeld: (lokaal verblijvende) zeevogels, kustgebonden (broed)vogels, en trekvogels. De zeegebonden soorten zijn goed aangepast aan het leven op zee en zijn alleen in het broedseizoen voor kortere of langere tijd aan land. Kustgebonden zeevogels foerageren op zee, maar zijn minder goed aangepast aan het leven op zee en komen meestal dagelijks aan land (met uitzondering van duikers). Voor een deel van deze vogels zijn Natura 2000-gebieden aangewezen ter bescherming van hun leefgebied.

4.2.1 Zeevogels

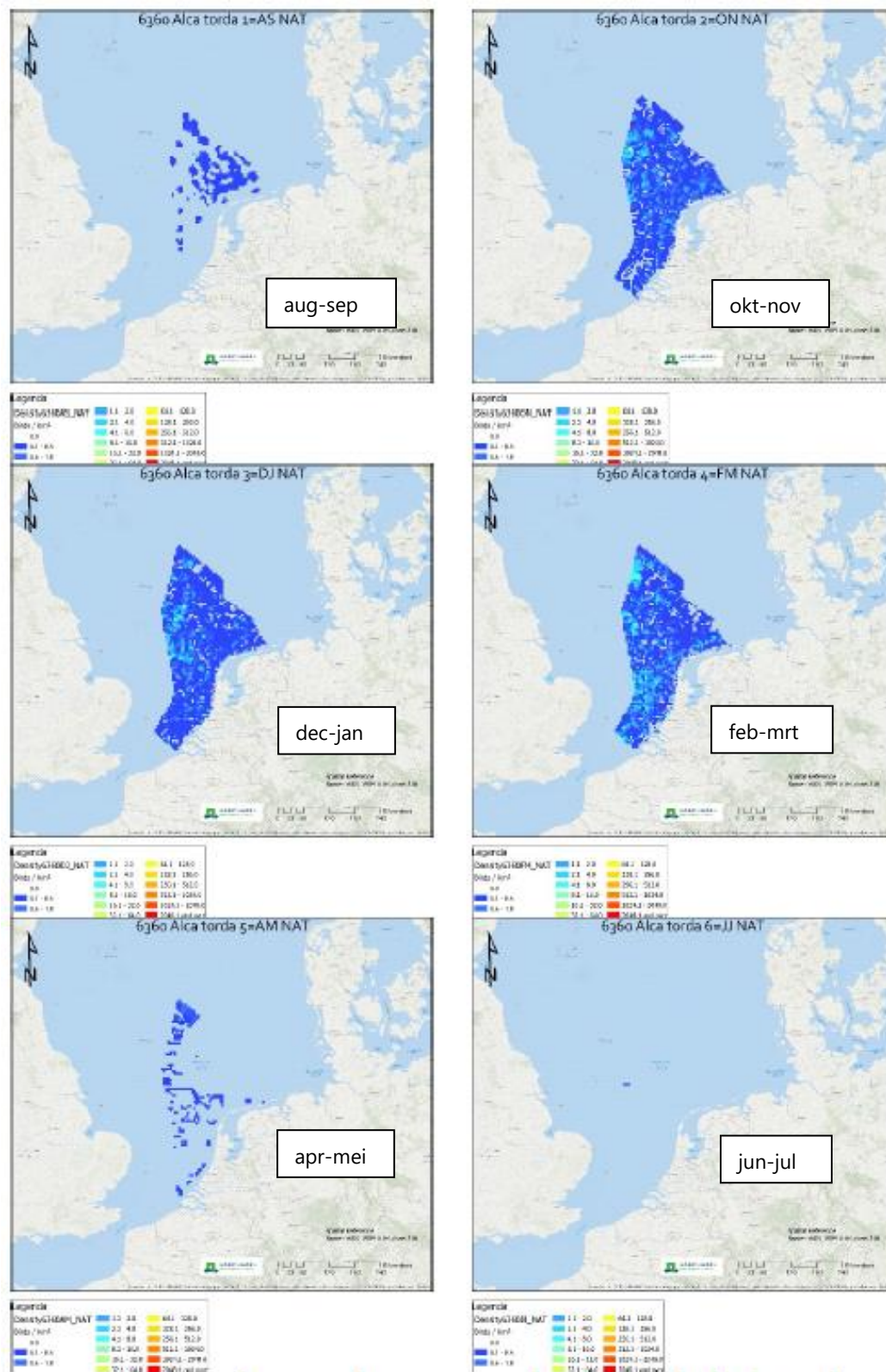
Zeekoet en alk

Met name in de wintermaanden trekt het gebied grote aantallen zeekoeten en alken aan met in december/januari de hoogste aantallen zeekoeten (zie afbeelding 4.1) en in februari/maart de hoogste aantallen alken (afbeelding 4.2) (van der Wal et al., 2018). De zeekoeten zijn waarschijnlijk afkomstig uit kolonies aan de Schotse oostkust. De herkomst van alken in het gebied is onbekend. Zeevogels foerageren in het gebied Bruine Bank op zandspiering, glasgrondel, haring en sprat. Deze potentiële prooivissen zijn in het gehele gebied aanwezig, veelal in de bovenste meters van de waterkolom, goed zichtbaar voor foeragerende alkachtigen (Geelhoed *et al.*, 2014). (Voor meer informatie zie ook het Profieldocument van de zeekoet en alk op <https://www.natura2000.nl/profielen/a199-zeekoet> resp. <https://www.natura2000.nl/a200-alk>).

Afbeelding 4.1 Verspreiding van de zeekoet binnen de Noordzee in augustus/september, oktober/november, december/januari, februari/maart, april/mei en juni/juli, van linksboven naar rechtsonder op het totale NCP (van der Wal et al., 2018). De schaal loopt van donkerblauw (minder dan 0,5 vogel per km²) tot oranje (concentraties van >250 vogels per km²)



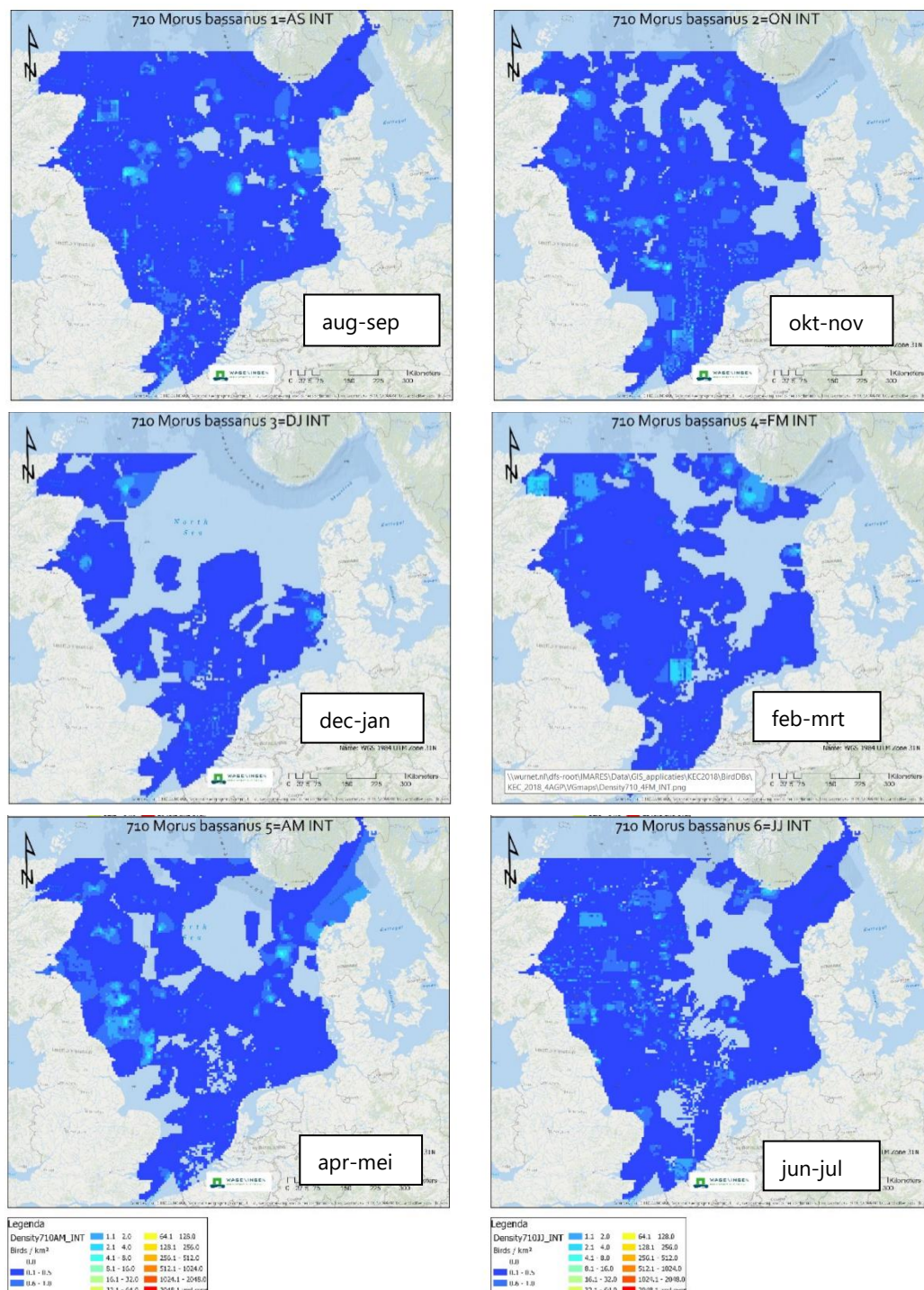
Afbeelding 4.2 Verspreiding van de alk in augustus/september, oktober/november, december/januari, februari/maart, april/mei en juni/juli, van linksboven naar rechtsonder op het totale NCP (van der Wal et al., 2018)



Jan-van-gent

De jan-van-gent is het hele jaar in lage dichtheden op het NCP aanwezig (zie afbeelding 4.3). Hoge aantallen worden in de late zomer en herfst met een piek in oktober/november waargenomen (Arts, 2015). In het algemeen is de jan-van-gent verspreid over het hele NCP te zien (Poot et al., 2010). Op het NCP worden zo'n 31.858 vogels aangetroffen en 162.867 vogels als maximum van de tweemaandelijks telling in de gehele zuidelijke Noordzee (Potiek, Leemans, et al., 2022). Opvallende aantallen worden tijdens de wintermaanden op de Bruine Bank waargenomen (Geelhoed & Leopold, 2017). (Voor meer informatie zie ook het Profieldocument van de jan-van-gent op <https://www.natura2000.nl/a016-jan-van-gent>).

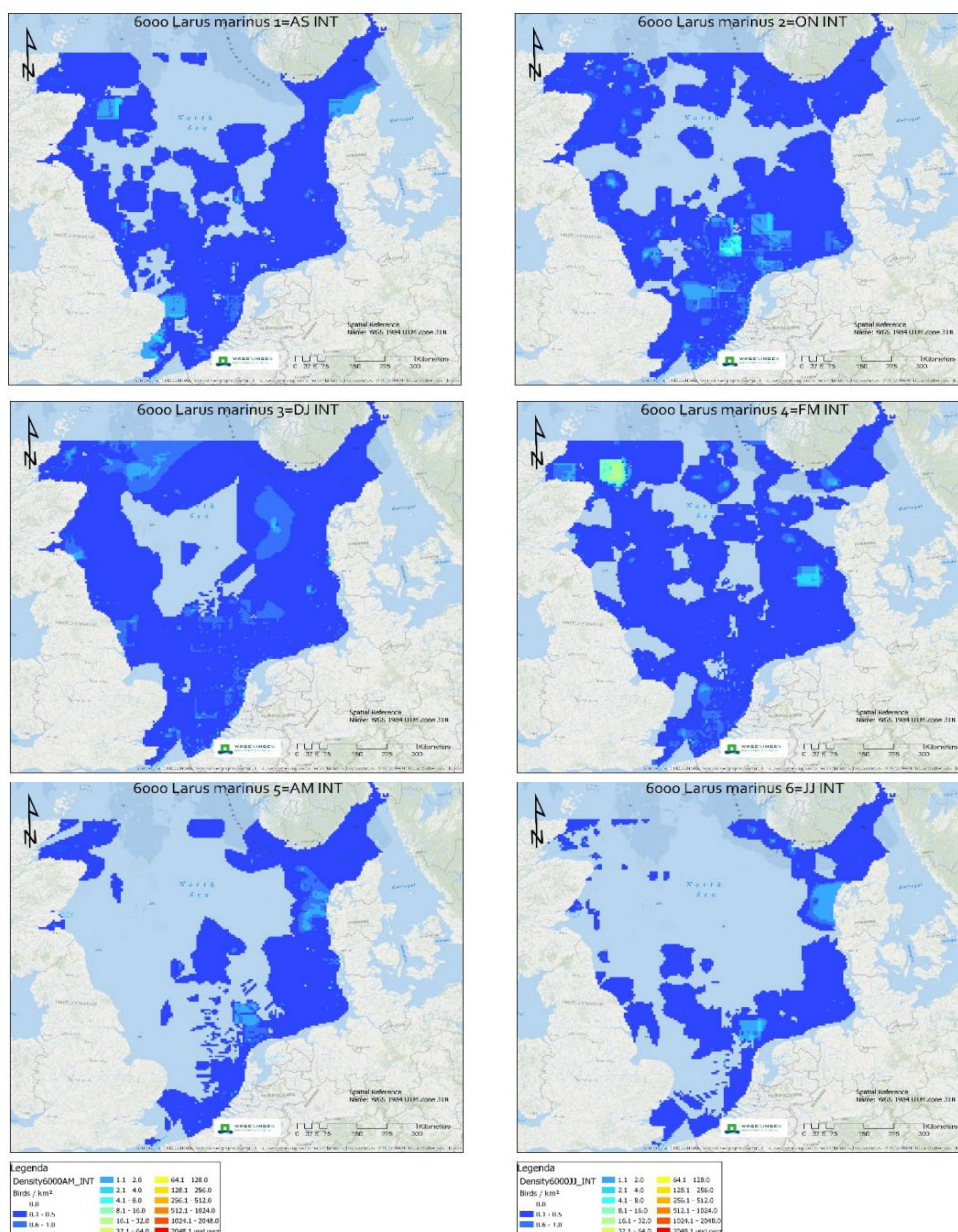
Afbeelding 4.3 Verspreiding van de jan-van-gent in augustus/september, oktober/november, december/januari, februari/maart, april/mei en juni/juli, van linksboven naar rechtsonder op het totale NCP (van der Wal et al., 2018)



Grote mantelmeeuw

De grote mantelmeeuw komt het hele jaar op het NCP voor (zie Afbeelding 4.4) (Arts, 2015). In het algemeen is het voorkomen van de grote mantelmeeuw verspreid over een brede zone (> 100 km) langs de Nederlandse kust, waarbij de hoogste dichtheden dicht bij de kust worden aangetroffen. Op de Bruine Bank en het Friese Front worden de hoogste dichtheden in de maanden augustus tot januari waargenomen (Fijn et al., 2020; Poot et al., 2010). Op het NCP worden zo'n 16.264 vogels aangetroffen, met 92.417 vogels als maximum van de tweemaandelijks telling in de gehele zuidelijke Noordzee (Potiek, Leemans, et al., 2022). (Voor meer informatie zie ook het Profielfragment van de grote mantelmeeuw op <https://www.natura2000.nl/a187-grote-mantelmeeuw>).

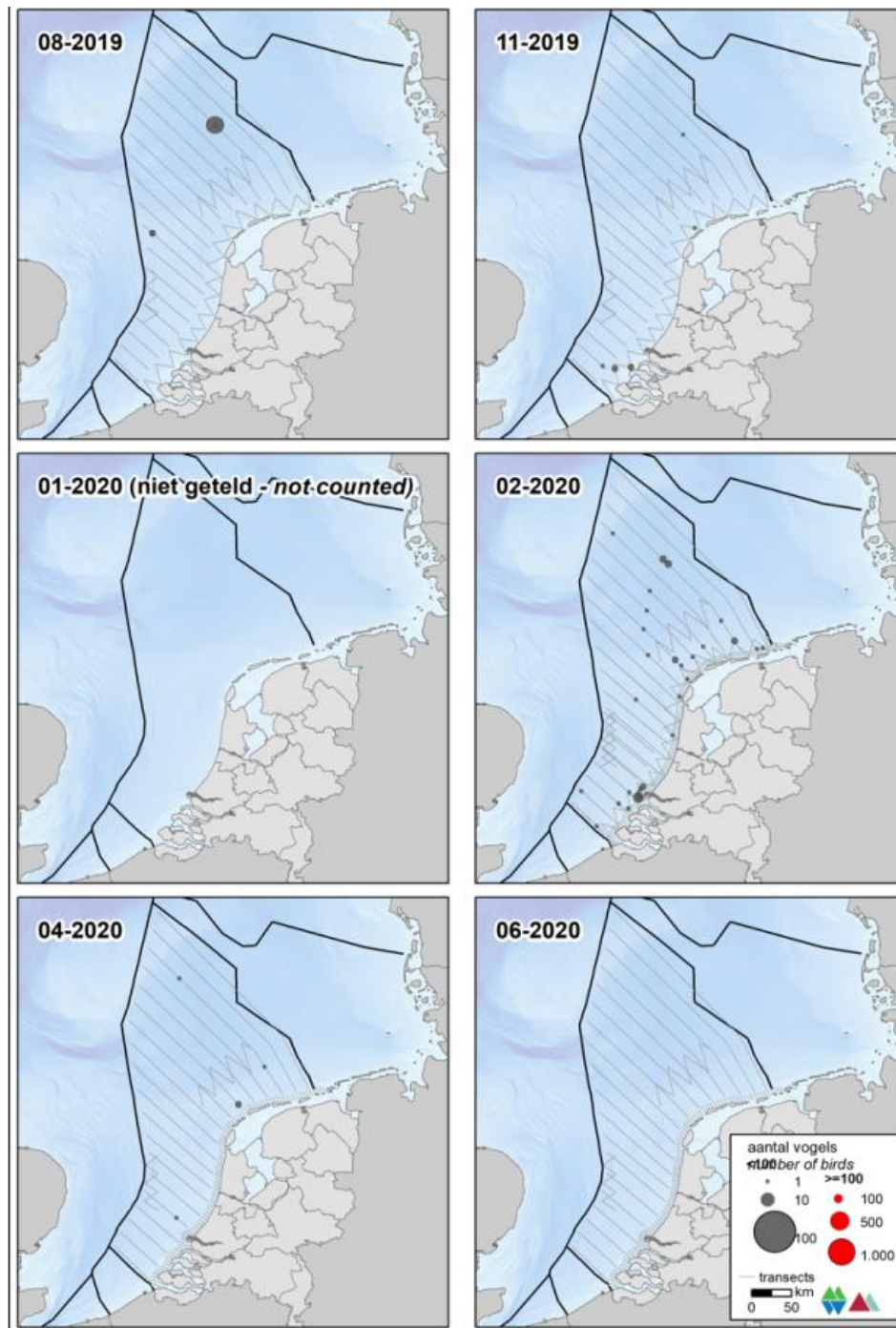
Afbeelding 4.4 Verspreidingskaarten van de grote mantelmeeuw, per periode van twee maanden: van linksboven naar rechtsonder in augustus/september, oktober/november, december/januari, februari/maart, april/mei en juni/juli. De verschillende kleuren geven gemiddelde dichtheden weer, op basis van scheeps- en vliegtuigtellingen (1991 - 2017). De schaal loopt van donkerblauw (minder dan 0,5 vogel per km²) tot oranje (concentraties van >250 vogels per km²). Kaarten: Wageningen Marine Research



Dwergmeeuw

De dwergmeeuw wordt voornamelijk tijdens de najaarstrek (oktober) en de voorjaars trek (april) in de kustzone op het NCP waargenomen (afbeelding 4.5). De verspreiding op het NCP is onregelmatig. In lagere dichtheden is de dwergmeeuw ook een wintergast. In de maanden juni tot september is deze soort gewoonlijk afwezig (Arts, 2015). (Voor meer informatie zie ook het Profieldocument van de dwergmeeuw op <https://www.natura2000.nl/profielen/a177-dwergmeeuw>). Op het NCP worden zo'n 57.833 vogels aangetroffen, met 55.817 vogels als maximum van de tweemaandelijks telling in de gehele zuidelijke Noordzee, gebruikt als populatiegrootte (Potiek, Leemans, et al., 2022).

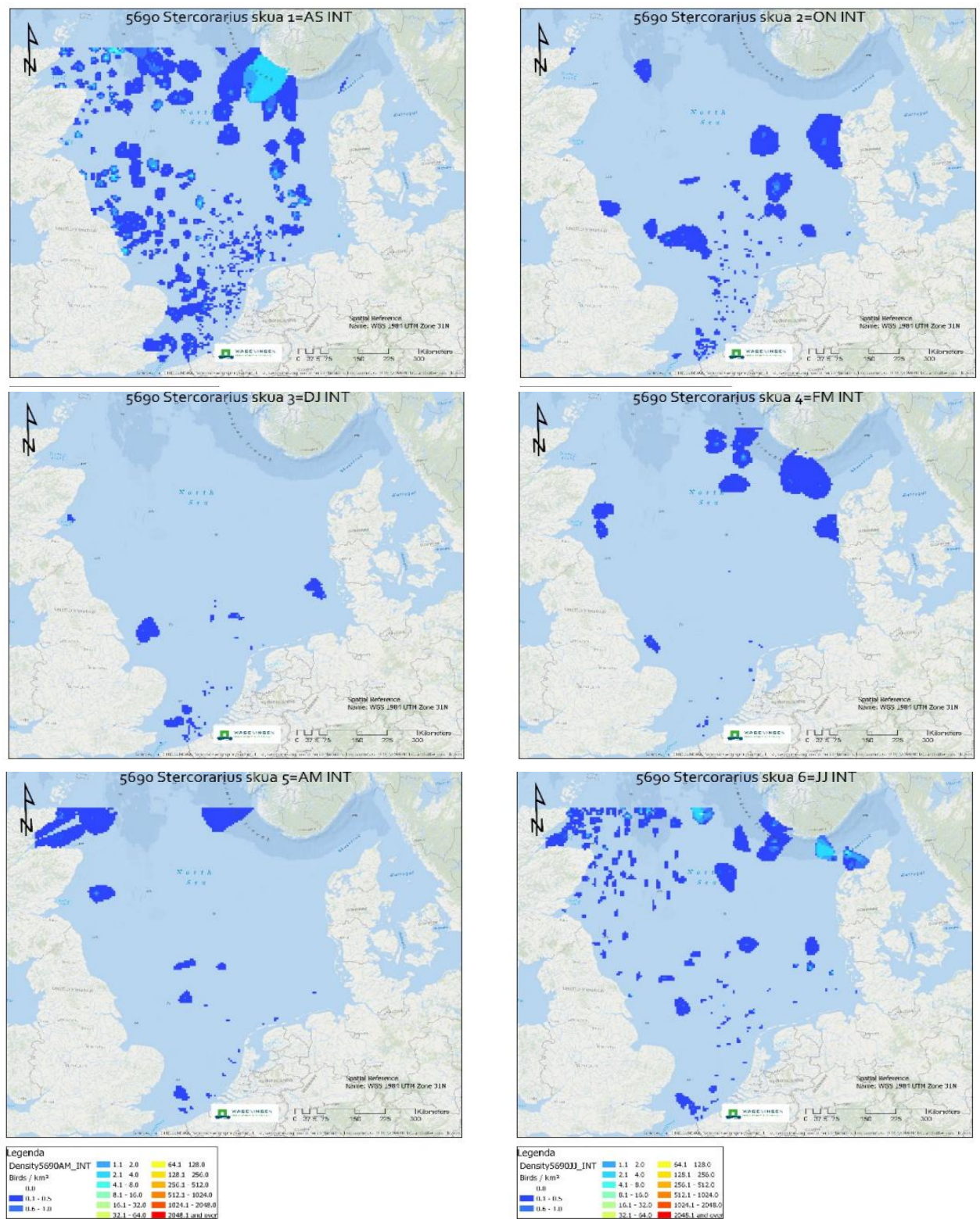
Afbeelding 4.5 Verspreiding van de dwergmeeuw tijdens monitoringsvluchten in 2019-2020 op het totale NCP (Fijn et al., 2020)



Grote jager

De grote jager komt breed verspreid op het NCP voor, zowel in offshore gebieden als langs de kust (Poot *et al.*, 2010, 2011). Opvallende concentraties worden nabij de Bruine Bank en op het Friese Front waargenomen (Bos *et al.*, 2011; Poot *et al.*, 2011). In het algemeen worden relatief lage aantallen aangetroffen, met 1.364 vogels op het NCP en 12.103 vogels als maximum van de tweemaandelijks telling in de gehele zuidelijke Noordzee (Potiek, Leemans, *et al.*, 2022). De grote jager wordt op het NCP voornamelijk in de herfst waargenomen, met de hoogste aantallen in augustus en september (afbeelding 4.6) (Bos *et al.*, 2011; Poot *et al.*, 2011). (Voor meer informatie zie ook het Profieldocument van de grote jager op <https://www.natura2000.nl/a175-grote-jager>).

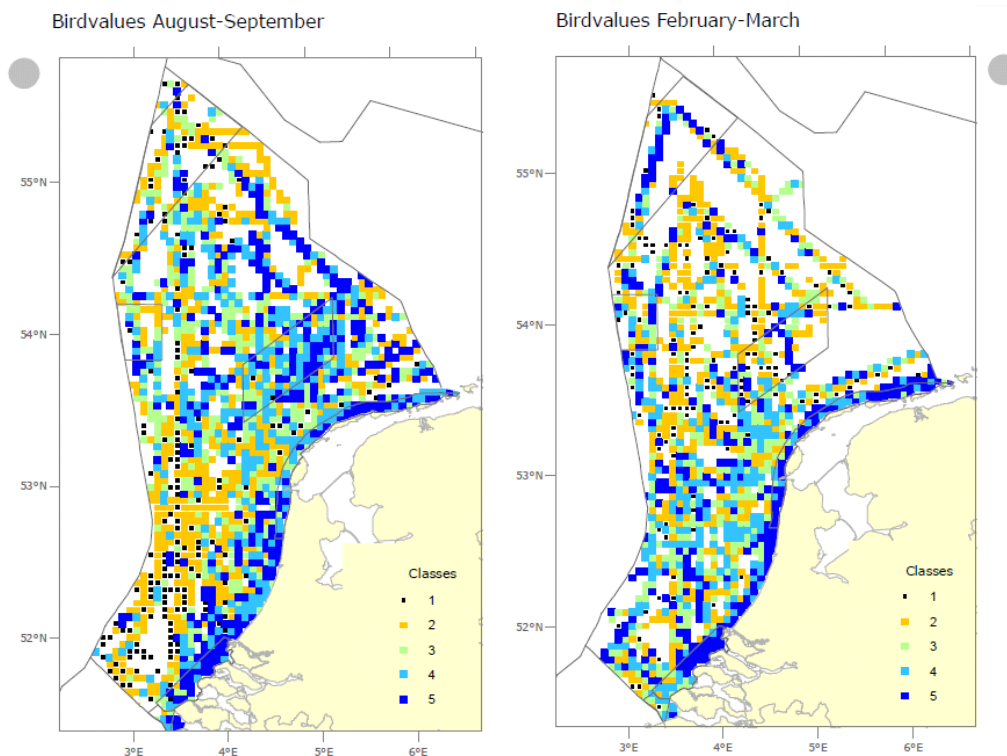
Afbeelding 4.6 Verspreidingskaarten van de grote jager, per periode van twee maanden: van linksboven naar rechtsonder in augustus/september, oktober/november, december/januari, februari/maart, april/mei en juni/juli. De verschillende kleuren geven gemiddelde dichtheden weer, op basis van scheeps- en vliegtuigtellingen (1991-2017). De schaal loopt van donkerblauw (minder dan 0,5 vogel per km²) tot oranje (concentraties van >250 vogels per km²). Kaarten: Wageningen Marine Research



4.2.2 Kust(broed)vogels

Kustgebonden vogels die op het NCP voorkomen, zijn onder andere meeuwen en sterns, zoals grote mantelmeeuw, kleine mantelmeeuw, zilvermeeuw, stormmeeuw, visdief en grote stern. De talrijkste pelagische soorten op het NCP zijn zeekoet, alk, drieteenmeeuw, jan-van-gent en Noordse stormvogel (Fijn et al., 2015, 2018). Dan zijn er ook nog minder talrijke soorten te vinden dicht bij de kust, zoals duikers, futen en zee-eenden, en verder op zee de jagers en aalscholvers.

Afbeelding 4.7 Vogelwaarden op het Nederlandse deel van de Noordzee, nazomer en winter (Bos et al., 2011)



Ook al zijn vogels mobiele soorten, sommige gebieden op zee herbergen consistent hogere 'vogelwaarden'. Bos *et al.*, (2011) hebben dit in kaart gebracht (zie onder andere afbeelding 4.7), waarbij de totale vogelwaarden zijn uitgezet voor het gehele NCP per periode van twee maanden. De vogelwaarden zijn gebaseerd op monitoringsdata (dichtheden) en zijn vertaald in klassen en een mate van biodiversiteit (of aanwezigheid van verschillende soorten). De vogelwaarden afgebeeld in Afbeelding 4.7 hebben betrekking op een index die is berekend op basis van verschillende parameters (veerkracht van de populatie, afhankelijkheid van het mariene milieu, belang van de Nederlandse broedpopulatie, belang van het NCP voor de populatie, en zeldzaamheid). De index is gestandaardiseerd in vijf klassen waarbij donkerblauw de hoogste vogelwaarden weergeeft. Verschillende gebieden vallen op qua totale vogelwaarden. Het is duidelijk dat de hele kustzone het hele jaar door constant hoge waarden scoort. In de zomer wordt dit gebied gebruikt door broedende zeevogels, met name aalscholvers, zilvermeeuw en kleine mantelmeeuwen, grote sterns, visdieven en Noordse sterns. Buiten het broedseizoen wordt het gebied gebruikt door een groot aantal trekkende en overwinterende soorten, zoals parel- en roodkeelduikers, futen, eidereenden, zee-eenden en grote mantelmeeuwen. Ook trekken veel jagers en sterns tijdens de trek door de kustgebieden. De keuze voor 5 klassen (in afbeelding 4.7) verdeeld van laag naar hoog in de kleuren zwart, oranje, groen, lichtblauw en donkerblauw is willekeurig maar nuttig om de kaart eenvoudig en leesbaar te houden. Door het gebruik van 5 klassen valt ongeveer 20 % van het gebied op de kaart, of 20 % van de datapunten, in de hoogste klasse, oftewel de 'hotspot' (donkerblauw in afbeelding 4.7).

Broedvogels

Langs de westkust van Nederland liggen verschillende gebieden waar kustgebonden vogels broeden. Voor de meeste gebieden geldt dat deze buiten de invloedssfeer van het windpark liggen. In de praktijk is alleen de kleine mantelmeeuw relevant, die foerageervluchten tot > 100 km kan ondernemen (Camphuysen, 1995, 2013). De overige broedvogelsoorten hebben een aanzienlijk kleinere actieradius en op basis daarvan kunnen effecten van het windpark op deze soorten worden uitgesloten. De kleine mantelmeeuw is aangewezen als kwalificerende broedvogel voor de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee. Deze gebieden liggen op minder dan 100 km van het windpark.

Het aantal broedparen van de kleine mantelmeeuw in Nederland bedraagt ongeveer 80.000 (Boele et al., 2018) (sovon.nl). Het merendeel van de kolonies is langs de Waddenkust te vinden (Poot et al., 2010). Op het NCP wordt deze soort vanaf februari t/m september met een piek in juni/juli aangetroffen (Arts, 2013, 2015). Hoewel de grootste aantallen kleine mantelmeeuwen nabij de kust worden gezien, kan deze soort overal op het NCP worden waargenomen. Opvallende concentraties worden ook op het Friese Front en Bruine Bank waargenomen (Poot et al., 2010). (Voor meer informatie zie ook het Profieldocument van de kleine mantelmeeuw op <https://www.natura2000.nl/profielen/a183-kleine-mantelmeeuw>).

4.2.3 Trekvogels

Onder de trekvogels in het plangebied en in de directe omgeving van de kavel 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 en hoger), via het luchtruim boven de Noordzee doortrekken naar meer zuidelijk gelegen overwinteringsgebieden. Het gaat hier om ganzen en zwanen, eenden, reigers, roofvogels en uilen, steltlopers en zangvogels.

De studie van Fijn *et al.*, (2015), waarbij radarmetingen zijn gedaan bij het offshore windpark Egmond aan Zee (OWEZ), toont aan dat passerende zangvogels voornamelijk betrekking hebben op lijsters (merel, zanglijster, koperwiek), roodborst, spreeuw, graspieper en veldleeuwerik. Van deze soorten is bekend dat zij in het trekseizoen in grote aantallen over zee trekken. De lijsters en roodborst trekken vooral 's nachts, terwijl spreeuw, graspieper en veldleeuwerik vooral overdag trekken. Grootschalige trekbewegingen over de Noordzee vinden vaak op grotere hoogte plaats (zie onder andere Fijn *et al.*, (2015)), buiten het bereik van de rotorbladen waardoor deze vliegbewegingen geen risico op aanvaring lopen. Een deel vliegt echter wel op rotorhoogte, en met name tijdens ongunstige weersomstandigheden zoals harde tegenwind kunnen vogels lager gaan vliegen en daardoor ter hoogte van het windpark komen.

In een eerdere studie hebben Fijn *et al.*, (2012) radarmetingen en visuele observaties gedaan bij het offshore platform K14, circa 80 km uit de kust. Qua afstand is dit in dezelfde ordegrootte als windpark IJmuiden Ver (63 km) en de data van K14 vormen daarmee een goede referentiesituatie. In dit onderzoek zijn tijdens de visuele observaties in totaal 87 vogelsoorten geïdentificeerd in verschillende soortgroepen (tabel 4.13) (zie ook bijlage IV). Dit is relevant voor de Soortentoets (hoofdstuk 7).

Tabel 4.13 Visuele observaties uit Fijn *et al.*, (2012) bij het offshore platform K14. Voor de volledige soortenlijst, zie bijlage IV

Soortgroepen	Subgroepen
zeevogels	- duikers (3 soorten) - stormvogels en pijlstormvogels (3 soorten) - jan-van-gent - alkachtigen (4 soorten) - jagers (4 soorten) - meeuwen en sterns (12 soorten)
aalscholvers	- aalscholver - kuifaalscholver
eenden, ganzen en zwanen	- ganzen (2 soorten) - eenden (6 soorten)
steltlopers	- scholekster - kievit - snippen en strandlopers (5 soorten)
rallen	- ongeïdentificeerde ral spec.
roofvogels en uilen	- roofvogels (4 soorten) - velduil
overige landvogels	- duiven (3 soorten) - kraaiachtigen (2 soorten)
zangvogels (excl. kraaiachtigen)	- lijsters (4 soorten) - leeuweriken (2 soorten) - zwaluwen (2 soorten) - piepers en kwikstaarten (6 soorten) - goudhaan - sprinkhaanzanger - bosrietzanger - boszangers (3 soorten) - grasmussen (3 soorten) - vliegenvangers (5 soorten) - spreeuw - vinken (3 soorten) - gorzen (2 soorten)

Meeuwen waren de belangrijkste soortgroep met bijna de helft van alle waarnemingen. Ook jan-van-gent werd relatief vaak waargenomen (20 %), gevolgd door alkachtigen (5 %). De overige soorten vormden een zeer beperkt deel van de waarnemingen. De hoogste dichtheden werden geregistreerd in het najaar, hoewel van zwarte zee-eend en kleine mantelmeeuw hogere dichtheden in het voorjaar werden gemeten en van stormmeeuw in de winter (Fijn *et al.*, 2012). Onder de zangvogels werden de hoogste dichtheden gemeten bij met name spreeuw en lijsters, en in mindere mate bij soorten als graspieper, veldleeuwerik en sneeuwgorz. De radarmetingen toonden aan dat tijdens het voorjaar en najaar een groot deel van de vliegbewegingen in het donker plaatsvond, wat de trek van 'in de nacht trekkende soorten als lijsters illustreert. Deze nachtelijke vliegbewegingen vonden in het algemeen ook op grotere hoogten plaats dan de vliegbewegingen overdag. Voor meer details, zie Fijn *et al.*, (2012).

Trekvogels kenmerken zich door het feit dat ze niet langere tijd in windenergiegebied IJmuiden Ver verblijven.

4.2.4 Vogels in Natura 2000-gebieden

Bruine Bank

Natura 2000-gebied de Bruine bank is in november 2021 aangewezen voor de dwergmeeuw onder de Vogelrichtlijn. Verder is het gebied aangewezen voor enkele geregeld voorkomende vogels waarvoor het gebied van betekenis is als foerageergebied in hun trekzones: jan-van-gent, grote jager, grote mantelmeeuw, zeekoet en de alk. Voor alle zes de soorten geldt dat er geen getalsmatig doelaantal is vastgesteld, maar een behoudsdoelstelling voor de populatie. Het foerageergebied moet daarom ook in omvang en kwaliteit behouden blijven. De betekenis van het gebied (als relatieve bijdrage) in relatie tot de omvang van de populatie van de soort is voor alle zes de soorten dat er <2 % van de landelijke populatie verblijft.

Broedvogels

Langs de westkust van Nederland liggen verschillende Natura 2000-gebieden waar vogels broeden. Voor de meeste gebieden geldt dat deze buiten de invloedssfeer van het windpark liggen. In de praktijk is alleen de kleine mantelmeeuw relevant, die foerageervluchten tot > 100 km kan ondernemen (Camphuysen, 1995, 2013). De overige broedvogelsoorten hebben een aanzienlijk kleinere actieradius en op basis daarvan kunnen effecten van het windpark op deze soorten worden uitgesloten. De kleine mantelmeeuw is aangewezen als kwalificerende broedvogel voor de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee. Deze gebieden liggen op minder dan 100 km van het windpark.

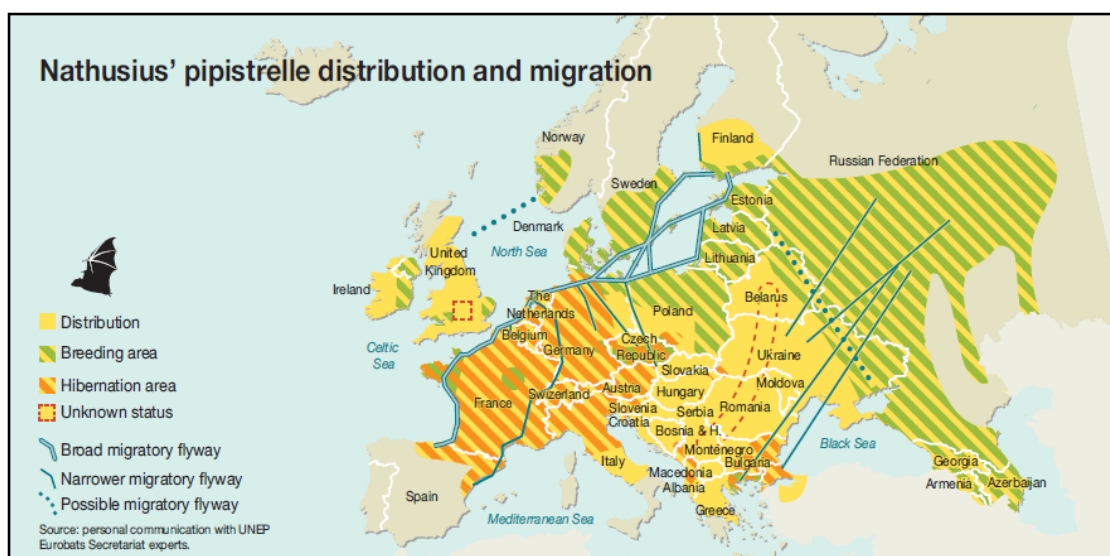
4.3 Vleermuizen

Binnen het offshore plangebied kunnen ook vleermuizen aanwezig zijn. Geschikt habitat voor vleermuizen bestaat uit insectenrijk foerageergebied, verstoringarme verblijfplaatsen en verbindende vliegroutes. Vanwege het (relatief) ontbreken van verblijfplaatsen en de voedselschaarste boven zee, vormt de Noordzee over het algemeen geen geschikt habitat voor vleermuizen. Specifieke weersomstandigheden kunnen leiden tot hogere insectenaantallen boven de Noordzee en kunnen enkele foeragerende vleermuizen zoals meervleermuis (*Myotis dasycneme*), watervleermuis (*Myotis daubentonii*) en rosse vleermuis (*Nyctalus noctula*) aantrekken (Ahlén et al., 2007; K. Krijgsveld et al., 2011). Gezien de afstand van de planlocatie tot de kust en de maximale foerageerafstand van deze soorten (10 km) wordt echter niet verwacht dat deze soorten het plangebied als foerageergebied zullen gebruiken. Het plangebied kan echter wel deel uitmaken als migratieroute (vliegroute) voor verscheidene migrerende soorten. Vleermuizen kennen twee migratieperiodes; de voorjaarsmigratie (maart tot juni) en de najaarsmigratie (augustus tot oktober). Onderzoek wijst uit dat vleermuizen boven de Noordzee voornamelijk worden aangetroffen gedurende het migratieseizoen (Lagerveld et al., 2019). Het betreft voornamelijk ruige dwergvleermuis (*Pipistrellus nathusii*), maar er zijn ook offshore waarnemingen van gewone dwergvleermuis (*Pipistrellus pipistrellus*), rosse vleermuis (*Nyctalus noctule*), tweekleurige vleermuis (*Vespertilio murinus*), bosvleermuis (*Nyctalus leisleri*), Noordse vleermuis (*Eptesicus nilssonii*) en laatvlieger (*Eptesicus serotinus*) (Bach et al., 2017; Boshamer & Bekker, 2008; Hüppop & Hill, 2016; Jonge Poerink et al., 2013; Lagerveld et al., 2014, 2019; M. F. Leopold et al., 2014).

Ruige dwergvleermuis

De ruige dwergvleermuis kent een sterke seizoenstrek, waarbij grote afstanden worden afgelegd (afbeelding 4.8). In het najaar trekken de vrouwelijke dieren en hun jongen vanuit Noord- en Oost-Europa naar de overwinteringsgebieden in West-Europa. De mannelijke dieren migreren niet of slechts over korte afstanden en zijn het gehele jaar in West-Europa aanwezig. De najaarstrek van ruige dwergvleermuizen door Nederland vindt plaats vanaf de tweede helft van augustus en eindigt medio oktober; de piek vindt plaats in september (Jonge Poerink & Dekker, 2018). De voorjaarsmigratie vindt plaats tussen eind maart en medio juni, met een piek in mei. In de analyses van Jonge Poerink & Dekker (2018) is de voorjaarsmigratie echter beduidend minder uitgesproken dan de najaarsmigratie.

Afbeelding 4.8 Migratieroutes en verspreiding van ruige dwergvleermuis door Europa (UNEP Eurobats/Jonge Poerink & Dekker (2018))



De exacte aantallen ruige dwergvleermuizen in Nederland zijn niet bekend, maar de aantallen tijdens de najaarsmigratie worden geschat op 50.000 tot 100.000 dieren (BIJ12, 2017b). Bij deze toetsing wordt uitgegaan van een gemiddelde van 75.000 dieren. Op basis van de 'vleermuizengraadmeter' van het CBS en de Zoogdiervereniging lijkt er sprake te zijn van een matige toename van de populatie (Centraal Bureau voor de Statistiek, 2020). Limpens *et al.*, (2017) schatten in dat de populatieomvang van ruige dwergvleermuizen, dat over de Noordzee migreert, kan liggen tussen de 100 en 1.000.000 individuen. Een dermate brede schatting is moeilijk te gebruiken binnen de beoordeling van mogelijke negatieve effecten van windparken en signaleert de kennisleemtes die er liggen omtrent het gedrag en de aanwezigheid van vleermuizen. Binnen het WOZEP-programma wordt daarom telemetrie onderzoek uitgevoerd waarmee de bewegingen van gezenderde vleermuizen kunnen worden gevolgd. In mei 2021 werd hiermee voor het eerst een overtocht vastgelegd van Engeland naar Nederland (afbeelding 4.9; Lagerveld *et al.*, 2019) Op basis van de 'vleermuizengraadmeter' van het CBS en de Zoogdiervereniging lijkt sprake te zijn van een matige toename van de populatie (<https://www.cbs.nl/nl-nl/nieuws/2020/53/verwijfoudiging-vleermuizen-sinds-1986><https://www.cbs.nl/nl-nl/nieuws/2020/53/verwijfoudiging-vleermuizen-sinds-1986>).

Afbeelding 4.9 Overtocht van een ruige dwergvleermuis vastgelegd via telemetrie (Wageningen University and Research, 2021)



Rosse vleermuis

De populatie rosse vleermuizen in Nederland bestaat waarschijnlijk deels uit residente dieren en deels uit migrerende dieren. Van de rosse vleermuis is eveneens bekend dat deze grote afstanden kunnen afleggen in

de migratieperiode (Lehnert *et al.*, 2018). De migratiedruk in Europa is het hoogst bij noordelijke populaties waarbij voornamelijk vrouwtjes grote afstanden afleggen. Dit is vergelijkbaar met de migratie strategie van ruige dwergvleermuizen. Vanwege de aanwezigheid van offshore waarnemingen in de Noordzee (Lagerveld *et al.*, 2019) kan worden aangenomen dat deze migratieroutes op de planlocatie aanwezig kunnen zijn.

Tweekleurige vleermuis

De populatiegrootte van de tweekleurige vleermuis is in Nederland erg klein, waarschijnlijk in de orde grootte van 100 tot 300 dieren (van Norren *et al.*, 2020). Mogelijk is sprake van seizoenstrek.

4.4 Zeezoogdieren

4.4.1 Bruinvis

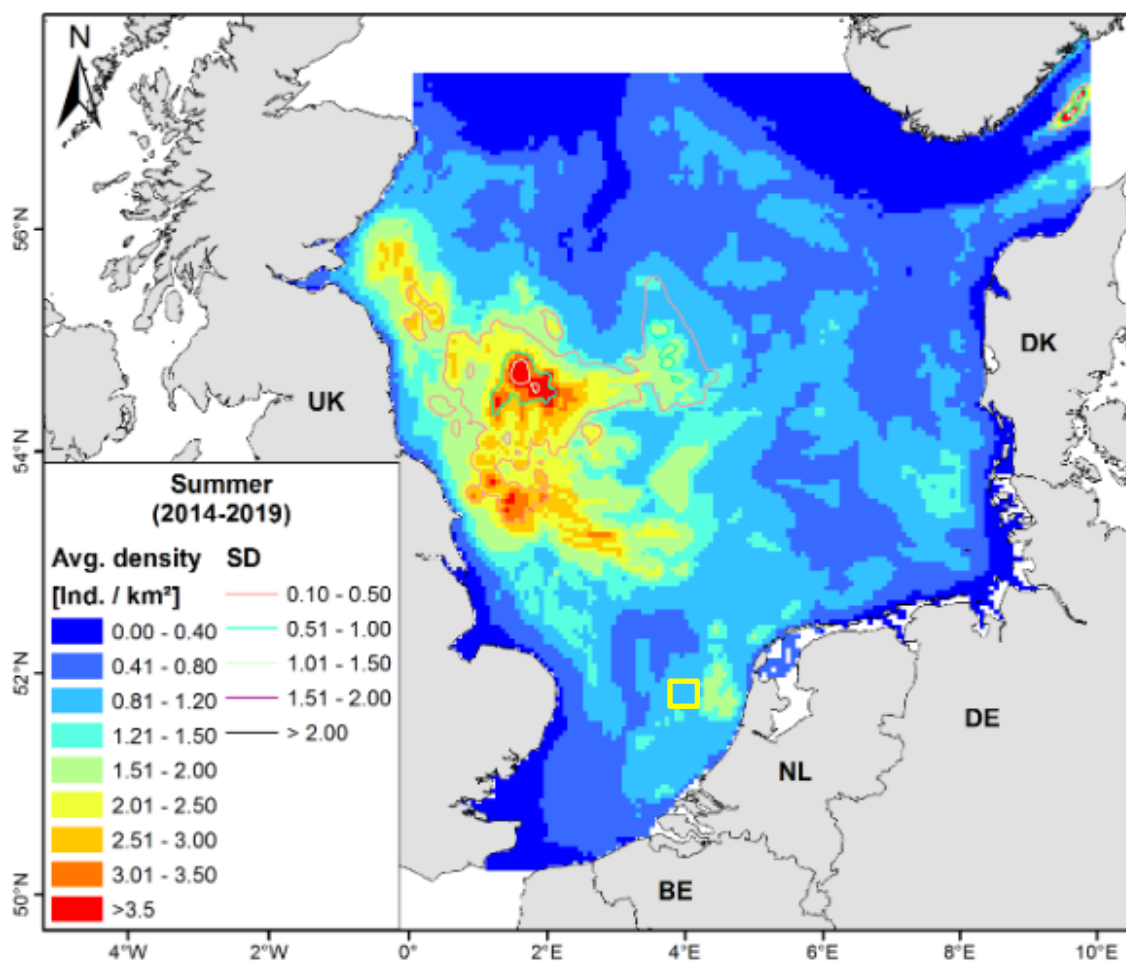
De bruinvis (*Phocoena phocoena*) is een kleine walvisachtige die leeft in de gehele Noordzee en is beschermd via de Habitatrichtlijn bijlage IV. In de Wet natuurbescherming vindt bescherming plaats onder artikel 3.5. De bruinvis is ook opgenomen in de OSPAR-lijst van bedreigde diersoorten en valt onder de ASCOBANS 'Agreement Area'. De Natura 2000-gebieden Doggersbank, Klaverbank, Noordzeekustzone, Waddenzee (ontwerp-wijzigingsbesluit), Voordelta, Vlakte van de Raan, Oosterschelde en Westerschelde & Saeftinghe zijn aangewezen voor de bruinvis. Voor de bruinvis is een bruinvis beschermingsplan opgesteld (Ministry of Agriculture, Nature and Food Quality, 2020).

Omvang en verspreiding

In de eerste helft van de vorige eeuw kwam de bruinvis algemeen voor langs de Nederlandse kust. Daarna werd deze soort een zeldzame en onregelmatige verschijning. Tegenwoordig wordt de bruinvis weer steeds zuidelijker waargenomen en zijn de waarnemingen redelijk algemeen langs de Nederlandse kust (Camphuysen & Siemensma, 2011). In 2016 is er een tienjaarlijkse telling uitgevoerd naar het aantal bruinvissen in onder andere de Noordzee. Hieruit kwam een geschat aantal van 345.000 bruinvissen, wat vergelijkbaar is met de schatting uit 2005 van 355.000 (Hammond, Lacey, Gilles, Viguerat, *et al.*, 2017). De populatie bruinvissen op het NCP werd in de periode van 2010-2014 geschat op 51.000 dieren (Rijkswaterstaat, 2015). In 2019 is het aantal individuele bruinvissen op het NCP geschat op 38.911. Deze schatting valt binnen de range aan dichtheidsschattingen vanaf 2010, met een minimum van 25.998 in 2010 en een maximum van 76.772 in 2014 (Geelhoed *et al.*, 2020). Het NCP herbergt minimaal 7 % (zomer) tot maximaal 23 % (voorjaar) van de totale Noordzee populatie bruinvissen (Geelhoed *et al.*, 2013, 2020).

Uit de studie van Gilles *et al.*, (2020) blijkt dat het aantal bruinvissen in het plangebied tijdens de zomer geschat wordt tussen de 0,81-1,20 bruinvissen per vierkante kilometer (zie afbeelding 4.10). Vanwege het ontbreken van actuele kaarten voor de overige seizoenen, is er voor deze studie van uitgegaan dat de gemiddelde verspreidingskaart uit Gilles *et al.*, (2020) voor het hele jaar geldt.

Afbeelding 4.10 Lokale bruinvisdichtheden in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver (Gilles et al., 2020). Het plangebied is indicatief aangegeven met het gele vierkant



4.4.2 Gewone zeehond

De gewone zeehond (*Phoca vitulina*) is in de Wet natuurbescherming beschermd onder artikel 3.10. De Natura 2000-gebieden Doggersbank, Klaverbank, Noordzeekustzone, Waddenzee, Voordelta, Vlake van de Raan, Oosterschelde en Westerschelde & Saefinghe zijn aangewezen voor de gewone zeehond.

Omvang en verspreiding

De Noordzee omvat een metapopulatie gewone zeehonden, bestaande uit een aantal deelpopulaties waarvan de meeste dieren in de Waddenzee van Nederland tot Denemarken voorkomen. Geregeld vindt uitwisseling van zeehonden plaats tussen de deelpopulaties in Nederland, Engeland, Duitsland en Denemarken. Na jarenlange groei lijkt het getelde aantal gewone zeehonden de laatste jaren in de gehele Waddenzee (inclusief Duitsland en Denemarken) te stabiliseren (Galatius *et al.*, 2021). In augustus 2021 werd geschat dat de totale populatieomvang gewone zeehonden in de gehele Waddenzee 39.500 individuen bedroeg, waarvan ongeveer 9.000 in het Nederlandse deel (Galatius *et al.*, 2021).

De dichtheden van zeehonden zijn hoog langs de Noordzeekust, waar ze foerageren (Aarts *et al.*, 2013, 2016; Brasseur *et al.*, 2012). Op open zee is de concentratie van zeehonden laag. Zandplaten bij de kust en de Waddenzee worden voornamelijk door de gewone zeehond gebruikt om te rusten en haar jongen te zogen. De ruimtelijke verspreiding van de gewone zeehond op het NCP is door Aarts *et al.*, (2021) weergegeven in een modelvoorspelling (zie afbeelding 4.11). Op basis van dit model is de jaargemiddelde dichtheid in het plangebied 0,03-0,07 zeehond per km².

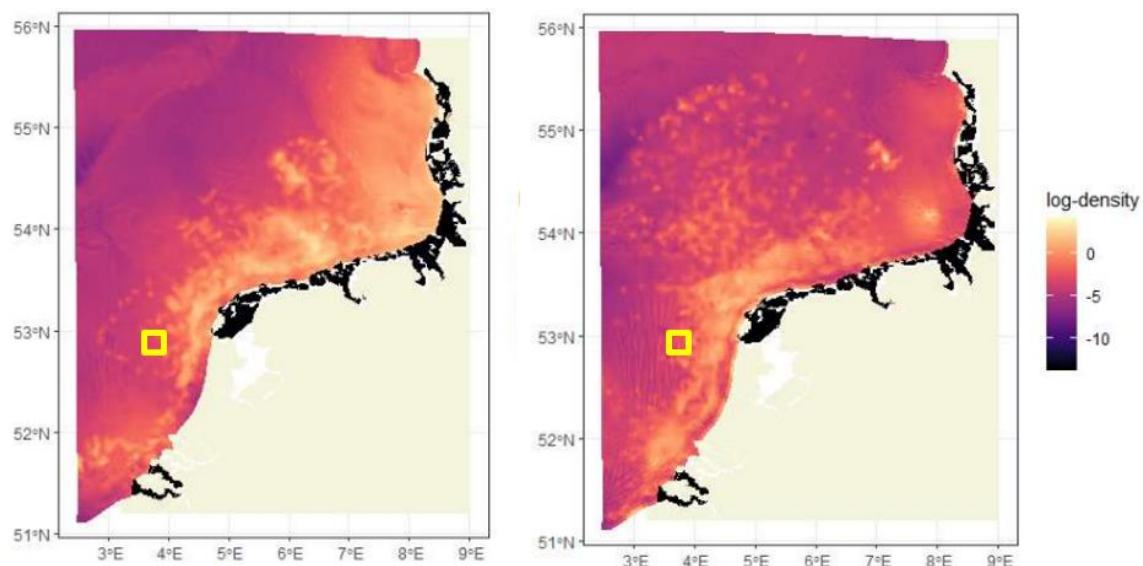
4.4.3 Grijze zeehond

De grijze zeehond (*Halichoerus grypus*) is in de Wet natuurbescherming beschermd onder artikel 3.10. De Natura 2000-gebieden Doggersbank, Klaverbank, Noordzeekustzone, Waddenzee, Voordelta, Vlake van de Raan, Oosterschelde en Westerschelde & Saetinghe zijn aangewezen voor de grijze zeehond.

Omvang en verspreiding

Ten opzichte van de gewone zeehond zijn er minder grote aantallen grijze zeehonden aanwezig op het NCP, maar de populatieomvang neemt vrijwel jaarlijks toe. Deze toename wordt vooral toegeschreven aan de immigratie vanuit andere landen, zoals de Britse populatie grijze zeehonden (Brasseur *et al.*, 2015, 2021). Het is echter onbekend of er sprake is van specifieke migratieroutes (Brasseur, 2017). In 2020 - 2021 zijn er 9.096 grijze zeehonden geteld in de gehele Waddenzee, waarvan 6788 in het Nederlandse deel (Brasseur *et al.*, 2021). De grijze zeehond is afhankelijk van hoge zandplaten om te rusten en haar jongen te zogen. Op open zee is de concentratie zeehonden laag. De ruimtelijke verspreiding van de grijze zeehond op het NCP is door Aarts *et al.*, (2021) weergegeven in een modelvoorspelling (zie afbeelding 4.11). De modelvoorspelling laat een jaargemiddelde dichtheid zien van 0,01-0,07 grijze zeehonden per km².

Afbeelding 4.11 Jaargemiddelde lokale dichtheid van gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver*



* Uit de kaarten die door Aarts *et al.*, (2021) in opdracht van Rijkswaterstaat zijn samengesteld. Het plangebied is indicatief aangegeven met het gele vierkant.

4.4.4 Overige zeezoogdieren

Naast de algemeen voorkomende bruinvis komen er diverse andere walvisachtigen voor op het NCP. Geelhoed & van Polanen Petel (2011) hebben een lijst opgesteld van walvisachtigen in de Noordzee. Er zijn op dit moment 25 soorten vastgesteld. Vier soorten kunnen als inheems worden beschouwd, dit zijn de dwergvinvis, witsnuitdolfijn en tuimelaar. De tuimelaar komt nauwelijks voor in de Nederlandse Noordzee. Acht soorten zijn gecategoriseerd als regelmatige gasten. Tien soorten zijn alleen waargenomen als strandingslachtoffers. De laatste drie zijn dwaalgasten. De soorten die genoemd zijn in ASCOBANS zijn onderdeel van deze lijst. In de Nederlandse Noordzee zijn alleen de dwergvinvis en witsnuitdolfijn relevant.

Dwergvinvis

De dwergvinvis is beschermd via de Habitatrichtlijn bijlage IV. In de Wet natuurbescherming vindt bescherming plaats onder artikel 3.5. De dwergvinvis is een baleinwalvis met een wereldwijde verspreiding. De soort verblijft vooral in relatief ondiep water (<200 m) langs kusten en soms zelfs in estuaria en baaien. In

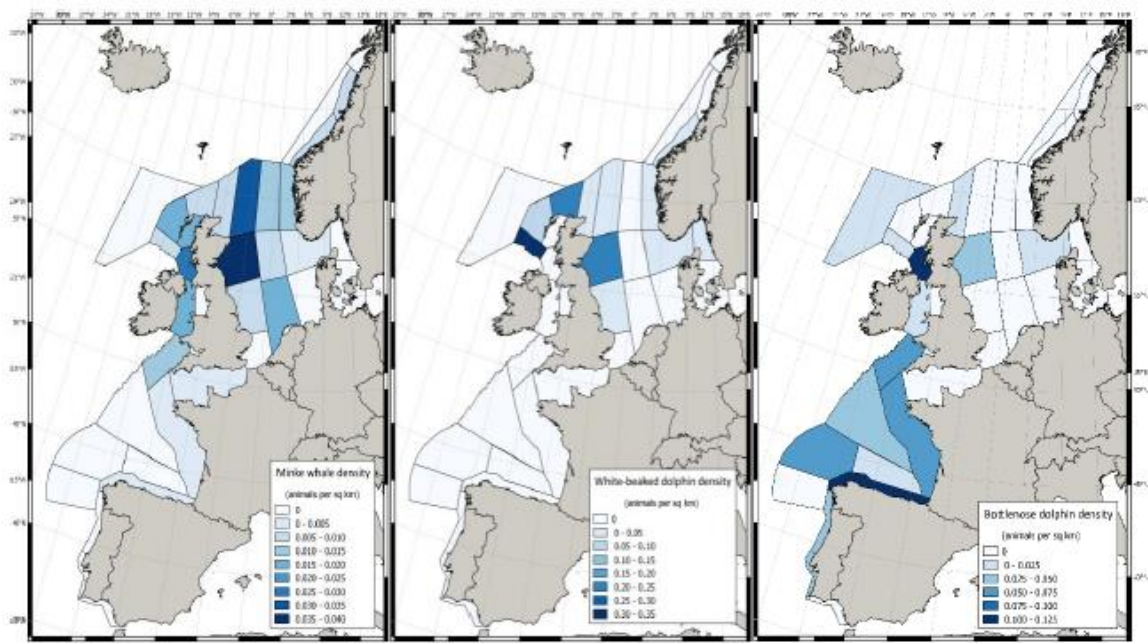
de Noordzee is het de meest algemene baleinwalvis, maar desondanks zijn kwantitatieve data over het voorkomen op het NCP schaars. Tijdens de drie grootschalige SCANS-surveys van het Europese continentaal plat in 1994, 2005 en 2016 werd het aantal dwergvinvissen in de Noordzee geschat op respectievelijk 8.400, 10.500 en 8.900 individuen (Hammond *et al.*, 2002, 2013; Hammond, Lacey, Gilles, Viquerat, *et al.*, 2017). Waarnemingen op het NCP zijn grotendeels beperkt tot het westelijk en noordwestelijk deel.

Op basis van het SCANS-III onderzoek wordt de dichtheid op het NCP geschat op 0,02 dwergvinvissen per km² (zie afbeelding 4.12) (Hammond, Lacey, Gilles, Viquerat, *et al.*, 2017) Afgaand op het aantal strandingen op de Noordzeekust is er geen duidelijke periode wanneer de dwergvinvis op het NCP voorkomt (Vereniging Kust & Zee, n.d.). In vrijwel alle maanden is weleens een dwergvinvis aangespoeld. In het plangebied kunnen dwergvinvissen aangetroffen worden. Het plangebied is geen belangrijke rust of voortplantingsplaats voor de soort.

Witsnuitdolfijn

De witsnuitdolfijn is beschermd via de Habitatrichtlijn bijlage IV. In de Wet natuurbescherming vindt bescherming plaats onder artikel 3.5. De witsnuitdolfijn is een soort die uitsluitend in de gematigde en subarctische ondiepe wateren van de Atlantische Oceaan voorkomt. Het verspreidingsgebied strekt zich uit van West-Groenland en Cape Cod aan de Amerikaanse kust via Spitsbergen en Nova Zembla tot de Franse kust. De verspreiding is grotendeels beperkt tot water van 50 tot 100 m diep op het continentaal plat (Reid *et al.*, 2003). In de Noordzee ligt het zwaartepunt van de verspreiding in het westelijk deel van de centrale en noordelijke Noordzee (zie afbeelding 4.12). De zuidgrens van de verspreiding ligt min of meer in de zuidelijke Noordzee. De SCANS-surveys resulteerden in een schatting voor de Noordzee en het Kanaal van circa 7.900 dieren in zowel 1994, 2005 als 2016 (Hammond *et al.*, 2002, 2013; Hammond, Lacey, Gilles, Viquerat, *et al.*, 2017). Het voorkomen van witsnuitdolfijnen in de zuidelijke Noordzee lijkt invasie-achtig, met talrijke waarnemingen in korte tijd gevolgd door perioden zonder waarnemingen (Camphuysen & Peet, 2006). Op het NCP zijn incidenteel witsnuitdolfijnen waargenomen (Geelhoed *et al.*, 2014a, 2014b). Er zijn bijna nooit kalfjes waargenomen, hierdoor kan aangenomen worden dat er waarschijnlijk geen voortplanting plaatsvindt op het NCP. In het plangebied kunnen witsnuitdolfijnen aangetroffen worden. Het plangebied is geen belangrijke rust of voortplantingsplaats voor de soort.

Afbeelding 4.12 Berekende dichtheid van de dwergvinvis (links), de witsnuitdolfijn (midden) en de tuimelaar(rechts) (Hammond, Lacey, Gilles, Viquerat, *et al.*, 2017)



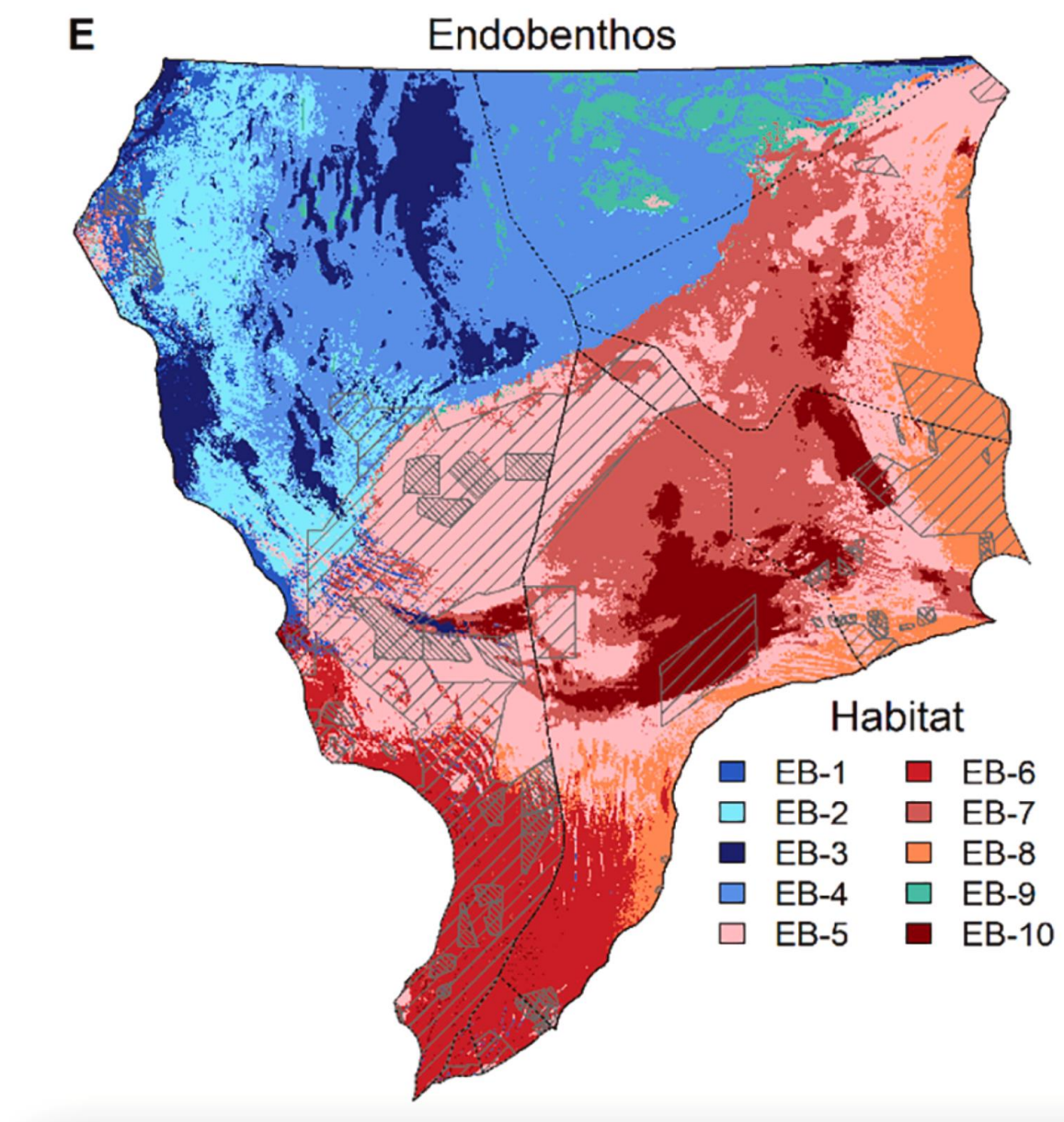
4.5 Bodemdieren en vissen

Enkele bodemdieren en vissoorten vallen onder de soortenbescherming of zijn opgenomen in de OSPAR-lijst als bedreigde diersoort. Daarnaast vormt de bodemfauna en de visgemeenschap een voedingsbron voor trofisch hogere soorten, waaronder beschermde soorten (onder andere bruinvissen, zeehonden, maar ook duikende vogels). Hieronder is een overzicht gegeven van de vis- en bodemgemeenschap, met bijzondere aandacht voor specifiek aangemerkte soorten onder de soortenbescherming en OSPAR.

4.5.1 Bodemdieren

De bodemgemeenschap is een samenstelling van endobenthos (levend in de bodem, veelal wormachtigen en schelpdieren) en epifauna (levend op de bodem, bijvoorbeeld schelpdieren, zeesterren en krabben). De biodiversiteit is over het algemeen hoger in het noordelijke deel van het NCP, met name bij de Doggersbank en Oestergronden (Bos et al., 2011). Recent onderzoek heeft de verschillende bodemhabitats van de gehele Noordzee in kaart gebracht (zie afbeeldingen 4.13 en 4.14) (van der Reijden et al., 2021). Bij dit onderzoek zijn op basis van statistische analyse onderscheidende gemeenschappen vastgesteld. Hieruit volgen dominante soorten en bepalende factoren voor het voorkomen van de gemeenschap, maar de ecologische functie van de gemeenschap kan niet worden bepaald aan de hand van deze methode. Rond het plangebied komen drie endobenthische gemeenschappen (EB-5, 6, 8, tabel 4.14) voor en drie epifauna gemeenschappen (EF-9, 11, 12, tabel 4.15). De dominante soorten in de verschillende gemeenschappen zijn zeer algemeen. Het betreft verschillende vlokreeften en wormachtigen in de endobenthische gemeenschappen. Deze gemeenschappen worden gevormd door hoog dynamische omstandigheden, beperkte stratificatie en een grotere variatie in saliniteit en temperatuur (met name EB-8 (van der Reijden et al., 2021), zie ook de Annex van dit onderzoek). Deze soorten zijn aangepast aan een hoge dynamiek en kunnen vaak snel herkoloniseren na verstoring.

Afbeelding 4.13 Endobenthos (levend in de bodem) van de Noordzee. Rond het plangebied komen verschillende gemeenschappen voor (EB-5, EB6 en EB-8) (van der Reijden et al., 2021)



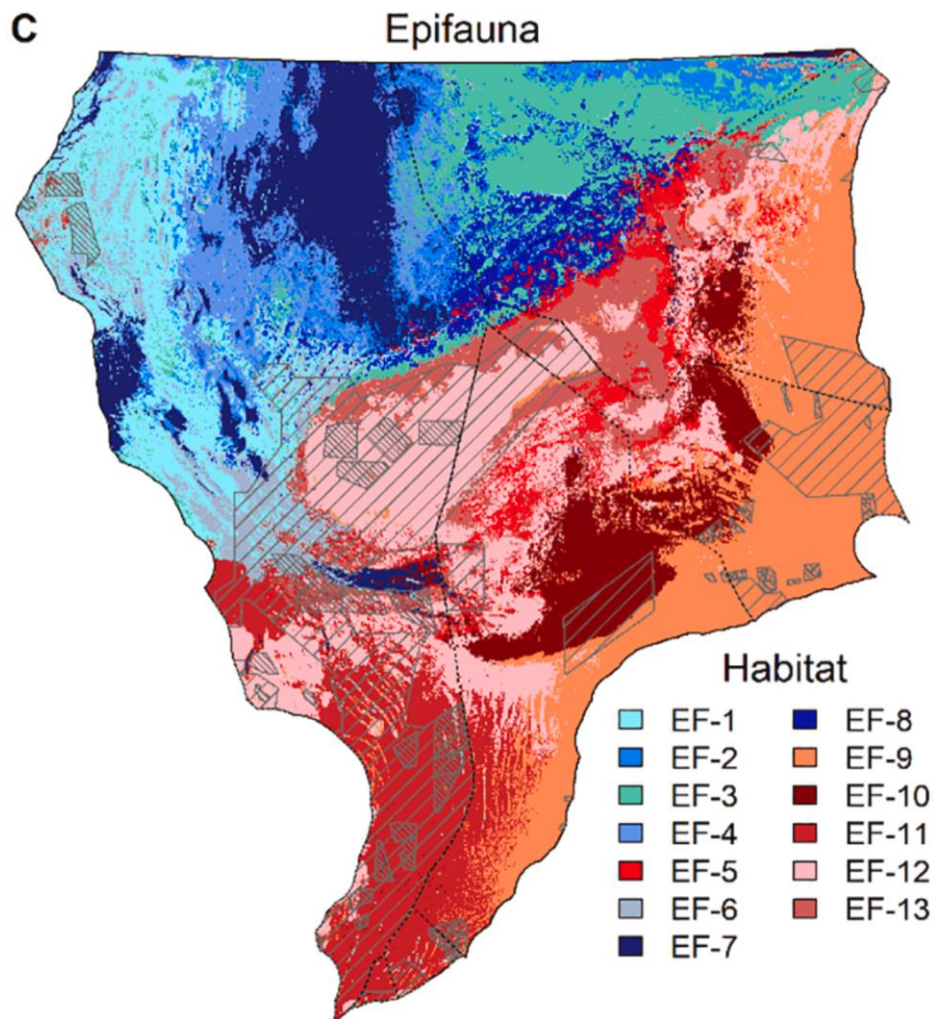
Tabel 4.14 Geclassificeerde endobenthische gemeenschappen rond plangebied (van der Reijden et al., 2021)*

EB-5	EB-6	EB-8
<i>Bathyporeia elegans</i> (vlokreeft)	<i>Urothoe brevicornis</i> (vlokreeft)	<i>Urothoe brevicornis</i> (vlokreeft)
<i>Bathyporeia tenuipes</i> (vlokreeft)	<i>Aricidea (Aricidea) minuta</i> (borstelworm)	<i>Magelona</i> (borstelworm)
<i>Magelona</i> (borstelworm)		<i>Bathyporeia elegans</i> (vlokreeft)
		<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i> (vlokreeft)

* Gemeenschappen verschillen statistisch gezien in hun voorkomen en relatieve dichtheden van soorten. EB-5 beslaat het grootste deel van het plangebied, gevolgd door EB-6 en EB-8.

Van der Reijden *et al.*, (2021) onderscheidt drie epifauna-gemeenschappen rond het plangebied IJmuiden Ver. Met name EF-11 komt veel voor, als uitloper van de Bruine Bank. Verschillende zeesterren en mosdiertjes zijn hier dominant (tabel 4.15). De gemeenschap wordt gevormd door een relatief grote invloed van wind en getijdenstroming (van der Reijden *et al.*, 2021). EF-9 kent een nog hogere dynamiek, waarbij naast eerdergenoemde factoren, variatie in temperatuur en saliniteit de gemeenschap bepalen. Hier kan enkel de gewone zeester (*Asterias rubens*) als dominante soort worden aangewezen. Daarnaast komen er verschillende zeesterren en mosdiertjes voor. EF-12 komt in beperkte oppervlaktes voor, waarbij de kleine zeeappel (*Psammechinus miliaris*) een dominante soort is.

Afbeelding 4.14 Epifauna (levend op de bodem) van de Noordzee. Rond het plangebied komen verschillende gemeenschappen voor (EF-9, EF11, EF12) (Van der Reijden *et al.*, 2021)



Tabel 4.15 Geclassificeerde epifauna-gemeenschappen rond plangebied (van der Reijden et al., 2021)*

EF-11	EF-9	EF-12
<i>Ophiura albida</i> (zeester)	<i>Asterias rubens</i> (zeester)	<i>Psammechinus miliaris</i> (zee-egel)
<i>Ophiura ophiura</i> (zeester)		
<i>Alcyonidium diaphanum</i> (mosdiertje)		
<i>Flustra foliacea</i> (mosdiertje)		
<i>Euspira nitida</i> (zeeslak)		

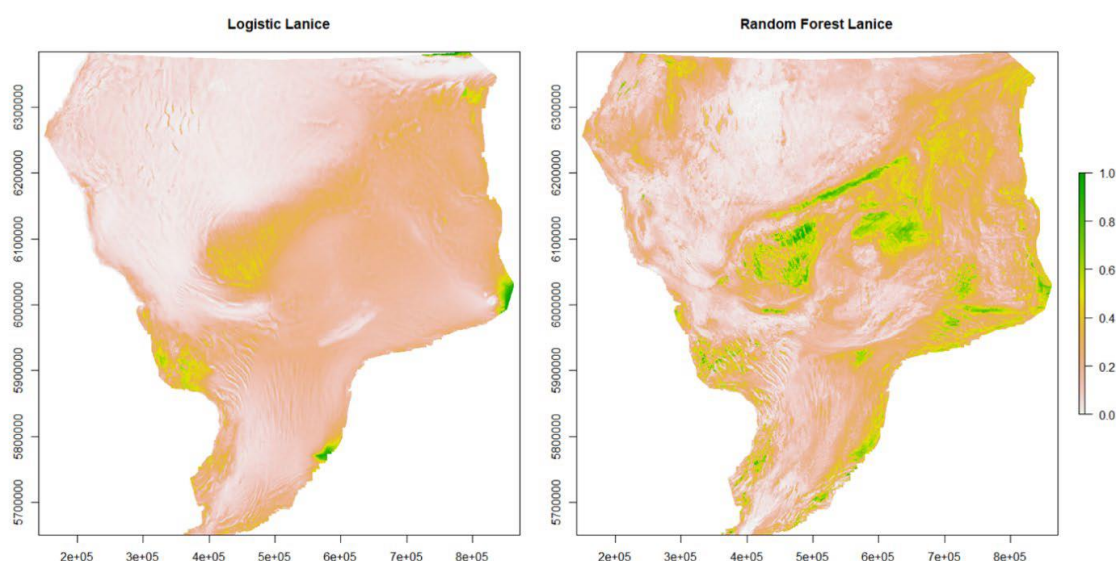
* Gemeenschappen verschillen statistisch gezien in hun voorkomen en relatieve dichtheden van soorten.

Rif-vormende soorten

Speciale aandacht dient te worden gegeven aan rif-vormende soorten, omdat deze veelal een faciliterende functie hebben voor andere soorten. Door de aanwezigheid van rif-vormende soorten kan er een biogene ecologische hotspot worden gevormd. Recent zijn mogelijke leefgebieden voor de belangrijke rif-vormende soorten van de Noordzee (*Sabellaria spinulosa*, *Modiolus modiolus*, *Lanice conchilega* en *Ostrea edulis*) gemodelleerd (Herman & van Rees, 2021). Uit dit onderzoek blijkt dat alleen *Lanice conchilega* (schelpkokerworm) zou kunnen voorkomen in het plangebied (afbeelding 4.15). Deze soort is zeer algemeen en is aangepast op een zeer dynamische omgeving, waarbij er zelfs aanwijzingen zijn dat deze meer voorkomt bij hogere visserij-intensiteit (door relatief hoog herstelvermogen ten opzichte van andere soorten) (Herman & van Rees, 2021). De kans op het voorkomen van andere rif-vormende soorten rond het plangebied is volgens Herman & van Rees (2021) klein.

In augustus 2017 is er echter een zandkokerworm (*Sabellaria spinulosa*) rif van 1.016 m² aangetroffen in de Bruine Bank. De riffen zijn voornamelijk aangetroffen in de valleien tussen de kleinere zandgolven (Van der Reijden et al., 2019). Aangezien de hydromorfologische omstandigheden van IJmuiden Ver vergelijkbaar zijn met die van de Bruine Bank zouden riffen van deze soort ook kunnen voorkomen in IJmuiden Ver. Er zijn geen gegevens beschikbaar over het voorkomen van de soort in dit gebied. Onderzoeken gericht op de habitatgeschiktheid voor de platte oester wijzen uit dat het plangebied ongeschikt is voor deze soort, door de hoge zand dynamiek (Smaal et al., 2017; van den Boogaart et al., 2020).

Afbeelding 4.15 Schelpkokerwormgeschiktheidskaart met daarin het mogelijk voorkomen van de schelpkokerworm (*Lanice conchilega*) in de gehele Noordzee (Herman & van Rees, 2021)

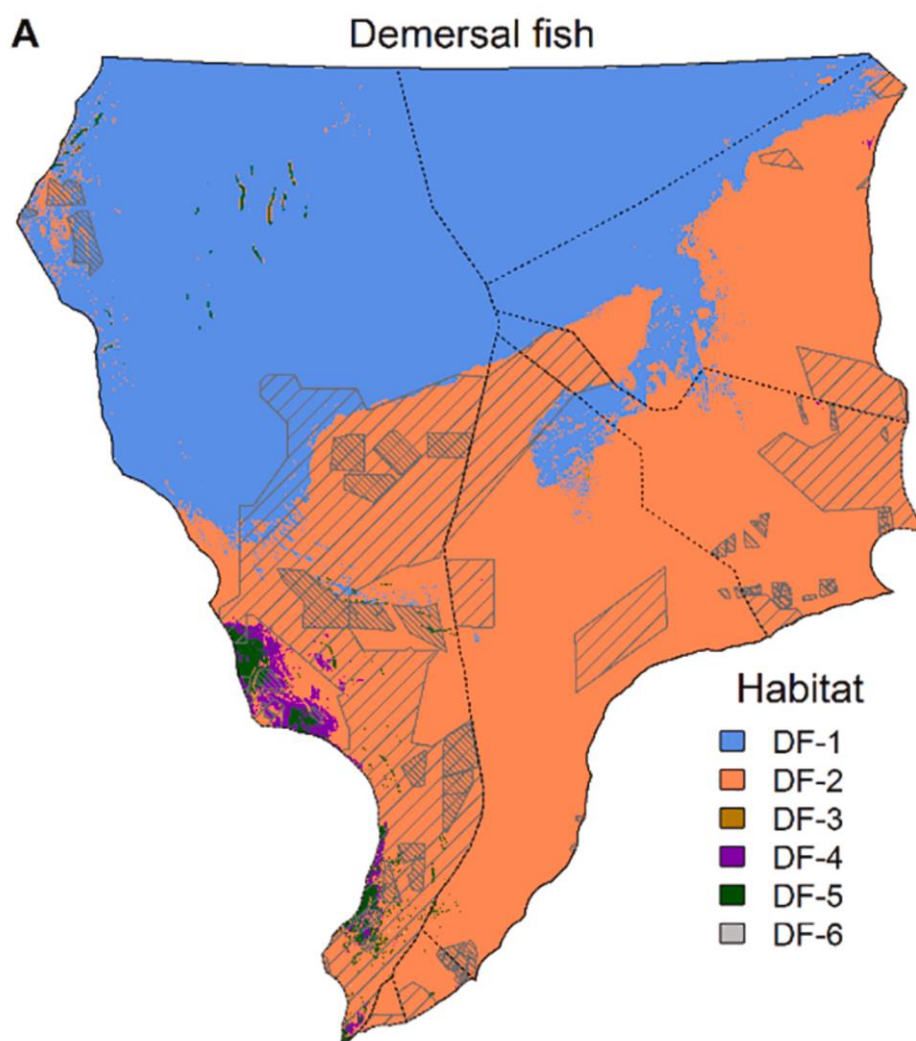


OSPAR

De OSPAR-lijst van bedreigde soorten bevat drie benthische soorten. Dit zijn de noordkromp (*Arctica islandica*), platte oester (*Ostrea edulis*) en purperslak (*Nucella lapillus*). De (potentiële) aanwezigheid van de platte oester is hierboven reeds beschreven. Ook kans op aanwezigheid van de noordkromp is zeer klein, omdat deze met name in slibrijke gebieden voorkomt (Witbaard, 2009). De soort komt in Nederland met name voor net ten zuiden van de Doggersbank. Bij monitoring is de soort niet aangetroffen in het plangebied (Witbaard, 2009). De purperslak komt met name voor in het getijdengebied. In Nederland wordt de soort alleen in de Zeeuwse wateren aangetroffen (Hoek-van Nieuwenhuizen *et al.*, 2016). Het voorkomen van deze drie soorten rond het plangebied is uitgesloten. De soorten zijn dan ook niet nader beschouwd in deze Natuurtoets.

4.5.2 Vissen

Rondom het plangebied IJmuiden Ver is geen gericht onderzoek gedaan naar de visgemeenschap. Er is geen reden om aan te nemen dat deze van bijzondere kwaliteit is ten opzichte van omliggende gebieden in het NCP. Het plangebied IJmuiden Ver ligt ongeveer 60 km uit de kust. Dit is een hoog dynamisch, zandig deel van de Noordzee (van Duren *et al.*, 2021). Er is nauwelijks stratificatie van de waterkolom en gedurende het jaar is sprake van een grote variatie in temperatuur. Deze factoren zijn bepalend voor de samenstelling van de vis- en bodemgemeenschap (Van der Reijden *et al.*, 2021). Dit onderzoek stelt dat de benthische visgemeenschap in het NCP min of meer uniform is. Hierin zijn soorten als schaar, schol, dwergtong en schurftvis het meest dominant (afbeelding 4.16, DF-2). Deze soortgemeenschap is zeer algemeen (van der Reijden *et al.*, 2021).



* Bijna het volledige Nederlandse deel van de Noordzee kent eenzelfde gemeenschap aan bodemvissen. De classificatie van de gemeenschappen is gedaan op basis van statische analyse, waarbij DF-1 een significant andere gemeenschap vormt dan bijvoorbeeld DF-2 (van der Reijden et al., 2021).

In het plangebied voor Offshore wind farm Egmond aan Zee (OWEZ) en Prinses Amaliawindpark (PAWP) zijn wel onderzoeken naar de volledige visgemeenschap uitgevoerd (inclusief pelagische soorten). Tabel 4.16 geeft een beeld van de soortgemeenschappen die zijn waargenomen in deze onderzoeken. De verhouding tussen de soorten is hierbij kwalitatief weergegeven, omdat de onderzoeken niet dezelfde visserij-inspanning hebben toegepast. Ook uit deze onderzoeken blijkt dat tong, schol en schar zeer algemeen zijn, aangevuld door soorten als grondel, kleine pieterman en zeedonderpad. Aangenomen wordt dat de soortgemeenschap in het plangebied van IJmuiden Ver vergelijkbaar is. Dit beeld komt overeen met de *fish trawl surveys* van ICES (the International Council for the Exploration of the Sea) uit de periode 2017-2021, waarbij geen relevante waarnemingen zijn gedaan rond het plangebied.

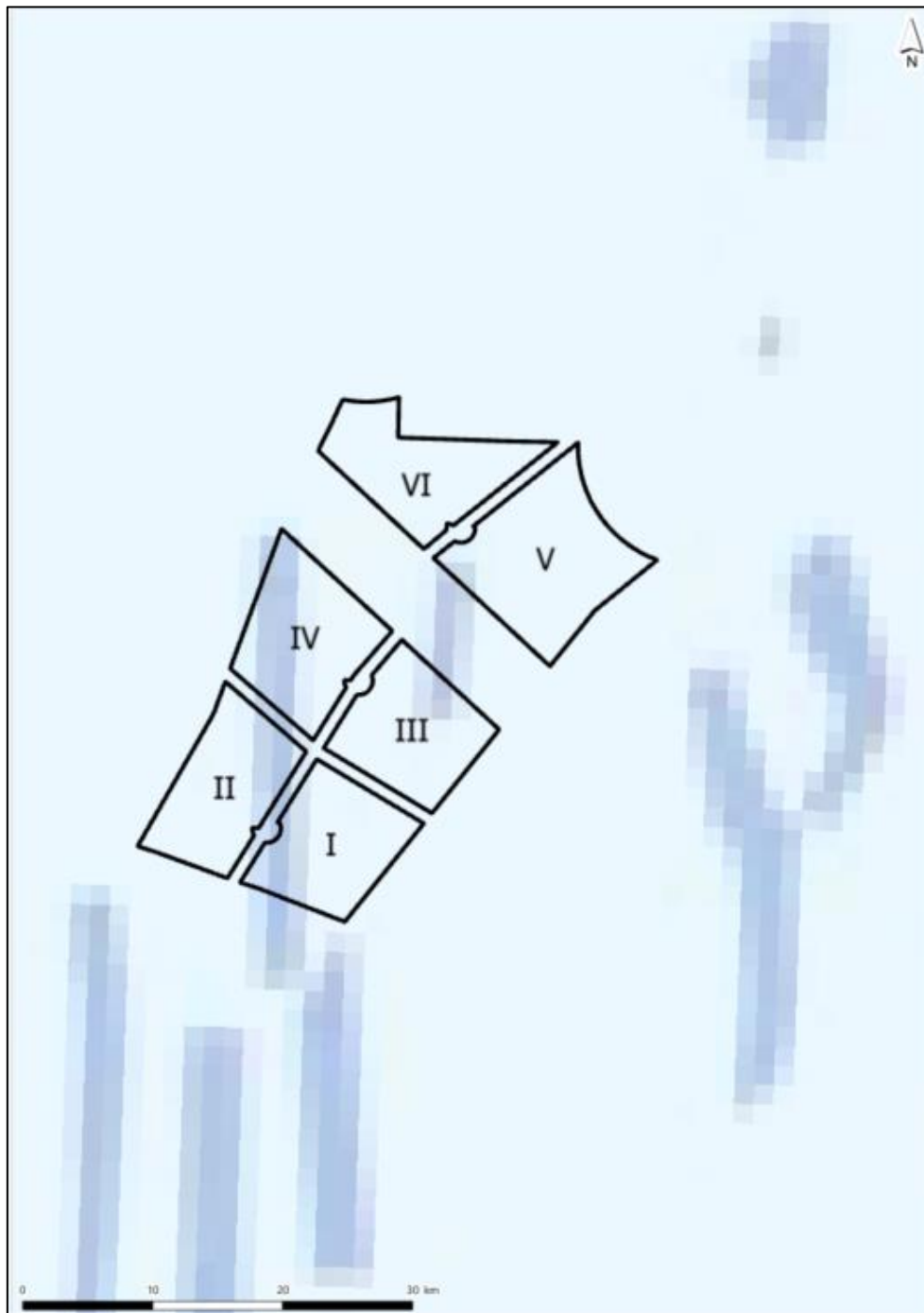
Tabel 4.16 Visgemeenschap op basis van onderzoek in Offshore windpark Egmond aan Zee en Prinses Amaliawindpark (van Hal, 2014; van Hal et al., 2012)*

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Relatief voorkomen*
<i>Buglossidium luteum</i>	Dwergtong	zeer algemeen
<i>Pomatoschistus</i>	Grondel	zeer algemeen
<i>Echiichthys vipera</i>	Kleine pieterman	zeer algemeen
<i>Callionymus lyra</i>	Pitvis	zeer algemeen
<i>Limanda limanda</i>	Schar	zeer algemeen
<i>Pleuronectes platessa</i>	Schol	zeer algemeen
<i>Arnoglossus laterna</i>	Schurftvis	zeer algemeen
<i>Solea solea</i>	Tong	zeer algemeen
<i>Myoxocephalus scorpius</i>	Zeedonderpad	zeer algemeen
<i>Platichthys flesus</i>	Bot	algemeen
<i>Pomatoschistus minutus</i>	Dikkopje	algemeen
<i>Eutrigla gurnardus</i>	Grauwe poon	algemeen
<i>Clupea harengus</i>	Haring	algemeen
<i>Agonus cataphractus</i>	Harnasmannetje	algemeen
<i>Trachurus trachurus</i>	Horsmakreel	algemeen
<i>Pomatoschistus lozanoi</i>	Lozano's grondel	algemeen
<i>Scomber scombrus</i>	Makreel	algemeen
<i>Mullus surmuletus</i>	Mul	algemeen
<i>Callionymus reticulatus</i>	Raster pitvis	algemeen
<i>Chelidonichthys lucernus</i>	Rode poon	algemeen
<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	Smelt	algemeen
<i>Sprattus sprattus</i>	Sprot	algemeen
<i>Merlangius merlangus</i>	Wijting	algemeen
<i>Ammodytes</i>	Zandspiering	algemeen
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Ansjovis	uitzonderlijk
<i>Trisopterus minutus</i>	Dwergdolk	uitzonderlijk
<i>Aphia minuta</i>	Glasgrondel	uitzonderlijk
<i>Sardina pilchardus</i>	Sardien	uitzonderlijk
<i>Liparis liparis</i>	Slakdolf	uitzonderlijk
<i>Trisopterus luscus</i>	Steendolk	uitzonderlijk
<i>Microstomus kitt</i>	Tongschar	uitzonderlijk
<i>Ciliata mustela</i>	Vrijdradige meun	uitzonderlijk
<i>Syngnathus</i>	Zeenaald	uitzonderlijk

* In de onderzoeken wordt absolute data weergegeven, in plaats van relatief aan bijvoorbeeld visserij-inspanning, waardoor deze onderzoeken niet direct te vergelijken zijn. De data is kwalitatief gemaakt, te meer omdat aangenomen is dat de soortgemeenschap van alle gebieden vergelijkbaar is (van der Reijden et al., 2021). Daarnaast kan het zo zijn dat bepaalde soorten meer algemeen voorkomen, maar dat de gebruikte vangstechniek niet op deze gericht zijn, waardoor ze in lagere aantallen aangetroffen worden.

De zandspiering, een belangrijke prooi­soort van de bruinvis, komt mogelijk in verhoogde dichtheden in een deel van het plangebied voor (Jensen *et al.*, 2011, afbeelding 4.17). Dit onderzoek baseert zich op visserijdata (1999-2008) en omschrijft een totaal van 33.566 km² (~5 % van de internationale Noordzee) waar de zandspiering in verhoogde dichtheden voorkomt. Deze plekken worden gerelateerd aan verhoogde waarnemingen van bruinvissen (Gilles *et al.*, 2016). Gezien het belang van de zandspiering en de relevantie van deze soort voor de bruinvis, zullen effecten op de zandspiering nader beschouwd worden.

Afbeelding 4.17 Visserijgebieden waar zandspiering in verhoogde dichtheden zouden voorkomen (Jensen *et al.*, 2011). Deze gebieden overlappen deels met het plangebied



De intensiteit van bodemvisserij is rond het plangebied niet bijzonder hoog (Compendium voor de Leefomgeving, 2021). Dit kan worden gezien als een zeer indirecte maat voor de biomassa bodemvissen.

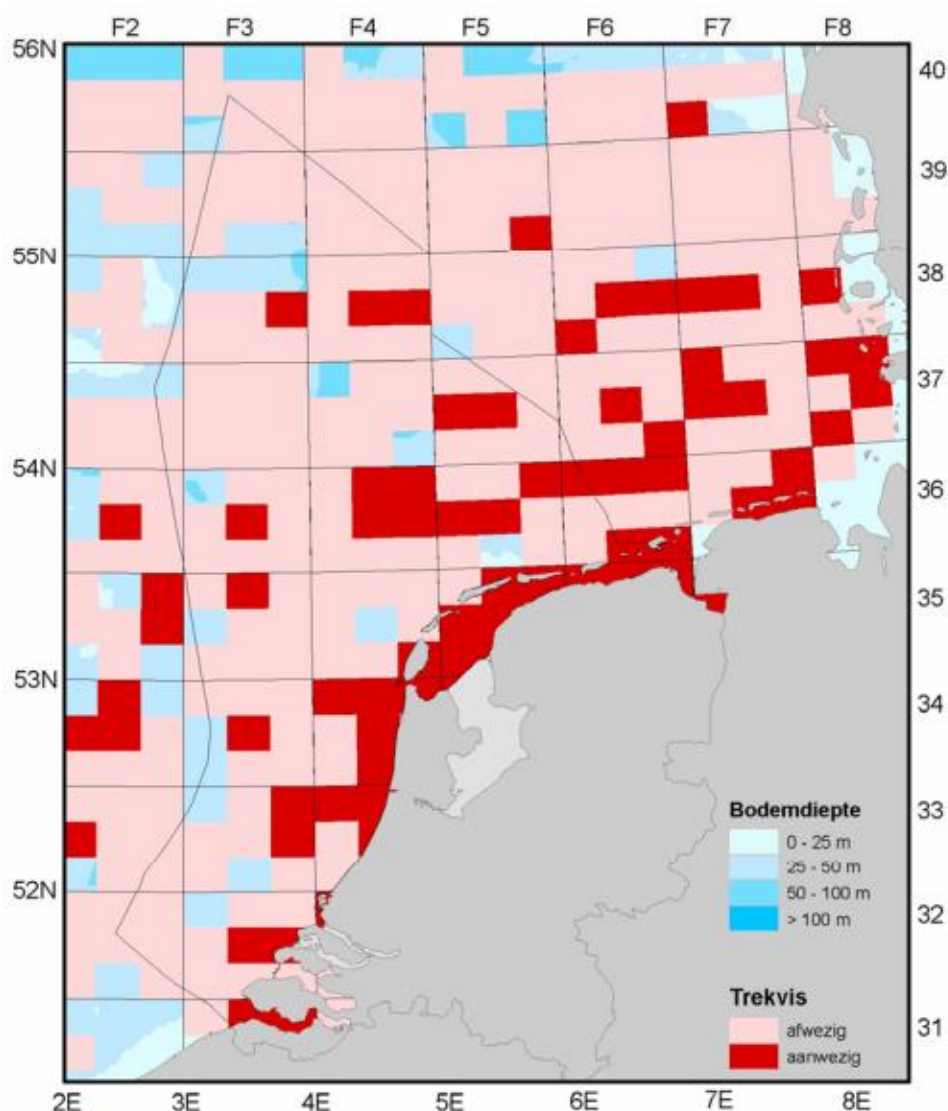
Op basis van bovenstaande beschouwing is waarschijnlijk dat zowel de biodiversiteit en biomassa van de visgemeenschap in het plangebied niet van bijzondere waarde is, afgezien van de mogelijk verhoogde dichtheden aan zandspiering.

Trekvissen

Onder de Wnb zijn met name trekvissen beschermd, waarbij de rivierprik, zeeprik, elft en fint zijn aangewezen als habitatsoorten (in bijvoorbeeld de Noordzeekustzone). De steur en houting zijn beschermd onder de soortenbescherming (artikel 3.5 en 3.6). Over het voorkomen van deze soorten is echter weinig bekend. Cumulatieve verspreidingskaarten van trekvissen van het NCP tonen dat de soorten waarschijnlijk afwezig zijn op grotere afstand van de kust (Ter Hofstede & Baars, 2005, afbeelding 4.18). Dit is in lijn met recentere onderzoeken gericht op de zee- en rivierprik (Elliott *et al.*, 2021), waarbij visserijdata van de gehele Noordzee tussen 1965 en 2019 is geanalyseerd. Hieruit blijkt dat in <1 % van de vangsten zeeprik of rivierprik aanwezig was, en dat deze met name dicht langs de kust werden waargenomen (<30 km). Steur is nagenoeg verdwenen uit de Noordzee en Nederlandse rivieren (Daan, 2000; Winter *et al.*, 2015). Na 2000 zijn individuen geïntroduceerd, waardoor de soort zeer sporadisch wordt gevangen¹. De houting groeit in Nederland op in het IJsselmeer en verblijft hier ook als volwassen dier, door gebrek aan open verbindingen met de zee (Winter *et al.*, 2015).

¹ ARK Natuurontwikkeling heeft in 2012 en 2015 ongeveer 100 gezenderde Steuren uitgezet in de Rijn. Op de website worden historische en recente waarnemingen vastgelegd.

Afbeelding 4.18 Gemiddelde jaarlijkse vangst (aantallen per uur) voor 'Cumulatief trekvis' tijdens het 3e kwartaal over de periode 1996-2005, gebaseerd op IBTS-, BTS- en DFS-gegevens (Ter Hofstede & Baars, 2005)*



* Gezien de lage aantallen trekvis, is data van meerdere surveys voor de soorten rivierprik, zee-prik, zalm, zeeforel, elft, fint, houting, diklipharder gecombineerd. De kartering geeft daarmee eerder een overschatting dan onderschatting.

De kans dat de trekvissoorten voorkomen in het plangebied (op meer dan 60/75 km van de kust) is zeer klein, waardoor aanwezigheid in het plangebied is uitgesloten.

OSPAR

De OSPAR-lijst bevat (tabel 4.17) een aantal bedreigde diersoorten. Van een deel hiervan is het voorkomen in Nederland uitgesloten (Bos & Tamis, 2020). De houting, elft en zee-prik zijn reeds behandeld in de voorgaande paragraaf. Veel andere soorten komen in het Nederlandse deel van de Noordzee zeer zelden voor. Zo komen de twee soorten zeepaardjes (langsnuitzeepaardje en kortsnuitzeepaardje) voornamelijk voor in zeegrasvelden of bij uitzondering rond mosselbanken of tussen wieren (Pierri *et al.*, 2022). De soorten worden zelden aangetroffen verder uit de kust of op dieptes van meer dan 20 m. De zalm wordt nagenoeg nooit aangetroffen in het NCP (Ter Hofstede & Baars, 2005). De aanwezigheid in het plangebied is zeer klein. Ook de aanwezigheid rond het plangebied van de doornhaai is uitgesloten, aangezien deze voornamelijk in het noordelijke deel van de Nederlandse Noordzee wordt waargenomen. In de afgelopen 40 jaar zijn slecht drie individuen ter hoogte van het plangebied aangetroffen (Batsleer *et al.*, 2020).

De kans dat de soorten voorkomen binnen het effectbereik van het plangebied en daardoor gevolgen van het project ondervinden is dusdanig klein dat deze niet zijn opgenomen in de effectbeoordeling. De overige soorten (gevekte rog, stekelrog, kabeljauw en paling) kunnen mogelijk in het plangebied voorkomen. Deze soorten worden nader beschouwd in deze Natuurtoets.

Tabel 4.17 Voorkomen bedreigde diersoorten van Nederlandse OSPAR-lijst (Op basis van Bos & Tamis, 2020 en Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (n.d.))

Soort	Voorkomen	Onderbouwing
Dikkopschildpad	kans zeer klein	Bos & Tamis, 2020
Lederschildpad	kans zeer klein	Bos & Tamis, 2020
Elft	kans zeer klein	zie onderbouwing trekvisen
Paling	mogelijk aanwezig	
Houting	kans zeer klein	zie onderbouwing trekvisen
Gevlekte rog	mogelijk aanwezig	
Kabeljauw	mogelijk aanwezig	
Langsnuitzeepaardje	kans zeer klein	Pierri et al., 2022
Kortsnuitzeepaardje	kans zeer klein	Pierri et al., 2022
Steur	kans zeer klein	zie onderbouwing trekvisen
Zeeprik	zeer klein	zie onderbouwing trekvisen
Stekelrog	mogelijk aanwezig	
Tonijn	kans zeer klein	Bos & Tamis, 2020
Vleet	kans zeer klein	Bos & Tamis, 2020
Zalm	kans zeer klein	Ter Hofstede & Baars, 2005
Zee-engel	kans zeer klein	Bos & Tamis, 2020
Doornhaai	kans zeer klein	Batsleer et al., 2020
Reuzenhaai	kans zeer klein	Bos & Tamis, 2020

4.5.3 Relevante bodemdieren en vissen voor nadere beoordeling

Voor deze Natuurtoets zijn in de eerste plaats bodemdieren en vissen relevant die opgenomen zijn in de Wnb. De aanwezigheid van deze soorten is echter, zoals hierboven beschreven, uitgesloten en zullen niet verder behandeld worden. De vanuit OSPAR beschermde soorten gevlekte rog, stekelrog, kabeljauw en paling worden wel verder behandeld in deze Natuurtoets, omdat deze mogelijk kunnen voorkomen in het plangebied. Daarnaast vormen vissen en bodemdieren (met name zandspiering) een belangrijke voedselbron voor trofisch hogere soorten, die wel onder de Wnb vallen, zoals de bruinvis. Effecten op deze populaties zullen nader beschouwd worden in de Passende Beoordeling.

4.6 Overzicht van relevante beschermde natuurwaarden

In tabel 4.18 is een overzicht opgenomen van de beschermde soorten die in de Noordzee kunnen voorkomen. Daarbij is aangegeven of ze mogelijk voorkomen in het plangebied en onder welk beschermingsregime ze vallen. Of de verschillende vissoorten mogelijk voorkomen in het plangebied is gebaseerd op onder meer Van der Reijden *et al.*, (2021) en data van de *fish trawl surveys* van ICES (the International Council for the Exploration of the Sea) uit de periode 2017-2021. Hoewel de paling (*Anguilla anguilla*) niet in de ICES overzichten opduikt, is het niet uitgesloten dat deze soort in het plangebied voor kan komen.

Tabel 4.18 Overzicht beschermde natuurwaarde en mogelijke interactie met windgebied IJmuiden Ver kavel IV

Groep	Mogelijk voorkomende habitattypen en soorten	Mogelijk in plangebied IJVer IV	Beschermings-regime	Gebiedsbescherming Wnb	Soortenbescherming Wnb
vissen	Steur	nee	Wnb, OSPAR	niet van toepassing	Art 3.5, 3.6
	Houting	nee	Wnb, OSPAR	niet van toepassing	Art 3.5, 3.6
	Fint	nee	Wnb	Noordzeekust-zone, Voordelta, Vlake van de Raan	Art 3.5, 3.6
	Rivierprik	nee	Wnb	Noordzeekust-zone, Waddenzee, Voordelta, Vlake van de Raan	Art 3.5, 3.6
	Elft	nee	Wnb, OSPAR	Voordelta	Art 3.5, 3.6
	Kabeljauw	ja	OSPAR	niet van toepassing	niet van toepassing.
	Paling	ja	OSPAR	niet van toepassing	niet van toepassing
	Gevlekte rog	ja	OSPAR	niet van toepassing	niet van toepassing
	Langsnuitzeepaardje	nee	OSPAR	niet van toepassing	niet van toepassing
	Kortsnuitzeepaardje	nee	OSPAR	niet van toepassing	niet van toepassing
	Stekelrog	ja	OSPAR	niet van toepassing	niet van toepassing
	Zalm	nee	OSPAR	niet van toepassing	niet van toepassing
	Doornhaai	nee	OSPAR	niet van toepassing	niet van toepassing
bodemdieren	Noordkromp	nee	OSPAR	niet van toepassing	niet van toepassing
	Platte oester	nee	OSPAR	niet van toepassing	niet van toepassing
	Purperslak	nee	OSPAR	niet van toepassing	niet van toepassing

Groep	Mogelijk voorkomende habitattypen en soorten	Mogelijk in plangebied IJVer IV	Beschermings-regime	Gebiedsbescherming Wnb	Soortenbescherming Wnb
vogels	zeevogels	ja		Bruine bank, Friese front, Noordzeekust-zone, Waddenzee	Artikel 3.1, 3.2, 3.5, 3.6
	trekvogels	ja		niet van toepassing	Artikel 3.1, 3.2, 3.5, 3.6
	broedvogels	ja		Noordzeekust-zone, Waddenzee	Artikel 3.1, 3.2, 3.5, 3.6
vleermuizen	Ruige dwergvleermuis	ja		niet van toepassing	
	Rosse vleermuis	ja		niet van toepassing	
zeezoogdieren	Bruinvis	ja	Wnb, OSPAR, Ascobans	Noordzeekust-zone, Waddenzee, Voordelta, Vlakte van de Raan, Oosterschelde, Westerschelde, Klaverbank, Doggersbank	Art. 3.5, 3.6
	Gewone zeehond	ja	Wnb	zie bruinvis	Art. 3.10, 3.11
	Grijze zeehond	ja	Wnb	zie bruinvis	Art. 3.10, 3.11
	Dwergvinvis	ja	Wnb	niet van toepassing	Art. 3.5, 3.6
	Witsnuitdolfijn	ja	Wnb	niet van toepassing	Art. 3.5, 3.6

5

EFFECTEN ANALYSE – VOORTOETS

Dit hoofdstuk geeft een beschrijving van de mogelijke effecten (ingreep-effectrelaties) van de activiteiten, een analyse welke effecten op voorhand kunnen worden uitgesloten en de effecten waarvoor een nadere uitwerking nodig is in de Passende Beoordeling (hoofdstuk 6) en in de Soortentoets (hoofdstuk 7). In tabel 5.1 is een overzicht gegeven van de mogelijke effecten van de verschillende activiteiten per uitvoeringsfase op de verschillende soortgroepen of natuurwaarden.

Tabel 5.1 Overzicht van de mogelijke effecten per uitvoeringsfase en per activiteit op de verschillende soortgroepen/natuurwaarden. Een x geeft aan dat er een relatie is tussen het effect en de soortgroep/natuurwaarde. *Bij habitattypen gaat het om de mogelijke effecten van stikstofdepositie

Activiteit	Effecten	Bodem- dieren	Vissen	Vogels	Vleer- muizen	Zee- zoogdie- ren	Habitat- typen*	Ecosys- teem
aanlegfase								
aanleg fun- deringen	ge- luid/tril- lingen	x	x	x		x		
	bodem- beroe- ring	x	x					x
aanleg ka- bels	bodem- beroe- ring	x	x					
scheep- vaart	ge- luid/tril- lingen	x	x	x		x		
	Stikstof- depositie						x	
exploitatiefase								
aanwezig- heid turbi- nes	aanvarin- gen			x	x			
	habitat- ver- lies/bar- rierewer- king			x		x		
	ge- luid/tril- lingen	x	x	x		x		
	ruimte- beslag	x	x					x

Activiteit	Effecten	Bodem- dieren	Vissen	Vogels	Vleer- muizen	Zee- zoogdie- ren	Habitat- typen*	Ecosys- teem
	toename hard substraat	x	x	x		x		x
	geen vis- serij	x	x	x		x		x
aanwezig- heid kabels	elektro- magneti- sche vel- den	x	x			x		
scheep- vaart	ge- luid/tril- lingen	x	x	x		x		
	Stikstof- depositie						x	
verwijderingsfase								
verwijderen funderin- gen	ge- luid/tril- lingen	x	x	x		x		
	bodem- beroe- ring	x	x					x
verwijderen kabels	ge- luid/tril- lingen	x	x	x		x		
	bodem- beroe- ring	x	x					x
scheep- vaart	ge- luid/tril- lingen	x	x	x		x		
	stikstof- depositie						x	

5.1 Vogels

Vogels kunnen zowel tijdens de aanlegfase als de gebruiks- en verwijderingsfase effecten ondervinden van het windpark. De ecologische effecten van windturbines zijn vaak primair het gevolg van verstoring tijdens de aanlegwerkzaamheden en van verhoogde mortaliteit en barrièrewerking onder vogels en vleermuizen wanneer de turbines operationeel zijn. Deze items zullen dus worden beschouwd binnen de toetsing. In geval van externe werking wordt dit aangegeven.

De effecten zijn als volgt te categoriseren:

- aanlegfase en verwijdering:
 - verstoring door mensen of machines tijdens de constructiewerkzaamheden;
 - tijdelijke degradatie of verlies van habitat door aanleg funderingen;
- gebruiksfase:
 - mortaliteit door aanvaringen;
 - barrièrewerking (verstoring van vliegbewegingen en daardoor energieverlies);
 - verstoring van rust-, foerageer- en/of broedgebieden;
 - permanent habitatverlies, door de aanwezigheid van turbines.

De verschillende typen effecten worden in de volgende paragrafen beschreven.

5.1.1 Aanpak onderzoek

Soortenselectie

Om te beoordelen wat de invloed is van een toekomstig windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver (kavel III) op vogels, moet er eerst een overzicht zijn van soorten die in het plangebied kunnen voorkomen. Dit kunnen vogels zijn die er foerageren, rusten of doorheen trekken. Voor de verschillende vogelsoorten zijn verschillende beschermingsregimes van toepassing.

Allereerst is het noodzakelijk te kijken naar de Natura 2000-gebieden in de omgeving van het plangebied, die beschermd zijn volgens de gebiedsbescherming uit de Wet natuurbescherming (Wnb). Daarvan is de recent aangewezen Bruine Bank het gebied dat het dichtst bij het plangebied ligt (op enkele kilometers afstand) en mogelijk het meest beïnvloed kan worden (onder andere door externe werking). Maar ook Natura 2000-gebieden verder weg, zoals op de Waddeneilanden, kunnen kwalificerende soorten hebben die naar het plangebied trekken om daar te foerageren. Naast een beschermingsstatus onder de Natura 2000-gebiedsbescherming voor een aantal soorten, geldt voor alle vogelsoorten in Nederland de soortenbescherming vanuit de Wet natuurbescherming.

Om tot een soortenselectie voor verdere beoordeling te komen is gekeken naar de bestaande onderzoeken, monitoringsprogramma's en beoordelingen van andere windparken op de Noordzee. Ook is recent een vierde editie van het Kader ecologie en cumulatie (KEC) verschenen, waar een selectie van soorten is gemaakt. Om niet in herhaling te treden (en 'het wiel opnieuw uit te vinden'), is voor de beoordeling van IJmuiden Ver verder gebouwd op bestaande onderzoeken.

Zo is voor de soortenselectie uitgegaan van de bestaande KEC onderzoeken (KEC 1.0; KEC 3.0; en KEC 4.0) en keuzes die daarin zijn gemaakt. Ook is gekeken naar de methodiek van de ecologische beoordeling van windenergiegebied Hollandse Kust (west) (Leemans *et al.* 2019). Door de verschillende soortenlijsten naast elkaar te leggen en daarbij ook te kijken naar de aanwezigheid van soorten in het plangebied (Fijn *et al.* 2020; Poot *et al.* 2011; Leopold pers. med. op basis van MWTL data 2022), is uiteindelijk onderstaande lijst van soorten ontstaan (zie Tabel 5.2). Soorten die niet in de tabel staan, kwamen hooguit incidenteel of in het geheel niet voor in het plangebied. Dit betekent dat de kans op een mogelijk effect van het windpark nihil is.

In aanvulling op het bovenstaande, zijn zes families of soortgroepen met migrerende soorten meegenomen, die relevant zijn in het kader van deze beoordeling:

- ganzen en zwanen;
- eenden;
- roofvogels en uilen;
- steltlopers;
- zangvogels - overdag;
- zangvogels - 's nachts.

In de paragrafen hieronder wordt eerst toelichting gegeven op de Natura 2000-gebieden in de omgeving van het plangebied en welke kwalificerende soorten vogels er zijn aangewezen. Daarna wordt een toelichting gegeven op het voorkomen en de verspreiding van de overige geselecteerde soorten.

Tabel 5.2 Overzicht relevante natuurwaarden van vogels voor beoordeling effecten windenergiegebied IJmuiden Ver kavel III, gebaseerd op KEC 1.0, KEC 4.0 en ALI. Daarbij is ook aangegeven voor welk (relevant) Natura 2000-gebied de soort is aangewezen (br = broedvogel)

Soort/groep		KEC 1.0	KEC 4.0	ALI	Gebiedsbescherming Wnb
grote jager	<i>Stercorarius skua</i>	X	X	X	Bruine Bank
kleine jager	<i>Stercorarius parasiticus</i>	X	X	X	-
drieteenmeeuw	<i>Rissa tridactyla</i>	X	X	X	-
dwergmeeuw	<i>Hydrocoloeus minutus</i>	X	X		Bruine Bank, Voordelta, Noordzeekustzone
zilvermeeuw	<i>Larus argentatus</i>	X	X	X	-
kleine mantelmeeuw	<i>Larus fuscus</i>	X	X	X	Waddenzee, (br) Duinen Texel, (br) Duinen Vlieland
grote mantelmeeuw	<i>Larus marinus</i>	X	X	X	Bruine Bank
visdief + Noordse stern	<i>Sterna paradisaea</i> + <i>hirundo</i>	X	X	X	Waddenzee, Voordelta
jan-van-gent	<i>Morus bassanus</i>	X	X	X	Bruine Bank
grote stern	<i>Thsseus sandvicensis</i>	X	X	X	Waddenzee, Voordelta
zeekoet	<i>Uria aalge</i>	X		X	Bruine Bank, Friese front
alk	<i>Alca torda</i>	X		X	Bruine Bank
papegaaiduiker	<i>Fratercula arctica</i>			X	-
duiker sp.	<i>Gavia sp</i>	X		X	Noordzeekustzone, Voordelta
noordse stormvogel	<i>Fulmarus glacialis</i>	X		X	-
aalscholver	<i>Phalacrocorax carbo</i>	X			onder andere Duinen Vlieland, Waddenzee
kleine zwaan	<i>Cygnus bewickii</i>	X		X	
rotgans	<i>Branta bernicla</i>	X		X	
bergeend	<i>Tadorna</i>	X		X	
wulp	<i>Numenius arquata</i>	X		X	
kanoet	<i>Calidris canutus</i>	X		X	
rosse grutto	<i>Limosa lapponica</i>	X		X	
zwarte stern	<i>Chlidonias niger</i>	X			
spreeuw	<i>Sturnus vulgaris</i>	X		X	

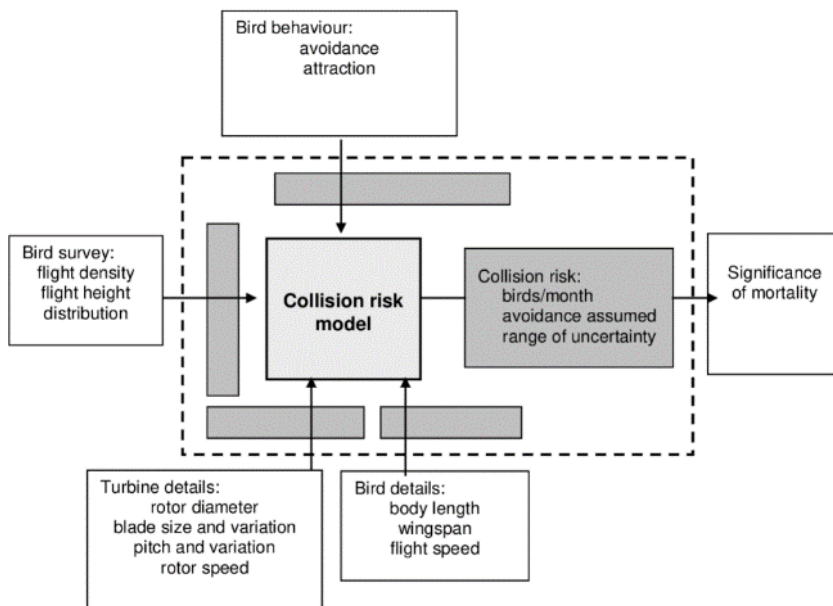
Aanvaringsmodel

De berekening van de mortaliteit (het aantal aanvaringsslachtoffers) onder de vogelsoorten door windturbines, vindt plaats met behulp van een stochastisch aanvaringsmodel (sCRM, Masden 2015). Dergelijke modellen spelen een belangrijke rol in het kwantificeren van de verwachte mortaliteit als gevolg van aanvaringen met windturbines, onder andere in effectbeoordelingen zoals milieueffectrapportages (MER). Een overzicht van het model, met de verschillende relevante inputparameters, is weergegeven in afbeelding 5.1. In grote lijnen is het model gebaseerd op de volgende parameters:

- aantal vliegbewegingen per tijdseenheid dat de turbines kruist. Dit is afhankelijk van de dichtheid aan vogels in het plangebied, het vlieggedrag en het ruimtegebruik;
- het percentage van de vliegbewegingen dat op rotorhoogte plaatsvindt;
- de uitwijkingskans, i.e. de kans dat een vogel succesvol het windpark of de rotor van een individuele turbine weet te ontwijken;
- de kans dat een vogel die door de rotorzone vliegt wordt geraakt door een rotorblad. Dit is afhankelijk van onder andere de grootte en vliegsnelheid van de vogel en de draaisnelheid van de rotorbladen.

Ten aanzien van bovenstaande factoren zijn verschillende nuanceringen te maken. Zo varieert het aantal vogels in de loop van het jaar, als gevolg van migratie en de aanwas van juveniele vogels. Ook varieert de windsnelheid en daarmee de rotatiesnelheid van de rotorbladen. Daarnaast kunnen het tijdstip op de dag of het moment in het seizoen, het gedrag, de leeftijd van de vogel, en verschillende andere factoren van invloed zijn op het vlieggedrag en daarmee op de aanvaringskansen. De variatie in de relevante variabelen wordt in de analyses meegenomen door gebruik te maken van een stochastisch model. Met andere woorden; een model dat is gebaseerd op een bepaalde kansverdeling van een specifieke variabele (zie onder voor meer details). In het model worden deze variabelen en de kansverdeling waar nodig gekwantificeerd. Indien dit niet mogelijk is, wordt een realistische aanname gedaan en wordt de invloed hiervan op de uitkomsten zo goed mogelijk geduid.

Afbeelding 5.1 Globale structuur van het aanvaringsmodel (bron: Band 2012). Voor details zie tekst



De **eerste stap** in het model bestaat uit een analyse van de kans op aanvaring met één van de rotorbladen wanneer een vogel door de rotorzone vliegt. Deze analyse is gebaseerd op het *Band Collision Model* (kortweg *Band model*) dat is ontwikkeld door Scottish Natural Heritage (Band 2012). Het *Band model* is gebaseerd op eigenschappen van de betreffende vogelsoort (vliegsnelheid, lichaamslengte, spanwijdte) en van de turbine (rotordiameter, draaisnelheid van de rotorbladen). Daarbij worden enkele eenvoudige aannames gedaan, waaronder een constante vliegsnelheid voor alle vogels, een gelijke verdeling van het aantal vogels dat met meewind en met tegenwind vliegt, etc. Zie Band (2012) voor meer details.

De **tweede stap** in het model bestaat uit het kwantificeren van het aantal vliegbewegingen nabij de turbines. Uitgaande van een bepaalde aanvaringskans bij een vlucht door de rotorzone zoals berekend door het Band model, wordt het aantal aanvaringsslachtoffers vooral bepaald door de hoeveelheid vliegbewegingen dat door de rotorzone plaatsvindt. Dit hangt op zijn beurt weer af van de aantallen vogels, de hoogte waarop zij vliegen, en de kans dat een vogel succesvol de turbine weet te ontwijken. Data met betrekking tot de dichtheden van de verschillende soorten zijn afkomstig van de meest recent beschikbare telgegevens van zeevogels op het Nederlandse deel van de Noordzee, inclusief windenergiegebied IJmuiden Ver, zoals die ook gebruikt zijn in het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) (Potiek et al., 2022); geëxtraheerd uit de database door WMR; zie Box 1 voor nadere toelichting). Specifiek voor trekkende zangvogels, ganzen/zwanen, eenden, reigers, steltlopers en roofvogels is gebruik gemaakt van fluxmetingen (i.e. aantal vliegbewegingen per tijdseenheid en afstand) en hoogteverdelingen in K14 (Fijn et al., 2012). Uit deze data zijn fluxen bepaald op rotorhoogtes voor windenergiegebied IJmuiden Ver.

Reguliere vlieghoogtes per soort zijn gebaseerd op het KEC 4.0 (Potiek et al., 2022 en daarbij gebaseerd op Johnson & Cook 2014, met gemodelleerde data grotendeels gebaseerd op visuele waarnemingen). De dichtheden zijn gebaseerd op tweemaandelijks vliegtuigtellings (MWTL data). Visdieven en noordse sterns zijn samengevoegd, evenals de verschillende soorten duikers (in de praktijk gaat het vooral om roodkeel- en parelduiker) omdat deze soorten vanuit de lucht vaak lastig zijn te onderscheiden. Voor de vlieghoogteverdeling van jan-van-gent en grote mantelmeeuw is in het KEC 4.0 afgeweken van de data van Johnson & Cook (2014), namelijk door data van meer recente GPS-studies van gezenderde vogels in de vlieghoogteverdeling te betrekken (zie Potiek et al., 2022 voor meer details). Die aanpak is ook hier gevolgd, hoewel door deze data de vlieghoogteverdeling meer fluctueert in de lagere hoogteklassen, wat gevolgen heeft voor de aanvaringskansen en de effectiviteit van mitigerende maatregelen als een verschuiving van de tiplaagte.

De **derde stap** bestaat uit het bepalen van de uitwijkingskans (zie verderop). Vogels kunnen op verschillende schaalniveaus de turbines ontwijken, zoals vermijding van het gehele windpark ('*macro-avoidance*'), of ontwijking van een individuele turbine ('*meso- of micro-avoidance*'). De mate waarin een vogel erin slaagt om succesvol de turbines te ontwijken is één van de belangrijkste parameters in de berekening van het uiteindelijke aantal slachtoffers.

Tijdens het opstellen van dit MER zijn nieuwe gegevens beschikbaar gekomen met betrekking tot de uitwijkingskans van de jan-van-gent. Op basis hiervan zijn aanvullende modelberekeningen gedaan (Leemans et al., 2022 in concept). Zowel de oorspronkelijke als de nieuwe aantallen aanvaringsslachtoffers worden benoemd bij de resultaten.

Box 1 Achtergrond data verwerking en -selectie

Om het aanvaringsmodel te kunnen runnen is het onder andere nodig om te weten wat het aantal vliegbewegingen is nabij de turbines, gebaseerd op aantallen vogels die tijdens meest recente monitoring zijn geteld. Het gaat hierbij om MWTL tellingen, die op aanvraag via het Wozep dataportaal (<https://wozep.nl/>) beschikbaar zijn. In dit portaal zijn datafiles behorend bij het KEC, inputparameters voor vogels (onder andere vlieghoogteverdeling) en windparken beschikbaar op aanvraag.

WMR heeft vervolgens tweemaandelijks geïnterpoleerde dichtheden verzorgd, dit zijn de nationale dichtheden (in n/km^2) voor het gehele gebied IJmuiden Ver, voor de soorten die zijn behandeld in KEC 4.0 (Potiek et al., 2022).

Het gaat in deze beoordeling om kavel III, en daarom is het noodzakelijk te weten wat de aanvaringsrisico's zijn per kavel. De kavels III en IV hebben ongeveer dezelfde oppervlaktes, dezelfde specificaties voor de turbines en hetzelfde aantal turbines waardoor de berekeningen met het sCRM voor beide kavels hetzelfde zijn. Dit komt omdat gerekend is met de dichtheden (in n/km^2) voor het gehele gebied IJmuiden ver. Er is voor deze manier gekozen omdat de kavels te dicht bij elkaar liggen om dichtheden realistisch te kunnen onderscheiden (die gebaseerd zijn op geëxtrapoleerde tel-gegevens, die voor de eerdere KEC 4.0 beoordeling werden gerasterd in vierkanten van 5x5 km).

Voor trekvogels zijn fluxen (aantallen vogels/km/jaar) overgenomen van KEC 4.0 (Potiek et al., 2022) om voor verschillende soorten als input te dienen voor het aanvaringsmodel. Voor de soortgroepen (ganzen/zwanen, eenden, roofvogels, uilen en zangvogels) zijn de fluxen overgenomen van Fijn et al. (2012; data van radarmetingen op het offshore gasplatform K14).

De uitkomsten van het aanvaringsmodel zijn vergeleken met de 1 %-norm (zie uitleg op pagina 97). De 1 %-norm is bedoeld als grove zeef. Komt een soort niet door die toets, dan vindt een beoordeling plaats aan de hand van de soortspecifieke ALI-norm (zie uitleg verderop). In dit rapport is de toetsing aan de ALI methodiek overgenomen uit de cumulatieve effectbeoordeling voor windturbines in de zuidelijke Noordzee (Potiek, IJntema, et al., 2022). Hierbij is uitgegaan van drie rekenvarianten, die bestaan uit de impact van het basisscenario (alle bestaande windparken en de geplande windparken uit de oorspronkelijke routekaart 2030) plus een bepaald aantal extra MW per scenario.

Er is niet voor gekozen om de ALI te berekenen voor kavel III van windenergiegebied IJmuiden Ver afzonderlijk, omdat de schrijvers van dit MER van mening zijn dat ALI methodiek niet geschikt is om de effecten op het schaalniveau van windenergiegebied IJmuiden Ver te toetsen. De ALI methodiek richt zich op effecten op populatieniveau en daarmee dus op grote ruimtelijke schaal. Dit is bij uitstek geschikt voor een cumulatieve beoordeling, maar niet voor een individueel kavel van windpark IJmuiden Ver waar slechts een klein deel van de populatie van de betreffende soort voorkomt.

De **vierde en laatste stap** in de modelanalyse is het integreren van de voorgaande stappen en interpretatie van de uitkomsten. Niet ieder aanvaringsslachtoffer heeft noodzakelijkerwijs een negatief effect op de populatie; dit is afhankelijk van de grootte van de populatie, de trend (neemt de populatie toe of af) en andere populatiedynamische parameters.

Zoals gezegd is gebruik gemaakt van een stochastisch aanvaringsmodel, waarbij de simulaties zijn gedaan in het R pakket stochLAB (Caneco et al. 2022). Dit pakket is gebaseerd op het model van Masden (2015) maar is op verschillende punten geactualiseerd en verbeterd. In het model zijn de variatie en onzekerheden in bepaalde parameters expliciet meegenomen in de berekeningen. Dit is een belangrijke verbetering van het oorspronkelijke Band model. De waarde die voor een bepaalde parameter in het model wordt gehanteerd kan dus variëren, afhankelijk van de kansverdeling. De uitkomsten zijn gebaseerd op 10.000 simulaties. Als voorbeeld: de kans op aanvaring is onder andere afhankelijk van de draaisnelheid van de rotorbladen, en deze is weer afhankelijk van de windsnelheid. De windsnelheid varieert van uur tot uur en van dag tot dag; deze variatie is gekwantificeerd op basis van de spreiding (standaarddeviatie) rondom het gemiddelde. Dit resulteert in een bepaalde kansverdeling. In iedere simulatie van het model wordt een waarde uit deze kansverdeling getrokken. Door het model 10.000 maal te draaien wordt de spreiding en foutmarge in de uitkomsten (aantal slachtoffers per tijdseenheid) gekwantificeerd.

Uitwijkingskans

Eén van de belangrijkste factoren die het aantal aanvaringen met de turbines bepaalt, en tegelijkertijd een lastige om te kwantificeren, is de kans dat een vogel met succes een turbine weet te ontwijken. Deze uitwijkingskans kan op verschillende niveaus van toepassing zijn (Cook et al. 2012). Sommige soorten proberen het gehele windpark te vermijden, waardoor nauwelijks sprake is van vogels die nabij de turbines komen; dit wordt in het Engels *macro-avoidance* genoemd. Andere soorten lijken zich weinig van de turbines aan te trekken en vliegen soms dwars door windparken heen, waarbij de vogels proberen om de individuele turbines te ontwijken; dit is *meso-* of *micro-avoidance* (het onderscheid is niet helemaal scherp te maken, maar meso-avoidance vindt plaats voordat een vogel bij de turbine aankomt en micro-avoidance vindt op het allerlaatste moment plaats nabij de turbine; zie Cook et al. 2014 voor een uitgebreide discussie). Voorbeelden van soortgroepen die weinig macro-ontwijking vertonen maar vooral op meso- of microniveau turbines ontwijken zijn onder andere aalscholvers, meeuwen en sterns. Logischerwijs is bij deze laatste categorie vaker sprake van vliegbewegingen door de rotorzone dan bij de eerste categorie, met een hogere kans op aanvaringen tot gevolg.

De uitwijkingskans (*avoidance rate*) speelt een grote rol in de mortaliteitsberekeningen van aanvaringsmodellen. Indien geen of onvoldoende rekening met uitwijkingsgedrag wordt gehouden, kan dit

tot een aanzienlijke overschatting van de voorspelde mortaliteit leiden. Tegelijkertijd is de ontwikingskans lastig te kwantificeren. Voor zeevogels wordt de ontwikingskans vaak bepaald op basis van onderzoek naar gezenderde vogels, visuele observaties of radaronderzoek (Cook *et al.* 2012). De ontwikingskans voor de relevante soorten zijn afkomstig uit het KEC 4.0 (Potiek, Leemans, et al., 2022) en zijn gegeven in tabel 5.3 en tabel 5.4.

Uit deze data blijkt dat veel relevante soorten (vrijwel alle meeuwen en sterns, jagers, alken, roodkeelduiker en aalscholver) een ontwikingskans hebben van minimaal 99 %. Jan-van-gent zit daar tegenaan met een uitwikingskans van 98,9 % en de grote meeuwen, beide jagers en Noordse stormvogel zitten zelfs op minimaal 99,5 %. Scottish Natural Heritage (2018), de organisatie achter de ontwikkeling van het Band model, adviseert voor soorten waarvoor geen soortspecifieke ontwikingskans beschikbaar is een ontwikingspercentage van 98 % aan te houden. Dit percentage is gehanteerd voor de overige relevante soorten (met name watervogels, steltlopers en zangvogels). De gebruikte percentages zijn conform eerder onderzoek (zie onder andere Krijgsveld *et al.* (2011), Cook *et al.* (2012, 2018)) en laten zien dat normaliter minder dan 1 % tot 2 % van de vliegbewegingen uiteindelijk door de rotorzone plaats. Dit heeft een grote invloed op de uiteindelijke aanvaringskansen.

Bij aanvullende berekeningen in Leemans *et al.* (2022 in concept) is voor jan-van-gent van het volgende uitgegaan: Door (Leemans MSc. & Gyimesi, 2022) is geadviseerd om tijdens het broedseizoen (van april t/m juli) voor windparken binnen de maximaal gemiddelde foerageerafstand van jan-van-genten tot hun kolonies (120 km) het meer conservatieve uitwikpercentage van 98,9 % te gebruiken (Cook *et al.* 2018). In de overige maanden en voor de overige windparken wordt het recent verworven locatie-specifieke uitwikpercentage van 99,6 % aanbevolen (Leemans & Gyimesi 2022).

Tabel 5.3 Uitwikingskans voor de relevante soorten, gebaseerd op KEC 4.0. Taxonomische indeling en volgorde conform Billerman *et al.* (2022)

Familie	Soort	Ontwikingskans
eenden, ganzen en zwanen	rotgans	98,0 %
eenden, ganzen en zwanen	kleine zwaan	98,0 %
eenden, ganzen en zwanen	bergeend	98,0 %
eenden, ganzen en zwanen	overige soorten	98,0 %
strandlopers en snippen	wulp	98,0 %
strandlopers en snippen	rosse grutto	98,0 %
strandlopers en snippen	kanoet	98,0 %
strandlopers en snippen	overige soorten	98,0 %
jagers	grote jager	99,5 %
jagers	kleine jager	99,5 %
alken	zeekoet	99,0 %
alken	alk	99,0 %
alken	papegaaiduiker	99,0 %
meeuwen en sterns	drieteenmeeuw	99,2 %
meeuwen en sterns	dwergmeeuw	99,5 %
meeuwen en sterns	zilvermeeuw	99,5 %
meeuwen en sterns	kleine mantelmeeuw	99,8 %
meeuwen en sterns	grote mantelmeeuw	99,5 %
meeuwen en sterns	zwarte stern	98,0 %
meeuwen en sterns	visdief	99,0 %

Familie	Soort	Ontwikingskans
meeuwen en sterns	grote stern	99,0 %
duikers	roodkeelduiker	99,0 %
stormvogels en pijlstormvogels	noordse stormvogel	99,9 %
genten	jan-van-Gent	98,9 % / 99,6 %
aalscholvers	aalscholver	99,0 %
roofvogels en uilen	alle soorten	98,0 %
zangvogels	spreeuw	98,0 %
zangvogels	overige soorten	98,0 %

Tabel 5.4 Parameters gebruikt in CRM berekeningen. Waarden zijn overgenomen van KEC 4.0, maar voor zes extra zeevogelsoorten (zeekoet, alk, papegaaiduiker, noordse stormvogel en duikers) zijn waarden overgenomen van Band (2012) Excel-spreadsheet, en fractie tijd tijdens de vlucht van Garthe en Hüppop (2004). Waarden voor 'nachtelijke' migrerende soorten zijn afkomstig van Alerstam et al. (2007) en van www.rspb.org.uk. * Zoals vermeld in KEC 4.0 hoefde voor de kleine zwaan en rotgans geen correctie voor een fractie van de vliegtijd in aanmerking te worden genomen, aangezien in de CRM's concrete fluxen op rotorhoogte werden gebruikt. ** Evenzo werden de fluxsnelheden voor 'nachtelijke' migranten berekend op rotorhoogte en hoefden niet te worden gecorrigeerd voor fracties tijdens de vlucht of op risicohoogte. *** voor de jan-van-gent is gedurende de loop van dit project een locatie-specifiek uitwijkingpercentage (buiten het broedseizoen) beschikbaar gekomen, deze is in aanvullende berekeningen toegepast

Soort	Lichaams-lengte ±SD [m]	Span-wijdte ±SD [m]	Vliegsnel-heid ±[m/s]	Nachtelijke activiteit	Uitwijking [%]	Fractie op rotorhoogte	Fractie tijd in vlucht
zilvermeeuw	0,60 ± 0,015	1,44 ± 0,020	11,34 ± 3,91	0,01	99,5		0,3
grote mantelmeeuw	0,71 ± 0,023	1,58 ± 0,025	13,7 ± 1,20	0,50	99,5		0,34
kleine mantelmeeuw	0,58 ± 0,020	1,43 ± 0,025	9,41 ± 3,92	0,43	99,8		0,43
dwergmeeuw	0,26 ± 0,003	0,78 ± 0,008	11,5 ± 0,10	0,25	99,5		0,6
jan-van-gent***	0,94 ± 0,022	1,73 ± 0,025	14,9 ± 2,60	0,08	98,9 / 99,6		0,82
drieteenmeeuw	0,39 ± 0,003	1,08 ± 0,042	8,71 ± 3,16	0,50	99,2		0,672
kleine jager	0,44 ± 0,008	1,18 ± 0,025	13,8 ± 2,20	0	99,5		1
visdief	0,33 ± 0,007	0,88 ± 0,035	9,2 ± 3,10	0	99,0		1
grote jager	0,56 ± 0,008	1,36 ± 0,013	14,9 ± 3,80	0	99,5		0,8
grote stern	0,39 ± 0,008	1,00 ± 0,017	10,3 ± 3,40	0,05	99,0		1
zeekoet	0,395 ± 0,009	0,67 ± 0,0067	19,1 ± 0	0	99,0		0,2
alk	0,38 ± 0,008	0,655 ± 0,006	16	0	99,0		0,2
Noordse stormvogel	0,45 ± 0,0085	1,07 ± 0,04	13	0	99,9		0,4

Soort	Lichaams- lengte ±SD [m]	Span- wijdte ±SD [m]	Vliegsnel- heid ±[m/s]	Nachtelijke activiteit	Uitwijking [%]	Fractie op rotorhoogte	Fractie tijd in vlucht
aalscholver	0,9 ± 0,02	1,45 ± 0,025	15,2	0	99,0		0,8
papegaaiduiker	0,275 ± 0,004	0,55 ± 0,005	17,6	0	99,0		0,2
roodkeelduiker	0,61 ± 0,008	1,11 ± 0,02	17	0	99,0		0,4
kleine zwaan	1,21 ± 0,020	1,96 ± 0,052	16,88 ± 0,62		98,0	*	
rotgans	0,59 ± 0,008	1,15 ± 0,017	17,25 ± 0,27		98,0	*	
bergeend	0,63 ± 0,015	1,22 ± 0,038	18,21 ± 4,32		98,0	0,5	
wulp	0,55 ± 0,017	0,90 ± 0,033	17,78 ± 3,30		98,0	0,75	
kanoet	0,24 ± 0,003	0,59 ± 0,007	16,64 ± 0,56		98,0	0,75	
rosse grutto	0,38 ± 0,003	0,75 ± 0,017	14,4 ± 1,97		98,0	0,75	
zwarte stern	0,23 ± 0,003	0,66 ± 0,007	7,1 ± 0,64		98,0	0,07	
spreeuw	0,22 ± 0	0,40 ± 0,008	15,4 ± 1,71		98,0	0,5	
ganzen / zwanen	1,5 ± 0,03	2,2 ± 0,06	17,3 ± 2		98,0	**	
eenden	0,575 ± 0,0084	0,885 ± 0,035	18,5 ± 2,3		98,0	**	
roofvogels en uilen	0,54 ± 0,008	1,205 ± 0,025	11,6 ± 2,7		98,0	**	
steltlopers	0,295 ± 0,003	0,845 ± 0,034	12,8 ± 1,3		98,0	**	
zangvogels	0,145 ± 0	0,265 ± 0,0075	12,8 ± 1,9		98,0	**	

Vogeldichtheden

De dichtheden die zijn gebruikt in het aanvaringsmodel zijn gebaseerd op MWTL data (Rijkswaterstaat) en in onderstaande tabel 5.5 weergegeven per periode van twee maanden. Fluxen (aantallen vogels/km²/jaar) van verschillende soorten trekvogels (tabel 5.6), als input voor het aanvaringsmodel zijn overgenomen van KEC 4.0 (Potiek, Leemans, et al., 2022). Voor ganzen/zwanen, eenden, roofvogels, uilen en zangvogels is een andere databron aangehouden (K14 fluxen; (Fijn et al., 2012) en daar zijn direct fluxen bepaald in plaats van dichtheden.

Tabel 5.5 Tweemaandelijks dichtheden van vogels in IJmuiden Ver, op basis van MWTL tellingen conform Rijkswaterstaat (2015)

KEC 4.0 zeevogels		Feb	Apr	Jun	Aug	Okt	Dec
grote mantel-meeuw	Larus marinus	0,3	0,1	0,0	0,1	0,3	0,3
kleine mantel-meeuw	Larus fuscus	0,2	0,4	0,7	0,3	0,3	0,0
zilvermeeuw*	Larus argentatus	0,2	0,0	0,0	0,0	0,2	0,5
dwergmeeuw	Hydrocoloeus minutus	0,0	2,1	0,0	0,0	0,1	0,0
drieteen-meeuw	Rissa tridactyla	1,2	1,1	0,8	0,1	0,9	0,9
jan-van-gent*	Morus bassanus	0,2	0,3	0,1	0,3	0,7	0,7
grote jager	Stercorarius skua	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
kleine jager	Stercorarius parasiticus	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
noordse stern + visdief	Sterna paradisaea + hirundo	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0
grote stern	Thalasseus sandvicensis	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
spreeuw	Sturnus vulgaris	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
eidereend	Somateria mollissima	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
zwarte zee-eend	Melanitta nigra	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Noordse stormvogel	Fulmarus glacialis	0,7	0,5	0,4	0,6	0,3	0,9
duikers	Gavia sp	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
zeekoet	Uria aalge	3,8	3,4	0,2	0,4	2,1	2,4
alk	Alca torda	2,4	0,1	0,0	0,0	0,5	0,6
papegaai-duiker	Fratercula arctica	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
aalscholver	Phalacrocorax carbo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

*Aanpassen op basis van aanvullend onderzoek van BuWa

Tabel 5.6 Fluxen (aantallen vogels / km /jaar) van verschillende soorten trekvogels (linker kolommen), als input voor het aanvaringsmodel (overgenomen van KEC 4.0; Potiek et al. 2022b). Voor de verschillende groepen / families trekvogels zijn data van radarmetingen op (offshore gasplatform) K14 gebruikt (Fijn et al. 2012)

Soort	Flux (n/km/jaar)	Groep familie	
kleine zwaan	37	ganzen en zwanen	1.022
rotgans	589	eenden	64
bergeend	644	reigers	0
wulp	645	roofvogels	106
kanoet	1.434	steltopers	319
rosse grutto	742	zangvogels (15 MW)	114.786
zwarte stern	681	zangvogels (20 MW)	127.812
spreeuw	39.469		

Beoordeling aanvaringsslachtoffers en Acceptable Level of Impact (ALI)

De toetsing van de sterfte van vogels in de kavel III is gedaan aan de hand van de zogenaamde 1 %-norm (ORNIS-criterium). De cumulatieve sterfte tezamen met de overige initiatieven op de zuidelijke Noordzee is bij overschrijding van de 1 %-norm getoetst aan de recent ontwikkelde Acceptable Level of Impact (ALI; (Potiek, IJntema, et al., 2022).

Het uitgangspunt van de 1 %-norm is dat de additionele sterfte niet meer mag bedragen dan 1 % van de natuurlijk sterfte binnen de relevante populatie. In dat geval wordt gesteld dat de totale jaarlijkse sterfte niet leidt tot een significant negatief effect op de soort. De 1 %-norm is geen wettelijk vastgestelde drempelwaarde, maar wordt vaak gebruikt als 'alarmbel'. Indien de 1 %-norm wordt overschreden, moet nader worden onderzocht hoe de additionele mortaliteit zich verhoudt tot de populatietrend en de gunstige staat van instandhouding. De 1 %-norm is erkend door de Afdeling Bestuursrechtspraak van de Raad van State (AbRvS 1 april 2009, ECLI:NL:RVS:2009:BH9250).

In milieueffectrapportages van offshore windparken wordt habitatverlies normaliter gekwantificeerd als sterfte die bovenop de mortaliteit door aanvaringen met de turbines komt. Daarbij wordt uitgegaan van 10 % sterfte onder de verstoorde vogels en dat alle vogels verstoord worden.

In het MER is ervoor gekozen de effecten van habitatverlies en sterfte door aanvaringen separaat in beschouwing te nemen en niet bij elkaar op te tellen. Daarvoor zijn twee redenen: 1) het betreft twee verschillende effectroutes waar verschillende oorzaken aan ten grondslag liggen, en 2) soorten die het windpark sterk zullen mijden en dus potentieel een sterk effect ten aanzien van habitatverlies zullen ondervinden, zullen minder met de turbines in aanraking komen waardoor minder sterfte door aanvaringen plaatsvindt. En vice versa. Soorten als aalscholver en de meeuwen en sterns vertonen in het algemeen weinig tot geen vermijding van windparken (Leopold et al., 2011). Bij een gelijkblijvende aanname voor sterfte door habitatverlies (10 %), is sprake van een overschatting van de mortaliteit indien de twee typen sterfte bij elkaar worden opgeteld.

De berekening van de 1 %-norm is gebaseerd op de natuurlijke sterfte (als gevolg van ziekte, predatie e.d.) die in een populatie plaatsvindt, en de populatiegrootte. Voor beide parameters is in dit rapport gebruik gemaakt van de mortaliteitsberekeningen voor het KEC 4.0 (Potiek, Leemans, et al., 2022). Voor soorten die niet in het KEC 4.0 zijn doorgerekend is gebruik gemaakt van data van de British Trust for Ornithology (BTO). In de berekening van de 1 %-norm is uitsluitend gebruik gemaakt van de natuurlijke sterftecijfers onder adulte vogels, wat tot een worst-case benadering leidt (juvenielen hebben vaak een hogere sterfte waardoor de 1 %-norm ook hoger komt te liggen).

De Acceptable Level of Impact (ALI) methodiek is gebaseerd op het uitgangspunt dat, kort gezegd, de kans dat het windpark leidt tot een afname in populatiegrootte met X % niet groter mag zijn dan Y (Potiek, IJntema, et al., 2022). In dit rapport is de toetsing aan de ALI methodiek overgenomen uit de cumulatieve effectbeoordeling voor windturbines in de zuidelijke Noordzee (Potiek, IJntema, et al., 2022). Hierbij is uitgegaan van drie rekenvarianten, die bestaan uit de impact van het basisscenario (alle bestaande windparken en de geplande windparken uit de oorspronkelijke routekaart 2030) plus respectievelijk 10,7 MW (rekenvariant I), 12,7 MW (rekenvariant II) en 16,7 MW (rekenvariant III). Voor meer details, zie Potiek, IJntema, et al., 2022; Potiek, Leemans, et al., 2022 en de paragraaf Cumulatie in het MER).

Het ministerie van LNV heeft recent de ALI-werknormen zoals gehanteerd in het KEC 4.0 voor een aantal vogelsoorten aangepast. Aan de hand hiervan zijn nieuwe cumulatieberekeningen uitgevoerd (Potiek & Gyimesi, 2023). De door te rekenen scenario's betreffen zowel het internationale als het nationale scenario. De aanvullende berekeningen zijn alleen van toepassing op soorten waarvoor de ALI-werknormen strenger zijn geworden. In deze nieuwe cumulatieberekeningen zijn windparken meegenomen die voor de bouw van IJmuiden Ver operationeel zijn, oftewel tot en met 2027. Daarnaast zijn de huidige windparken Offshore Windpark Egmond aan Zee (OWEZ) en Prinses Amaliawindpark (PAWP) buiten beschouwing gelaten, omdat deze windparken naar verwachting in 2027 niet meer operationeel zijn.

5.1.2 Aanvaringen

Eén van de belangrijkste effecten van de plaatsing van de turbines is mortaliteit onder vogels doordat zij in botsing komen met de draaiende rotorbladen. Dit geldt voor zowel lokale vogels (zeevogels) als voor trekvogels. Dit effect op passerende vogels wordt aanvaringsrisico genoemd. Kwantitatieve gegevens over aanvaringen op zee zijn niet beschikbaar, aangezien niet onder de turbines naar turbineslachtoffers kan worden gezocht. Aanvaringsrisico's worden daarom altijd gemodelleerd, op basis van de aantallen passerende vogels, de configuratie en afmetingen van de turbines en de vlieghoogtes. Effecten kunnen dus niet op voorhand worden uitgesloten en worden nader onderzocht in de Passende beoordeling (Hoofdstuk 6) en de Soortentoets (hoofdstuk 7).

5.1.3 Habitatverlies

Vermindering van leefgebied houdt in dat vogels een windpark op zee niet durven binnen te gaan, of wanneer ze er toch binnen gaan, er niet meer durven te foerageren of een verminderd foerageersucces hebben. Deze effecten kunnen optreden tijdens de bouw en exploitatie van het windpark. De hoeveelheid beschikbaar habitat kan bepalend zijn voor de populatiegrootte van dieren die hier gebruik van maken. Dit geldt echter alleen wanneer de hoeveelheid habitat de beperkende factor is voor populatiegrootte. Voorzichtigheidshalve (*worst-case* scenario), gaat men er vaak vanuit dat een windpark in zijn geheel wordt vermeden en dat het oppervlak van het windpark, in verhouding tot het hele areaal van de betreffende soort, een effect op de populatiegrootte kan hebben dat van dezelfde relatieve orde is. Dit scenario gaat er dus vanuit dat vogels die het windpark mijden niet elders (even goed) terecht kunnen. In werkelijkheid mijden sommige soorten (waaronder meeuwen, sterns en aalscholvers) windparken niet of nauwelijks terwijl andere soorten (onder andere duikers) dat juist zeer sterk doen. Het effect van eventueel habitatverlies duurt dan even lang als de levensduur van het windpark, inclusief constructie en verwijdering. Dit geldt alleen voor vogels die de zee als habitat hebben (zeevogels, jaarrond), en niet voor trekvogels die over zee vliegen. De effecten moeten worden berekend en kunnen dus niet op voorhand worden uitgesloten en worden nader onderzocht in de Passende beoordeling (hoofdstuk 6) en de Soortentoets (hoofdstuk 7).

5.1.4 Barrièrewerking

Vliegen is energetisch kostbaar en omvliegen levert dus energieverlies op. Voor trekvogels geldt echter, dat omvliegen rond een windpark op zee, een relatief zeer kleine inspanning vergt, in vergelijking tot de lengte van de totale trekweg (minimaal de hele Noordzee over). Alleen voor vogels in een kolonie, die dagelijks

meerdere malen rond een windpark moeten vliegen dat pal voor hun kolonie is gebouwd, zou energieverlies van omvliegen een significant effect kunnen hebben. Voor windparken verder uit de kust ligt dit niet voor de hand.

Voor lokale niet-broedende zeevogels zullen voor windpark IJmuiden Ver kavel IV significante effecten van barrièrewerking op voorhand worden uitgesloten, omdat er voor deze soorten geen sprake is van gerichte bewegingen op zee waarvoor een windpark een belemmering op de vliegroute kan vormen. In potentie kan barrièrewerking onder trekvogels optreden, maar de afstand van omvliegen is minimaal in verhouding tot de totale trekroute, waardoor significante effecten op voorhand kunnen worden uitgesloten (M. Leopold, persoonlijke communicatie, 2022).

5.1.5 Indirecte effecten

Zowel de aanleg, als de gebruiksfase, als de uiteindelijke verwijdering van een windpark op zee kunnen leiden tot veranderingen van de lokale habitat. Dit heeft mogelijk gevolgen voor de daar levende vogels afhankelijk van de omvang van de werkzaamheden en het offshore windpark.

Werkzaamheden ten behoeve van aanleg, onderhoud en verwijdering van het windpark kunnen in beginsel foeragerende broedvogels op zee storen in hun gedrag, maar de vogelsoort die het zou kunnen betreffen (de kleine mantelmeeuw) zal binnen het windpark eerder profiteren van scheepvaart (de soort is een scheepsvolger die soms prooien vangt in het schroefwater, maar zoekt ook lopend naar voedsel of pikt vis uit het water nabij het oppervlak) dan dat hij er last van ondervindt. Hetzelfde geldt voor turbulentie, opgewekt door getijdebewegingen in het zog van de turbinefundaties. De effecten van onderhoud door middel van schepen en van toegevoegde turbulentie worden als verwaarloosbaar beoordeeld.

Het windpark verschaft kleine mantelmeeuwen rustplaatsen en observatieposten om de omgeving te scannen die voor meeuwen in beginsel positief zullen uitpakken. Daarbij is er mogelijk een toename in kleine vis die als prooi kan dienen voor meeuwen, maar discards door visserij zullen ter plaatse in minder mate beschikbaar komen. Het foerageerlandschap zal veranderen, waarbij een afname aan discards de grootste impact zal hebben. Discards zijn echter een niet natuurlijk beschikbare voedselbron waardoor dit 'verlies' niet als negatief beoordeeld zou moeten worden.

De aanleg- en verwijderingswerkzaamheden en scheepvaartbewegingen zijn tijdelijk en verspreid over een relatief klein gebied. Significante negatieve effecten van werkzaamheden tijdens alle fases kunnen op voorhand worden uitgesloten.

5.2 Vleermuizen

5.2.1 Aanpak onderzoek

PBR en 1 %-norm

Voor vleermuizen wordt in KEC 3.0 de Potential Biological Removal (PBR) berekend. Een analyse van de PBR heeft als doel een inschatting te geven hoeveel sterfte een populatie kan dragen zonder negatieve effecten op de levensvatbaarheid van de populatie. De methode is ontwikkeld voor zeezoogdieren (Wade 1988) en later ook veelvuldig toegepast op vogels (bijvoorbeeld (Runge et al., 2009) (Bellebaum et al., 2013; Richard et al., 2013) Poot et al. 2011). De PBR wordt berekend als $0,5 \times R_{max} \times N_{min} \times r_f$, waarbij R_{max} de maximale groeisnelheid van de populatie is, N_{min} een conservatieve inschatting van de populatiegrootte en r_f de zogenoemde 'recovery factor' (zie onder). In het kader van deze beoordeling moet worden gezegd dat drempelwaarden als de 1 %-norm en de PBR aan veel discussie onderhevig zijn (O'Brien et al., 2017; Schippers et al., 2020). Daar komt bij dat het niet bekend is hoeveel vleermuizen over de Noordzee trekken, waardoor het lastig is om een accurate grootte van de referentiepopulatie in de PBR berekening te verwerken. Voor de ruige dwergvleermuis worden de aantallen die tijdens de najaarsmigratie door Nederland trekken geschat op 50.000 tot 100.000 dieren (BIJ12, 2017). Het is echter goed mogelijk dat de

werkelijke aantallen over de Noordzee hiervan afwijken. Ter indicatie wordt in dit rapport van het gemiddelde van deze bandbreedte uitgegaan, om op die manier grip te krijgen op de ordegrootte van de PBR in relatie tot de verwachte cumulatieve mortaliteit. De disclaimer hierbij is dat een andere populatiegrootte in de berekening tot een navenante verschuiving van de PBR waarde leidt.

In het rapport van (M. F. Leopold et al., 2014) voor KEC 3.0 wordt voor de ruige dwergvleermuis uitgegaan van een waarde van 33 % voor R_{max} en een recovery factor (rf) van 0,2. In het KEC 4.0 worden geen wijzigingen ten aanzien van vleermuizen gemaakt ten opzichte van KEC 3.0. Sinds de publicatie van dat rapport zijn echter enkele nieuwe informatiebronnen beschikbaar gekomen ten aanzien van de groeisnelheid in vleermuispopulaties (Frick et al., 2017; Kerbiriou et al., 2015) (Martínková et al. 2020, CBS 2020). Een R_{max} van 33 % lijkt zeer hoog; in zeer uitzonderlijke omstandigheden kunnen lokale vleermuispopulaties zeer hoge groeisnelheden bereiken (tot > 10 %; Martínková et al. 2020) maar normaliter liggen de groeisnelheden aanzienlijk lager (circa 1,5 %; (Frick et al., 2017). De in deze beoordeling gebruikte waarde van R_{max} is berekend op basis van de populatie-toename tussen 2015–2019 zoals beschreven door het CBS en de Zoogdierverseniging (Centraal Bureau voor de Statistiek, 2020). De toename bedraagt 15 % in vier jaar; dit komt neer op 3,6 % per jaar. De waarde van 3,6 % is gebaseerd op recente Nederlandse gegevens en wordt daarom als meest betrouwbare waarde voor R_{max} beschouwd. Voor de waarde van de recovery factor (rf) is een conservatieve waarde van 0,5 gebruikt.

Soortenselectie

Binnen het offshore plangebied kunnen ook vleermuizen aanwezig zijn. Geschikt habitat voor vleermuizen bestaat uit insectenrijk foerageergebied, verstoringarme verblijfplaatsen en verbindende vliegroutes. Vanwege het (relatief) ontbreken van verblijfplaatsen en de voedselschaarste boven zee, vormt de Noordzee over het algemeen geen geschikt habitat voor vleermuizen. Specifieke weersomstandigheden kunnen leiden tot hogere insectenaantallen boven de Noordzee en kunnen daarmee enkele foeragerende vleermuizen zoals meervleermuis (*Myotis dasycneme*), watervleermuis (*Myotis daubentonii*) en rosse vleermuis (*Nyctalus noctula*) aantrekken (K. L. Krijgsveld et al., 2011). Gezien de afstand van de planlocatie tot de kust (ruim 60 km) en de maximale foerageerafstand van deze soorten (10 km) wordt echter niet verwacht dat deze soorten het plangebied als foerageergebied zullen gebruiken. Het plangebied kan echter wel deel uitmaken als migratieroute (vliegroute) voor verscheidene migrerende soorten. Vleermuizen kennen twee migratieperiodes; de voorjaarsmigratie (maart tot juni) en de najaarsmigratie (augustus tot oktober). Onderzoek wijst uit de vleermuizen boven de Noordzee voornamelijk worden aangetroffen gedurende het migratieseizoen (Lagerveld et al. 2019). Het betreft voornamelijk ruige dwergvleermuis (*Pipistrellus nathusii*), maar er zijn ook offshore waarnemingen van gewone dwergvleermuis (*Pipistrellus pipistrellus*), rosse vleermuis, tweekleurige vleermuis (*Vespertilio murinus*), bosvleermuis (*Nyctalus leisleri*), noordse vleermuis (*Eptesicus nilssonii*) en laatvlieger (*Eptesicus serotinus*) (Bach et al., 2017; Boshamer & Bekker, 2008; Hüppop & Hill, 2016; Jonge Poerink et al., 2013; Lagerveld et al., 2014, 2019; M. F. Leopold et al., 2014).

Ten aanzien van effecten van IJmuiden Ver is voornamelijk ruige dwergvleermuis relevant, aangezien dit veruit de meest waargenomen soort is op de Noordzee (M. F. Leopold et al., 2014), Lagerveld et al. 2022). Daarnaast zijn, in mindere mate, rosse vleermuis en tweekleurige vleermuis van belang.

5.2.2 Aanvaringen

Naast vogels zijn ook vleermuizen regelmatig slachtoffer van aanvaringen met windturbines. Er zijn echter geen waarnemingen van dodelijke slachtoffers van vleermuizen door offshore windparken gedocumenteerd. Dit betekent niet dat er ook geen aanvaringen zijn, het is namelijk niet mogelijk om onder offshore windturbines naar slachtoffers te zoeken (Solick & Newman, 2021). De mortaliteit onder vleermuizen in verschillende onshore windparken in West- en Centraal-Europa ligt tussen de 0-10 slachtoffers per turbine per jaar, hoewel sprake is van enkele uitschieters (Rydell et al., 2010, 2012). Net als bij vogels is de locatie en 'setting' van een windpark bepalend voor het aantal slachtoffers. Aangezien het hier om een offshore windpark op grote afstand van de kust gaat, zijn slechts enkele migrerende soorten relevant. In onshore windparken vallen de meeste vleermuisslachtoffers in de nazomer (tussen augustus en september), wat

overeenkomt met de migratieperiode van enkele soorten. De vroege zomer lijkt geen risicovolle periode te zijn, hoewel de mortaliteit tijdens de voorjaars trek niet altijd goed bekend is.

Verschillende ecologische aspecten bepalen of een vleermuissoort gevoelig is voor aanvaringen met offshore windturbines. De vlieghoogte en de lokale vliegactiviteit zijn daarbij ook van belang. In een analyse van Roemer *et al.* (2017) is op basis van vleermuisactiviteit, detectieafstand en het aantal aanvaringsslachtoffers per soort een aanvaringsindex berekend. Deze is vervolgens gecorreleerd aan het vlieggedrag en de vlieghoogte van verschillende vleermuissoorten. Hoogvliegende soorten bleken logischerwijs gevoeliger voor aanvaringen met windturbines, waaronder de tweekleurige vleermuis, rosse vleermuis en ruige dwergvleermuis. Deze soorten worden regelmatig op rotorhoogte (100 m en hoger) waargenomen.

Alle in Nederland voorkomende vleermuizen zijn streng beschermd onder artikel 3.5 van de Wet natuurbescherming. Hierdoor gelden voor vleermuizen strikte beoordelingscriteria bij ontheffingsaanvragen. Mogelijke negatieve effecten op vleermuizen betreft enkel mortaliteit door aanvaring of barotrauma. Bij vleermuizen op land is het effect van habitatverlies of barrièrewerking (nog) niet vastgesteld en zijn er juist tekenen dat windturbines een aantrekkende kracht hebben (Cryan *et al.*, 2014). Significant negatieve effecten kunnen op voorhand niet worden uitgesloten en worden nader beoordeeld in de Soortentoets (hoofdstuk 7).

5.3 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. Er is sprake van impuls geluid door het heien tijdens de aanlegfase en van continu onderwatergeluid tijdens de exploitatiefase (turbines en schepen). Ook tijdens de aanlegfase en verwijderingsfase is er sprake van continu onderwatergeluid door het gebruik van schepen. Tijdens de exploitatiefase kunnen zeezoogdieren hinder ondervinden van de elektromagnetische velden van de kabels.

5.3.1 Aanpak onderzoek

Het beoordelingskader voor onderwaterleven is weergegeven in onderstaande tabel.

Tabel 5.7 Beoordelingscriteria onderwaterleven

Aspecten	Beoordelingscriteria	Wijze van effectbeoordeling
Onderwaterleven		
aanleg/verwijdering windpark		
bodemdieren en vissen	verstoring van de bodem	verstoord oppervlak in km ²
	verstoring, door geluid en trillingen bij aanleg funderingen en geofysisch onderzoek	verstoord oppervlak in km ²
zeezoogdieren	verstoring, barrièrewerking, habitatverlies, verandering foeragemogelijkheden door geluid en trillingen bij aanleg funderingen en geofysisch onderzoek	verstoord oppervlak in km ² Aantal verstoorde dieren (bruinvisverstoringdagen') effect op populatie
	fysieke aantasting (tijdelijke gehoorbeschadiging)	aantal aangetaste dieren

Aspecten	Beoordelingscriteria	Wijze van effectbeoordeling
gebruik windpark		
bodemdieren en vissen	verstoring door geluid en trillingen turbines	kwalitatief effect
	verstoring door geluid en trillingen scheepvaart (onderhoud)	kwalitatief effect
	habitatverlies door aanwezigheid turbines	oppervlak dat verloren gaat
	elektromagnetische straling	kwalitatief effect
	afwezigheid van bodemberoerende activiteiten (visserij)	kwalitatief effect op aantal soorten en biomassa
	toevoegen hard substraat	kwalitatief effect op aantal soorten en biomassa
zeezoogdieren	verstoring door geluid en trillingen turbines	kwalitatief effect
	verstoring door geluid en trillingen scheepvaart (onderhoud)	kwalitatief effect
	barrièrewerking, habitatverlies	kwalitatief effect
	elektromagnetische straling	kwalitatief effect

Bodemdieren en vissen

Onderzocht wordt welke effecten te verwachten zijn van (mogelijk) aanwezige soorten (worst-case-benadering) en welke mitigerende maatregelen mogelijk zijn voor bodemdieren en vissen. De volgende effecten worden in het MER behandeld:

- effecten van geluid en/of trillingen tijdens de aanleg, de exploitatie en/of verwijdering;
- effecten van bodemberoering tijdens de aanleg, exploitatie en/of ontmanteling;
- effecten van elektromagnetische straling;
- effect van de aanwezigheid van harde structuren, en;
- effect van het verbod op bodemberoerende visserijactiviteiten in het windpark.

Zeezoogdieren (zeehonden en bruinvissen)

De volgende typen effecten zullen beschreven worden:

- effecten van geluid en/of trillingen tijdens de aanleg, de exploitatie en/of verwijdering;
- effecten van verlies aan foerageermogelijkheden (verstoring en habitatverlies);
- effecten van barrièrewerking;
- effecten van elektromagnetische straling, en;
- fysieke aantasting (temporary threshold shift (TTS)).¹

Voor zeehonden (grijze en gewone zeehond) zijn ligplaatsen, foerageergebieden en migratiegebieden op zee van belang. Aandacht wordt besteed aan het aantal beïnvloede dieren (voor zowel zeehonden als bruinvissen) ten opzichte van het totale aantal dieren binnen het Nederlands Continentaal Plat en de gehele Noordzee, waarbij rekening zal worden gehouden met voorkomende dichtheidsgradiënten.

Inzichtelijk wordt 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 binnen de kavel in het gebied IJmuiden Ver en met overige projecten en activiteiten, zowel in tijd als in ruimte. Hierbij wordt naar sterfte, verstoring en aantasting van het leefgebied gekeken. Dit alles zal zoveel mogelijk worden gekwantificeerd. Zo wordt per type effect aangegeven hoeveel individuen van welke

¹ Uit de berekeningen die in de voorbereiding van het KEC 4.0 zijn uitgevoerd, volgt dat permanente effecten op het gehoor (PTS: permanent threshold shift) voor zeezoogdieren zijn uit te sluiten.

soorten hierbij zijn betrokken (ordegrootte, bijvoorbeeld in aantalsklassen) en welk deel van de populatie minimaal en maximaal (worst case) wordt beïnvloed. In de beoordeling kan ook zwemsnelheid van de betrokken soorten een factor van belang zijn.¹

Er wordt gebruik gemaakt van de dichtheidsgegevens voor zeehonden en bruinvissen. Voor de geluidsmodellering zal gebruik worden gemaakt van het Aquariusmodel 4.0 dat is gevalideerd aan de hand van de geluidsmetingen in de windparken Luchterduinen en Gemini. Op basis hiervan wordt het aantal verstoringdagen berekend. Voor het kwantificeren van effecten op populaties kan gebruik worden gemaakt van het Interim PCoD model.²

Ingreep-effectrelaties

Een ingreep-effectrelatie beschrijft welke effecten op hoofdlijnen te verwachten zijn door aanleg en gebruik van windenergiegebied IJmuiden Ver. Deze paragraaf beschrijft de belangrijkste ingreep-effectrelaties voor onderwaterleven. De belangrijkste te verwachten effecten betreffen:

Tabel 5.8 Ingreep-effectrelaties onderwaterleven

Ingreep	Projectfase			
	Aanleg/verwijdering	Gebruik	Gevolg	Effect
varen met werkschepen	x		geluid/beweging	verstoring bodemdieren, vissen en zeezoogdieren
plaatsen funderingen, erosiebescherming en bekabeling	x		geluid en trillingen aanleg	verstoring bodemdieren, vissen en zeezoogdieren
	x		bodemberoering	verstoring bodemdieren en vissen
aanwezigheid van windturbines en bekabeling		x	ruimtebeslag	habitatverlies en verandering foerageermogelijkheid en zeezoogdieren
		x	barrièrewerking	kwalitatief effect bodemdieren, vissen en zeezoogdieren
		x	geluid/beweging van windturbines en schepen die nodig zijn voor onderhoud	verstoring zeezoogdieren
		x	elektromagnetische straling	verstoring bodemdieren, vissen en zeezoogdieren
		x	aanwezigheid harde structuren	aanwas hardsubstraatsoorten
		x	afwezigheid bodemberoerende activiteiten (visserij)	verstoring bodemdieren en vissen

¹ Zie in dit verband bijvoorbeeld: (Kastelein, Van de Voorde, & Jennings, 2018).

² In KEC 4.0 zal voor het kwantificeren van effecten op zeehond populaties gebruik worden gemaakt van het Interim PCoD model, waarvan in 2019 ook voor zeehonden een volledige update is gepubliceerd. Ten behoeve van het KEC 4.0 zullen dus, net als voor bruinvissen, effecten van de constructie van windparken op zee op de populaties van gewone en grijze zeehonden worden berekend. Dit maakt het ook mogelijk om de resultaten van deze berekeningen te toetsen aan een ecologische effectnorm voor zeehonden.

5.3.2 Effecten van onderwatergeluid en trillingen door heilactiviteit

Zeezoogdieren kunnen effecten ondervinden van de geluidbelasting tijdens het heien in de aanlegfase. Deze effecten kunnen zich manifesteren in de vorm van een gedragsrespons, zoals een versnelde ademhaling en wegzwemmen van de geluidsbron of in de vorm van een fysiologisch effect op het gehoor waardoor de dieren als gevolg van een langere blootstelling aan verhoogde geluidsniveaus tijdelijk (TTS: tijdelijke verhoging van de gehoordrempel) of permanent (PTS: permanente verhoging van de gehoordrempel) minder goed kunnen horen. Een effect op het gedrag treedt op zodra het geluid begint; dieren reageren op de eerste heiklap. Bij effecten op het gehoor (TTS of PTS) gaat het om de totale geluidsdosis, i.e. de 'optelsom' van meerdere geluidspulsen, waaraan dieren tijdens het heien van één paal zijn blootgesteld (cumulatieve Sound Exposure Level (SEL)).

Op grond van de resultaten van eerdere, voor het KEC 1.0 windparken uitgevoerde berekeningen, is geconcludeerd dat effecten op het gedrag maatgevend zijn voor mogelijke effecten op populaties. Dit heeft onder andere te maken met het feit dat het gebied waarin bruinvissen en zeehonden tijdelijke (TTS) of permanente effecten op het gehoor (PTS) kunnen ondervinden veel kleiner is dan het gebied waarbinnen gedragseffecten kunnen optreden. Bovendien is uit *worst-case* berekeningen gebleken dat het (vrijwel) uit te sluiten is dat bruinvissen of zeehonden een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS) oplopen ten gevolge van het onderwatergeluid bij het heien voor de aanleg van wind op zee. Mits daarbij het onderwatergeluid wordt gelimiteerd tot de geluidnorm SEL_{SS} (750m) = 168 dB re 1 μPa^2s , of lager (zie bijlage III van dit rapport). Bij alle dieren waarbij het gehoor mogelijk tijdelijk is beïnvloed (TTS) treedt volledig herstel van het gehoor op (bij verreweg de meeste binnen enkele uren na verlaten van het beïnvloedingsgebied of na afloop van het heien).

Uit de resultaten van de berekeningen voor het KEC 4.0 blijkt dat versnelde aanleg van windenergie op zee in de periode 2016–2030 alleen mogelijk is als de in het KEC 3.0 voorgestelde geluidnorm van SEL_{SS} (750 m) = 168 dB re 1 μPa^2s wordt aangescherpt. Bij deze geluidnorm is er namelijk een 5 % kans dat het aantal bruinvissen op het NCP als gevolg van gedragsverstoring door heigeluid met 6–8 % afneemt. Hiermee wordt de vastgestelde ecologische norm voor bruinvissen overschreden. Bij de gehanteerde uitgangspunten en een geluidnorm van SEL_{SS} (750 m) = 168 dB re 1 μPa^2s of lager zijn permanente effecten op het gehoor van bruinvissen en zeehonden uit te sluiten. Als wordt uitgegaan van één universele geluidnorm van SEL_{SS} (750 m) = 160 dB re 1 μPa^2s bij de aanleg van windparken IJmuiden Ver (oorspronkelijke Routekaart 2030) plus zoekgebieden voor de versnelling, en de in de kavelbesluiten vastgelegde geluidnormen voor de windparken van het Energieakkoord, is voor de in het KEC 4.0 beschreven scenario's berekend dat voor de gehele periode tot en met 2030 de kans meer dan 95 % is dat de bruinvispopulatie op het NCP met niet meer dan 2, –2,9 % afneemt (Heinis et al., 2022).

Voor de berekeningen in deze Natuurtoets zijn dezelfde uitgangspunten gekozen als in het KEC 4.0, maar zijn voor zowel bruinvissen als zeehonden nieuwe berekeningen op meerdere locaties uitgevoerd. Er is daarbij uitgegaan van een geluidsnorm van 160 dB re 1 μPa^2s (op 750 m). De resultaten van deze berekeningen zijn volgens Heinis et al. (2022) geïnterpreteerd waarna de mogelijke effecten op de populaties van bruinvissen en zeehonden zijn bepaald en beoordeeld. Hetzelfde is gedaan met een geluidsnorm van 164 dB re 1 mPa^2s (op 750 m) als extra variant.

Relatie tussen blootstelling aan geluid en gedragsrespons

Relaties tussen het geluidsniveau (ongewogen breedband Single Strike Sound Exposure Level) en het optreden van een significante gedragsrespons¹ zijn afgeleid uit recente 'peer reviewed' literatuur. Daarbij is ervan uitgegaan dat de geluidsenergie van een enkele (maximale) heiklap bepaalt of er een significante gedragsverandering optreedt (verstoring).

Of een dier in zijn gedrag door geluid wordt beïnvloed, hangt af van het geluidsniveau en daarmee van de afstand tot de geluidsbron. Ook is er binnen een soort sprake van individuele variatie in de gedragsrespons, die context-afhankelijk is (leeftijd, geslacht, motivatie, e.d.). In de KECs 1.0 t/m 3.0 en de daarop gebaseerde

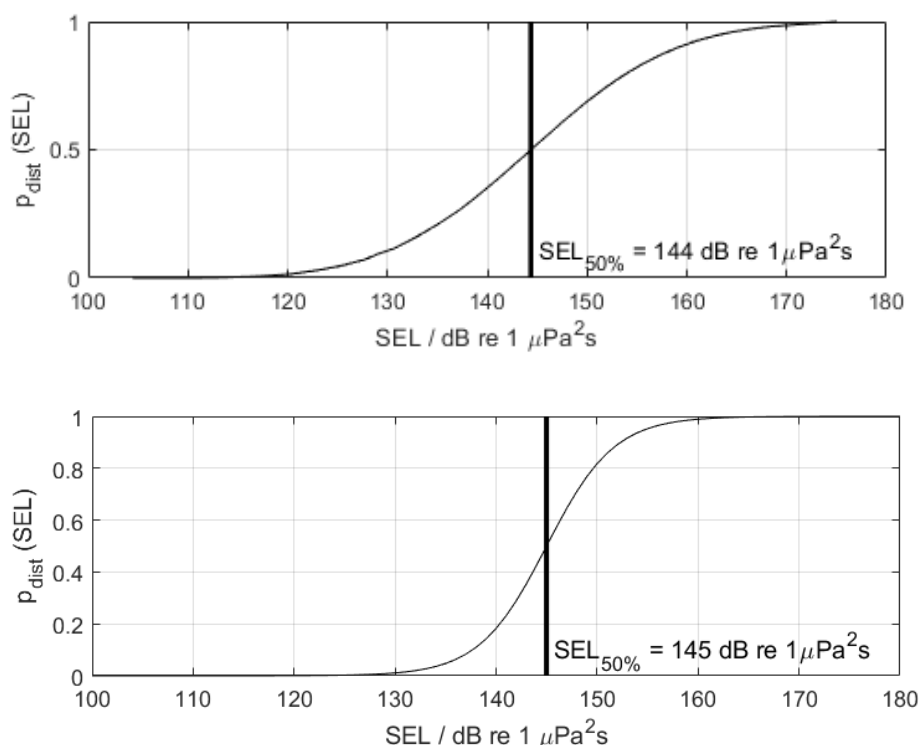
¹ Gedrag met een score van 5 of hoger op de gedragsrespons-schaal van Southall et al., (2007). Dit betreft gedragingen als veranderingen in zwemgedrag en ademhaling, mijden van een bepaald gebied en veranderingen in roep- of klikgedrag (t.b.v. communicatie of foerageren).

effectstudies is met deze variatie geen rekening gehouden en is ervan uitgegaan dat bij geluidsniveaus boven een bepaalde drempelwaarde alle dieren een gedragsrespons vertonen en bij lagere geluidsniveaus geen enkel dier. Tyack & Thomas (2019) geven aan dat het gebruik van een dergelijke discrete drempelwaarde tot een foute inschatting van het aantal door geluid verstoorde dieren kan leiden. Voor een meer realistische inschatting van het aantal verstoorde dieren is voor het achtergrondrapport 'Zeezoogdieren' bij het KEC 4.0 onder andere daarom besloten met de variatie in gedragsrespons rekening te houden door gebruik te maken van een dosis-responsrelatie in plaats van een discrete drempelwaarde (Heinis *et al.*, 2022). Het betekent dat in de berekeningen rekening is gehouden met verschillen in de kans op verstoring van dieren die zich bij aanvang van de heiwerkzaamheden dicht bij de heilocatie bevinden, waar het geluidsniveau hoger is, en dieren die zich op grotere afstand bevinden.

Voor bruinvissen is deze relatie geschat op basis van waarnemingen rond heiwerkzaamheden in Nederland, Duitsland en Schotland (onder andere Geelhoed *et al.* (2018), Brandt *et al.* (2018), Graham *et al.* (2019)) en voor zeehonden op basis van Kastelein *et al.* (2011), Russell *et al.*, (2016), Whyte *et al.*, (2020) en Aarts *et al.*, (2018). De gebruikte relaties zijn in afbeelding 5.1 weergegeven (zie Heinis *et al.*, (2022)) voor verdere details over de toegepaste dosis-responsrelaties).

Effecten van onderwatergeluid op zeezoogdieren door heien tijdens de aanlegfase moeten berekend worden en kunnen op voorhand niet worden uitgesloten.

Abbeelding 5.2 Relaties tussen geluidsdosis (ongewogen breedband single strike sound exposure level) en kans op het optreden van een gedragsrespons bij bruinvissen (boven) en zeehonden (onder)*



* Er is van uitgegaan dat de respons van gewone en grijze zeehonden vergelijkbaar is (zie Heinis *et al.*, (2022) voor onderbouwing). De verticale lijn en de in de figuren weergegeven $\text{SEL}_{50\%}$ -waarde geven aan bij welke SEL er 50 % kans op verstoring van de dieren is. Uit Heinis *et al.*, (2022).

Doorwerking in de voedselketen

In het plangebied kunnen vissen aanwezig zijn die als voedsel dienen voor beschermde zeezoogdieren. Wanneer er door het heien sprake is van een afname van voedsel door vissterfte kan dit ook een effect hebben op zeezoogdieren. Het effect op vissen wordt beschreven in paragraaf 5.4.

5.3.3 Effecten van onderwatergeluid en trillingen door turbines en scheepvaart

Tijdens de aanlegfase, de exploitatiefase en de verwijderingsfase wordt er gebruik gemaakt van schepen voor het vervoer van mensen en materieel. In Bijlage VII is een overzicht weergegeven van het materiaalinzet en de tijdsduur voor de verschillende fasen. Dit veroorzaakt continu onderwatergeluid, net als de windturbines tijdens de exploitatiefase. Over de effecten van continu onderwatergeluid op zeezoogdieren is nog weinig bekend. In hoeverre (onzekere) effecten te merken zijn op populatie- en instandhoudingsdoelstellingniveau is daarom ook veel onzekerheid over. Naar verwachting wordt een deel van de kennisleemtes in de komende twee- tot drie jaar ingevuld (onderzoeken via Wozep¹, APELAFICO² en JOMOPANS³). Door de grote mate van onzekerheid zijn significante effecten niet op voorhand uit te sluiten, maar ook niet gegarandeerd aan de orde (Oostveen *et al.*, 2020). Dit effect wordt nader beoordeeld in de Passende Beoordeling (Hoofdstuk 6).

¹ <https://www.noordzeeloket.nl/functionies-gebruik/windenergie/ecologie/wind-zee-ecologisch-programma-wozep/>.

² <https://www.nwo.nl/projecten/nwa123618004>.

³ <https://northsearegion.eu/jomopans/about/>.

5.3.4 Effecten van geluid tijdens de verwijderingsfase

Over de eventuele effecten tijdens de verwijderingsfase zijn nog geen gegevens uit de praktijk voorhanden. Verwijdering vindt waarschijnlijk plaats door de monopalen onder de zeebodem door te zagen en af te voeren. Om de monopiles op een duurzame en kosteneffectieve manier te verwijderen, worden nieuwe technieken ontwikkeld. Hydraulische extractie van monopiles is een van de nieuwe methoden voor het verwijderen van de volledige monopile. Hierbij kan al het staal worden teruggewonnen en gerecycled. Deze techniek verkeert echter nog in de onderzoeksfase. Het onderwatergeluid dat daarbij ontstaat zal naar verwachting niet de hoge niveaus van het heien van de palen bereiken (zoals tijdens de aanlegfase), het effect zal dan ook aanzienlijk kleiner en niet significant zijn. Onbekend is welke niveaus wel aan de orde zullen zijn. Er wordt aangenomen dat deze fase leidt tot hetzelfde type, maar minder, verstoring dan tijdens de aanlegfase (Prins et al., 2008), Significante effecten kunnen op voorhand worden uitgesloten.

5.3.5 Effecten door barrièrewerking en habitatverlies

Door de aanwezigheid van onderwatergeluid tijdens alle fases kan er sprake zijn van barrièrewerking en habitatverlies doordat het geluid ervoor kan zorgen dat zeezoogdieren niet makkelijk meer naar andere gebieden kunnen zwemmen of het gebied niet meer geschikt is om te gebruiken. Hierover is weinig bekend en er wordt momenteel onderzoek naar gedaan, maar het is niet de verwachting dat dit effect optreedt bij een individueel windpark. Zo is er door middel van onderzoek aangetoond dat er tijdens de operationele fase van windpark OWEZ meer bruinvissen aanwezig waren dan vóór de bouw van het windpark (Scheidat et al., 2012). De meest waarschijnlijke reden daarvoor is de aanwezigheid van meer prooivissen. Significante effecten van barrièrewerking en habitatverlies kunnen op voorhand worden uitgesloten.

5.3.6 Effecten van elektromagnetische velden

Onderzoek van Tricas & Carlson (2012) en Normandeau et al., (2011) suggereert dat zeezoogdieren het aardmagnetisch veld gebruiken voor navigatie. Hierbij wordt gesuggereerd dat onder andere bruinvissen een waarnemend vermogen hebben van 0,005 μT , omdat dit vergelijkbaar is met de schommelingen van het aardmagnetisch veld van 2-5 nT/km (Nyqvist et al., 2020). Verschillende studies in de Noordzee laten zien dat bruinvissen (*Phocoena phocoena*) door offshore windparken zwemmen over in-field kabels (Hansen et al., 2013; Scheidat et al., 2011; Tougaard et al., 2006; van Polanen Petel et al., 2010). Dit suggereert dat de kabels in deze parken geen barrière vormen en dat er geen acute desoriëntatie plaatsvindt. Een belangrijk detail is dat de in-field kabels die windturbines verbinden met het offshore platform in wisselspanning zijn (AC), terwijl de exportkabels van het Net op Zee in, en het aardmagnetisch veld, in gelijkstroom (DC) zijn. De effecten van elektromagnetische velden van de exportkabels zijn beschouwd in de MER Net op Zee (Pondera & Arcades, 2021). Hierin kwam naar voren dat er op dit moment van wordt uitgegaan dat elektromagnetische velden van ondergrondse kabels geen negatief effect hebben op beschermde natuurwaarden. Er zijn ook geen praktische aanwijzingen zijn dat dit wel aan de orde is op basis van bestaande kabels in de bodem. Kennis hierover is echter beperkt en dit kan als kennisleemte gezien worden. Het zal daarbij alleen gaan om effecten direct rondom de kabels. Het effect dooft snel uit en is lokaal, waardoor effecten op grotere afstand, zoals op bijvoorbeeld de navigatie van trekvogels gedurende de trek met zekerheid uitgesloten zijn.

Voorbeelden van de effecten van elektromagnetische velden op zeezoogdieren zijn desoriëntatie en verstoring van de navigatie (Hermans & Schilt, 2022). Vanaf welke veldsterkte deze effecten zouden kunnen optreden, is onbekend. Kirschvink (1990) heeft een studie uitgevoerd waarbij de locatie van zeezoogdierenstrandingen wordt gerelateerd aan een verhoging van elektromagnetische velden ten opzichte van het aardmagnetisch veld. In deze studie wordt 1 % boven het aardmagnetisch veld aangehouden. In de Noordzee staat dit gelijk aan 0,05 μT . Dit betrof echter een modelstudie, en deze bevindingen zijn sindsdien niet gevalideerd.

Gezien het bovenstaande is het mogelijk dat er effecten zijn op zeezoogdieren door elektromagnetische velden. Met de huidige verspreiding en het habitatgebruik van de bruinvissen is de verwachting echter dat mogelijke effecten voornamelijk het gedrag zullen beïnvloeden waarbij deze kortdurend en lokaal zijn. De effecten zullen dusdanig klein zijn dat op voorhand kan worden aangenomen dat er geen sprake is van een significant effect op zeezoogdieren.

5.3.7 Conclusie zeezoogdieren

- significante effecten van impulsief en continu onderwatergeluid op bruinvissen, gewone zeehond en grijze zeehond kunnen op voorhand niet worden uitgesloten en worden nader beoordeeld in de Passende Beoordeling (hoofdstuk 6) en Soortentoets (hoofdstuk 7);
- significante effecten van barrièrewerking en habitatverlies op zeezoogdieren kunnen op voorhand worden uitgesloten, maar worden wel meegenomen in de cumulatietoets (Hoofdstuk 8);
- significante effecten van elektromagnetische velden kunnen op voorhand worden uitgesloten, maar worden wel meegenomen in de cumulatietoets (hoofdstuk 8).

5.4 Bodemdieren en vissen

Vissen en bodemdieren kunnen zowel tijdens de aanlegfase als de exploitatie- en verwijderingsfase effecten ondervinden van het windpark. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen verschillende ingreep-effectrelaties:

- directe effecten op bodemdieren en vissen;
- effecten op de bodem- en visgemeenschap als voedselbron voor beschermde vogels en zeezoogdieren;
- effecten op relevante OSPAR soorten:
 - paling;
 - kabeljauw;
 - gevlekte rog;
 - stekelrog;
- effecten met relevante doorwerking Kaderrichtlijn Mariene Strategie:
 - D2 exoten;
 - D3 commerciële visbestanden;
 - D4 voedselweb;
 - D6 bodemintegriteit;
 - D11 Energietoevoer, o.m. onderwatergeluid.

Onderwatergeluid kan leiden tot verstoring, tijdelijke of permanente gehoorbeschadiging (alleen tijdens aanleg), habitatverlies en barrièrewerking. Er is sprake van impulsgeluid tijdens de aanlegfase en van continu onderwatergeluid tijdens de exploitatiefase (turbines en schepen). Daarnaast vindt bodemberoering plaats tijdens de aanleg- en verwijderingsfase, wat mogelijk relevant is voor vissen en bodemdieren. Tijdens de exploitatiefase kunnen vissen en bodemdieren hinder ondervinden van de elektromagnetische velden van de kabels. Ook wordt hard substraat geïntroduceerd, wat mogelijk een effect heeft op de bodemfauna en visgemeenschap tijdens de exploitatiefase. Tevens geldt een verbod op bodemberoerende visserij gedurende de gehele levensduur van het windpark (aanleg-, exploitatie en verwijderingsfase) wat ook invloed heeft op bodemdieren en vissen. Een beschrijving van de aanpak voor het bepalen van de effecten is opgenomen in 5.3.1.

Hieronder is beschreven welke ingreep-effectrelaties relevant zijn voor nadere beschouwing.

5.4.1 Effecten van onderwatergeluid en trillingen

Tijdens de aanleg, de exploitatie en de verwijdering van het windpark is sprake van onderwatergeluid en trillingen. De belangrijkste bronnen van trilling per fase zijn:

- aanleg: het heien van de turbinepalen;
- exploitatie: trilling van de turbinepaal zelf;
- verwijdering: snijden van turbinepaal en opduiken van steenbestorting.

Al deze bronnen hebben mogelijk effecten op bodemdieren en vissen. Met name die piekgeluiden die horen bij de aanleg kunnen voor vissen met een zwemblaas en endobenthos (soorten die in de zeebodem leven) schadelijke gevolgen hebben. Continu geluid zou mogelijk vooral een verstorend effect kunnen hebben, met vermijding als gevolg. Veel van deze soorten zijn niet individueel beschermd (of de beschermde soorten komen niet voor in het plangebied, zie paragraaf 4.5).

Achtergrond

Gehoor

Alle vissen zijn in staat om geluid te detecteren. Zij nemen de beweging van het water (trillingen) waar via de gehoorsteentjes in het binnenoor. Bij een gedeelte van de vissoorten maakt de aanwezigheid van een zwemblaas nabij of verbonden met het binnenoor vissen gevoeliger voor geluid, doordat variaties in waterdruk worden omgezet in waterbeweging (trillingen). Op deze manier bereikt in totaal meer waterbeweging het binnenoor (Popper & Hawkins, 2019). Vissen met een gesloten zwemblaas kunnen beter horen dan vissen met een open zwemblaas (zie hieronder). Vissen kunnen verder met hun zijlijnorgaan trillingen waarnemen, wat van belang is om predatoren te kunnen ontwijken. Dit gaat om laagfrequente trillingen, die in de context van het geluid dat ontstaat bij de aanleg en het gebruik van windparken minder relevant zijn.

Zwemblaas

Vissen zijn onder te verdelen in soorten met een zwemblaas en zonder een zwemblaas. Soorten met een zwemblaas zijn verder onder te verdelen in soorten met een gesloten zwemblaas, zoals kabeljauw (*Gadus morhua*) of wijting (*Merlangius merlangus*), ofwel een zwemblaas met een open verbinding naar buiten, bijvoorbeeld zeebaars (*Dicentrarchus labrax*), haring (*Clupea harengus*), sprot of zalm (*Salmo salar*). Vissen met een gesloten zwemblaas zijn het meest gevoelig voor verwonding als gevolg van onderwatergeluid. Soorten zonder een zwemblaas zijn bijvoorbeeld de platvissen, zoals de schol (*Pleuronectes platessa*) of de tong (*Solea solea*), de roggen (*Rajidae*), en de zandspiering (*Ammodytes tobianus*).

Bodemdieren

Het is onduidelijk op welke manier bodemdieren gebruik maken van geluid. Sommige soorten kunnen zich oriënteren door gebruik te maken van omgevingsgeluid (soundscaping), of kunnen predatoren horen/voelen aankomen. Uit onderzoek blijkt dat de larve van de Amerikaanse oester (*Crassostrea virginica*) geluid van een oesterriff kan detecteren om op die manier geschikt habitat te kunnen vinden om zich te vestigen (Lillis *et al.*, 2013). Het is onbekend of de soorten in de Noordzee hetzelfde gedrag vertonen. Van een aantal schelpdieren zoals de Gewone mossel (*Mytilus edulis*) en de Japanse oester (*Crassostrea gigas*) is bekend dat ze geluiden tussen de +/- 5 en 500 Hz goed kunnen waarnemen (Charifi *et al.*, 2017; Roberts *et al.*, 2015) en van onder andere het nonnetje (*Limecola balthica*), de kokkel (*Cerastoderma edule*) en de Amerikaanse zwaardschede (*Ensis lee*) is bekend dat ze op geluid reageren. Wanneer schelpdieren bloot worden gesteld aan impulsgeluid is een veel voorkomende reactie het sluiten van de schelp of terugtrekken in de bodem.

Er is weinig bekend over de impact van antropogeen onderwatergeluid op bodemdieren. Blootstelling zou een schrikreactie (sluiten van de schelp) kunnen veroorzaken waardoor bodemdieren beperkt worden in hun foerageergedrag, wat bij frequente herhaling zou kunnen leiden tot een afname van de conditie. Deze schrikreactie is vergelijkbaar met de reactie op passerende organismen (bijvoorbeeld predatoren) en hogere sediment concentraties in de waterkolom, zoals bij een storm. Daarnaast zou het kunnen dat larven minder goed een geschikt habitat kunnen vinden omdat de geluiden van het rif gemaskeerd worden. De Japanse oester kan een geluidspuls van Sound Pressure Level (SPL) 120 dB re 1 µPa_{2s} waarnemen (Charifi *et al.*, 2017), maar dat betekent niet dat de oester daar hinder van ondervindt. Het is niet bekend of er gewenning optreedt en hoe snel. Aangezien veel omgevingsgeluiden, zoals golfslag en stroming in dezelfde frequenties tot wel 120 dB re 1 µPa_{2s} kunnen veroorzaken (en bij storm nog hoger) is het niet waarschijnlijk dat bodemdieren hier hinder van ondervinden. Bovendien vormen havens en windturbines in de praktijk voor

veel soorten ook geschikt habitat, terwijl de geluidsniveaus daar hoog zijn; op enkele meters afstand kunnen vrachtschepen SPL tot wel 180 dB re 1 μ Pa2s onderwatergeluid produceren. Ook is bekend dat de turbinepaal (de bron van de trilling) juist een geschikt habitat is voor veel schelpdieren (Degraer *et al.*, 2020).

Uit onderzoek blijkt dat de Filipijnse tapijtschelp (*Venerupis philippinarum*) na blootstelling aan continu of impulsgeluid van 150 dB re 1 μ Pa2s een stressreactie vertoont (uit de bodem omhoogkomen en kleppen sluiten) (Solan *et al.*, 2016). De onderzoekers benadrukken dat dergelijke reacties ook de bio-geochemische processen (zoals omwerking van sediment) van de schelpdieren stopzetten en daardoor gevolgen kunnen hebben op het gehele ecosysteem. De Noorse kreeft (*Nephrops norvegicus*) werd bij blootstelling aan hetzelfde geluid minder actief. De draadarmige slangster (*Amphiura filiformis*) vertoonde nauwelijks gedragsveranderingen. Na zeven dagen blootstelling werd in geen van de drie soorten veranderingen in de conditie aangetroffen.

Er zijn (sub)-lethale effecten van onderwatergeluid aangetoond voor kreeft (Day *et al.*, 2016); (André *et al.*, 2011) en tweekleppigen (Charifi *et al.*, 2017, 2018; Day *et al.*, 2016, 2017). Op basis van (veld)onderzoek met een Mantelschelp (*Pecten fumatus*) blijkt dat het effect van seismisch onderzoek op schelpdierpopulaties significant verhoogde mortaliteit tot gevolg kan hebben (Day *et al.*, 2016, 2017). Daarbij moet worden vermeld dat de airguns die worden gebruikt voor seismisch onderzoek veel zwaarder zijn en verder reiken dan de geluidsbronnen die voor de voorgenomen activiteit worden gebruikt. Japanse oesters (*Crassostrea gigas*) kunnen geluid waarnemen van onder andere scheepvaart, seismisch onderzoek, heien, boren en windturbines (Charifi *et al.*, 2017).

Impulsgeluid - aanleg en verwijderingsfase

Hoewel onzeker, zou het impulsgeluid van met name de aanleg tot schade aan bodemdieren kunnen leiden. Het is waarschijnlijk dat de soorten die nu voorkomen in het plangebied snel zullen herstellen (van der Reijden *et al.*, 2021). Ook is de aanwezige bodemfauna niet van bijzondere waarde en voornamelijk van belang als voedselbron voor beschermde soorten. Vanwege de tijdelijke aard van de effecten en het relatief kleine oppervlak dat wordt verstoord, worden significante effecten tijdens de aanleg en de verwijderingsfase op bodemfauna op voorhand uitgesloten.

Continue geluid - exploitatiefase

Daarnaast heeft de continue trilling van de turbineplaat waarschijnlijk geen effect op bodemdieren, omdat bekend is dat de habitat geschikt blijft voor veel soorten (Degraer *et al.*, 2020) en negatieve gevolgen niet zijn aangetoond. Significante negatieve effecten op bodemfauna door continue geluid zijn dan ook op voorhand uitgesloten.

Vissen

Popper & Hawkins (2019) maken onderscheid in: mortaliteit (of dodelijke verwonding), herstelbare verwonding, tijdelijke gehoordrempelverschuiving (Temporary Threshold Shift, TTS), maskering van geluid, en gedragsverstoring. Zij stellen drempelniveaus en relatieve risicoschattingen voor, voor categorieën van vissen afhankelijk van de aanwezigheid en rol van de zwemblaas (en schildpadden), en typen effect (zie afbeelding 5.2).

Afbeelding 5.3 Drempelniveaus van blootstelling aan geluid voor verwondingen, en relatieve risicoschatting voor verstoring op drie relatieve afstanden van de bron*

Type of Animal	Mortality and potential mortal injury	Impairment			Behaviour
		Recoverable injury	TTS	Masking	
Fish: no swim bladder (particle motion detection)	> 219 dB SEL _{cum} or > 213 dB peak	> 216 dB SEL _{cum} or > 213 dB peak	>>186 dB SEL _{cum}	(N) Moderate (I) Low (F) Low	(N) High (I) Moderate (F) Low
Fish: swim bladder is not involved in hearing (particle motion detection)	210 dB SEL _{cum} or > 207 dB peak	203 dB SEL _{cum} or > 207 dB peak	> 186 dB SEL _{cum}	(N) Moderate (I) Low (F) Low	(N) High (I) Moderate (F) Low
Fish: swim bladder involved in hearing (primarily pressure detection)	207 dB SEL _{cum} or > 207 dB peak	203 dB SEL _{cum} or > 207 dB peak	186 dB SEL _{cum}	(N) High (I) High (F) Moderate	(N) High (I) High (F) Moderate
Sea turtles	210 dB SEL _{cum} or > 207 dB peak	(N) High (I) Low (F) Low	(N) High (I) Low (F) Low	(N) High (I) Moderate (F) Low	(N) High (I) Moderate (F) Low
Eggs and larvae	> 210 dB SEL _{cum} or >207 dB peak	(N) Moderate (I) Low (F) Low	(N) Moderate (I) Low (F) Low	(N) Moderate (I) Low (F) Low	(N) Moderate (I) Low (F) Low

Peak and rms sound pressure levels dB re 1 μ Pa; SEL dB re 1 μ Pa² s⁻¹.

* Overgenomen uit Popper & Hawkins (2019). Origineel bijschrift: 'Proposed interim criteria for mortality and recoverable injury from exposure to pile driving signals are based on 960 sound events at 1.2 s intervals (Halvorsen et al., 2012b, 2012c). Temporary threshold shift (TTS) based on Popper et al. (2005). The same peak levels are used both for mortality and recoverable injury since the same sound exposure level (SELs) was used throughout the pile driving studies. All criteria are presented as sound pressure even for fishes without swim bladders since no data for particle motion exist. Relative risk (high, moderate, low) is given for animals at three distances from the source defined in relative terms: N, near; I, intermediate; F, far (from Popper et al., 2014)'.

Verstoring door heilactiviteit

De zeer hoge heilgeluidsniveaus waarbij mortaliteit optreedt (afbeelding 5.2) zijn alleen op korte afstand van de heillocatie te verwachten. Deze verstoring is van tijdelijke aard. Vissen zoals kabeljauw (*Gadus morhua*) kunnen bovendien afstand nemen, bijvoorbeeld bij de slow start van het heien. Het is denkbaar dat soorten zoals de zandspiering (*Ammodytes tobianus*) of de tong (*Solea solea*) het gebied niet zullen verlaten maar zich in de grond zullen verschuilen. Vanwege het ontbreken van een zwemblaas bij deze soorten treedt schade pas bij zeer hoge geluidsniveaus op (zie afbeelding 5.2).

Vissen zijn niet gevoeliger dan zeehonden (SEL_{cum} PTS onset bij zeehonden is 186 dB, wat een stuk lager is dan de 207 dB SEL_{cum} voor mortaliteit bij vissen), maar voor de lagere frequenties van het heilgeluid is er een zeker overeenkomst; het audiogram van gevoelige vissoorten is daarom vergelijkbaar met dat van zeehonden. Voor het KEC 4.0 zijn berekeningen uitgevoerd om het risico op PTS voor bruinvissen en zeehonden in te schatten. Dat is voor twee situaties gedaan: dat de dieren gedurende het heien voor één fundering (3.000 klappen) op dezelfde plek blijven en voor de situatie dat ze wegzwemmen. Er is bij de *worst-case* berekening uitgegaan van een geluidnorm van 168 dB re 1 re 1 μ Pa²s op 750 m. Ervan uitgaande dat de meest gevoelige vissoorten (met een gesloten zwemblaas) een vergelijkbare gevoeligheid hebben voor impulsgeluid als zeehonden, zou betekenen dat deze soorten (als ze niet wegzwemmen) op een afstand van 550 m of minder van de heillocatie een zekere, herstelbare gehoorschade kunnen oplopen. Hierbij gaat het om een oppervlak van maximaal 0,9 km² per geheide turbine.

De kans is groot dat de vissen wel wegzwemmen bij de eerste klap en het beïnvloede gebied is zeer klein, significante effecten op vissen kunnen worden uitgesloten.

Verstoring door turbines en scheepvaart

De capaciteit van vissen om geluid op grote afstand waar te nemen blijkt niet tot gevolg te hebben dat ook op grote afstand gedragsverandering optreedt. Op basis van Mitson (1995) zijn verstoringsafstanden van 100 tot 200 m te verwachten, oplopend tot 400 m voor erg grote of luidruchtige schepen. Voor de meeste vaarbewegingen is een verstoringsafstand van maximaal 200 m aannemelijk, en voor de constructieschepen kan daarbij maximaal 400 m worden aangehouden. In de zuidelijke Noordzee is echter zeer veel scheepvaartactiviteit aanwezig, waardoor de activiteiten als gevolg van het windpark een beperkte toevoeging van scheepvaartgeluid vertegenwoordigen. Significante effecten zijn op voorhand uitgesloten.

Verstoring door operationeel geluid

In de operationele fase van het windpark zal de hoeveelheid onderwatergeluid afnemen, en voornamelijk afkomstig zijn van aanlegschepen die onderhoudswerkzaamheden verrichten. Naast het operationeel geluid van de windturbines zelf is achtergrondgeluid van de in-field kabels te verwachten, van SPL ~100 dB op 1 m afstand. De geluidsniveaus zijn laag en hebben een lage frequentie (120 Hz) (Tougaard *et al.*, 2020). Daarbij liggen de kabels begraven, waardoor een groot deel van het geluid gedempt zal zijn. Tougaard *et al.*, (2020) merken op dat effecten op vissen zouden kunnen optreden op locaties waar het achtergrondgeluidsniveau laag is. In de omgeving van windgebied IJmuiden Ver is dat echter niet te verwachten, omdat het een zeer dynamisch gebied is (Kinneging & Tougaard, 2021). Significante effecten zijn op voorhand uitgesloten.

Verstoring tijdens verwijderingsfase

Over de eventuele effecten tijdens de verwijderingsfase zijn nog geen gegevens uit de praktijk voorhanden. Verwijdering vindt waarschijnlijk plaats door de monopalen onder de zeebodem door te zagen en af te voeren. Om de monopiles op een duurzame en kosteneffectieve manier te verwijderen, worden nieuwe technieken ontwikkeld. Hydraulische extractie van monopiles is een van de nieuwe methoden voor het verwijderen van de volledige monopile. Hierbij kan al het staal worden teruggewonnen en gerecycled. Deze techniek verkeert echter nog in de onderzoeksfase. Het onderwatergeluid dat daarbij ontstaat zal naar verwachting niet de hoge niveaus van het heien van de palen bereiken (zoals tijdens de aanlegfase), het effect zal dan ook aanzienlijk kleiner en niet significant zijn. Onbekend is welke niveaus wel aan de orde zullen zijn.. Er wordt aangenomen dat deze fase leidt tot hetzelfde type, maar minder, verstoring dan tijdens de aanlegfase, Significante effecten kunnen op voorhand worden uitgesloten.

Conclusie effecten onderwatergeluid en trilling

De effecten van onderwatergeluid en trilling als gevolg van de heiaactiviteit op vissen (met een zwemblaas) kunnen niet op voorhand worden uitgesloten. Deze soorten zullen niet beoordeeld worden op individueel niveau, maar enkel als voedselbron voor bruinvissen. Deze analyse is opgenomen in de Passende Beoordeling (paragraaf 6.3.2). Daarnaast is een nadere effectbeoordeling op de beschermde OSPAR soorten (paling, kabeljauw, gevlekte rog en stekelrog) opgenomen in de Soortentoets (paragraaf 7.5). Ook is de doorwerking van energietoevoer in de vorm van onderwatergeluid en trilling vanuit de KRM beschouwd (paragraaf 10.12). Significante effecten van overige bronnen van onderwatergeluid en trillingen zijn op voorhand uitgesloten.

5.4.2 Effecten van bodemberoering

Gedurende de aanleg van het windpark vindt bodemberoering plaats door het plaatsen van de turbinepalen, bijbehorende steenbestorting en de aanleg van de kabels. Bij het verwijderen van het windpark vindt opnieuw verstoring van de bodem plaats. Tijdens de aanleg kan ook vertroebeling optreden. Dit kan met name in slibrijke gebieden gevolgen voor de natuur hebben. Gezien de zandige bodem in het plangebied, zal er geen relevante vertroebeling optreden. Dit effect is niet nader beschouwd. Het permanente effect van de aanwezigheid van harde structuren is los behandeld.

Zowel het oppervlak, als de duur van de ingreep is zeer beperkt. Het totaal oppervlak van de steenbestorting (inclusief turbinepaal en kabelkruisingen) beslaat 8,7 ha tot 11,5 ha en het ontgraven oppervlak van de kabels 1,9 ha tot 2,5 ha¹. Dit oppervlak wordt gedurende een periode van 30 jaar tweemaal verstoord: bij installatie en bij verwijdering. Het betreft 0,10-0,14 % van het gehele oppervlak van de kavel. Het is waarschijnlijk dat de bodemfauna zich na deze verstoring zal herstellen. Uit monitoring in Prinses Amalia Windpark volgt dat de bodemgemeenschap van jaar tot jaar sterk verschilt (Leewis *et al.*, 2018). Hierbij is geen duidelijke trend over de onderzoeksperiode (15 jaar) te onderscheiden. Een duidelijke trend zou erop duiden dat er graduele ontwikkeling van het ecosysteem optreedt, van een pionier stadium naar een climaxstadium (van gras naar bos, bij wijze van spreken). Een dergelijke trend ontbreekt echter. Dit maakt het

¹ Aanname: 120 km kabel (7 monopiles per lijn (meestal 8, maar veilige aanname). 1 km tussen monopile, dus 7 km per lijn, + 5 km naar substation (aanname), 12 km per lijn, 10 lijnen = 120 km, 5 (best-case) tot 10 (worst) case kruisingen, wat ~3.500 m² aan hard substraat toevoegt.

aannemelijk dat het systeem dynamischer is, waarbij de bodemfauna sneller herstelt. Het is waarschijnlijk dat de verschillen in bodemgemeenschap vooral te verklaren zijn door jaar tot jaar variatie in temperatuur of stormen (Leewis *et al.*, 2018). Multivariate analyse toont een grote overlap in de gemeenschappen binnen het windpark en daarbuiten, wat opnieuw duidt op herstel van de gemeenschap (Leewis *et al.*, 2018). Dit is ook in lijn met literatuuronderzoek naar de effecten van windparken op de bodemfauna, wat concludeert dat er geen statisch aantoonbare verandering optreedt (Jak & Glorius, 2017). Daarnaast is het totale oppervlakte aan verstoorde bodem verwaarloosbaar klein ten opzichte van het totale leefgebied van de betreffende bodemdiergemeenschappen in de Noordzee. Ook kan de gemeenschap na de constructie snel herstellen, temeer door het uitsluiten van bodemberoerende visserij in het gebied.

Meer mobielere soorten, als vissen, kunnen tijdens de werkzaamheden eenvoudig uitwijken naar andere delen van het windpark. Dit geldt ook voor de zandspiering, kabeljauw, gevlekte rog, stekelrog en paling. Omdat er nauwelijks sprake is van effecten op vissen en bodemfauna, is doorwerking naar trofisch hogere soorten uitgesloten, waardoor significant negatieve effecten op voorhand kunnen worden uitgesloten.

5.4.3 Effecten van elektromagnetische velden

Elektromagnetische velden (EMV) worden gegenereerd als elektriciteit wordt getransporteerd via kabels of door bewegingen van waterstromingen. Het elektrische veld kan worden ingesloten door een geaarde metalen omhulsel en neemt snel af in het mariene milieu. Het magnetische veld kan echter uitstralen in het milieu en een secundair elektrisch veld induceren. Dit veld kan, afhankelijk van de getransporteerde stroom, tientallen meters rond de kabels meetbaar zijn (Hutchison *et al.*, 2020; Snoek *et al.*, 2020; Thomsen *et al.*, 2016). Over de gevolgen hiervan voor vissen en bodemdieren is weinig bekend. Het is denkbaar dat vooral dieren die het natuurlijke magneetveld van de aarde gebruiken voor oriëntatie, navigatie en jagen beïnvloed zullen worden. Dit zijn onder andere migrerende vissen (paling) en kraakbeenvissen (roggen en haaien) die elektro- en/of magnetosensitief zijn (Bedore & Kajiura, 2013; Taormina *et al.*, 2018). De introductie van antropogene EMV in het mariene milieu kan mogelijk het vermogen van dieren om het aardmagnetisch te detecteren of erop te reageren verstoren of veranderen, waardoor hun overleving, predator-prooi relaties, reproductiesucces of migratiepatronen beïnvloed worden (Taormina *et al.*, 2018). Van niet alle soorten is bekend of zij elektro- en/of magnetosensitief zijn en dus of zij mogelijk beïnvloed worden door EMV afkomstig van de kabels.

Bodemdieren (inclusief zandspiering)

Met name sessiele soorten die in en op de bodem leven en dus een langere hogere blootstelling ervaren, zouden mogelijk beïnvloed kunnen worden door elektromagnetische velden. Albert *et al.*, (2020) heeft een overzicht gepresenteerd van de onderzoeken naar effecten van elektromagnetische velden op bodemdieren. De onderzoeksmethodieken en elektromagnetische levels waaraan de dieren zijn blootgesteld zijn erg divers, en variëren van gedragseffecten tot fysische effecten (Albert *et al.*, 2020). Er is echter maar één onderzoek waarin dieren blootgesteld worden aan niveaus vergelijkbaar met de te verwachten niveaus voor het plangebied (Taormina *et al.*, 2020). Dit onderzoek observeert geen effect op het verkennings- en beschuttingszoekgedrag van jonge Europese kreeft. Dit zegt nog weinig over de effecten op andere soorten.

In het meest extreme scenario zou de directe omgeving van de kabels onleefbaar kunnen worden voor bodemdieren. Dit effect is eerder te verwachten bij stroomkabels met een groter elektromagnetisch veld (zoals exportkabels). Tot op heden is er geen bewijs dat de directe omgeving van stroomkabels onleefbaar is voor bodemdieren. Mocht dit effect toch optreden, dan zou een areaal van 2,4 ha betreffen (uitgaande maximaal 120 km kabel en maximale verstoringscontour van 5 m (van de Bilt *et al.*, 2020). Dit zou een verlies van leefgebied van 0,02 % van de totale kavel betekenen. Dit oppervlak is verwaarloosbaar klein ten opzichte van het totale leefgebied van de betreffende bodemdiergemeenschappen in de Noordzee. Dit geldt ook voor de zandspiering, welke ook mogelijk leefgebied verliest. Bodemfauna is, in de context van deze studie, alleen relevant als voedselbron voor trofisch hogere soorten. Een dergelijk klein verlies van leefgebied voor bodemdieren zal geen effect hebben op de draagkracht van trofisch hogere soorten. Significante effecten zijn op voorhand uitgesloten.

Kabeljauw

Het is mogelijk dat er effecten zijn op kabeljauw door elektromagnetische velden. Data uit een onderzoek door DONG (nu Ørsted) leken te suggereren dat kabeljauw in de buurt van een exportkabel zou verzamelen (Hvidt *et al.*, 2006). Het zou kunnen dat de kabeljauw door het elektromagnetisch veld werd aangetrokken, wat een verlies aan foerageertijd zou kunnen betekenen. In het onderzoek is niet duidelijk geworden of de aantrekking door de elektromagnetische velden kwam. Daarnaast is ook bekend dat kabeljauw meerdere maanden per jaar langdurig in windparken verblijven om de turbinestructuren te gebruiken voor foerageermogelijkheden en beschutting, wat de aanwezigheid ook kan verklaren (Reubens *et al.*, 2013). Bij zeer intensieve elektrische velden (gebruikt bij het pulsvissen) kunnen negatieve effecten optreden (de Haan *et al.*, 2016). Deze velden (30 tot 100 V/m) zijn echter meerdere ordegrottes hoger dan de te verwachten niveaus in het plangebied. De studie van De Haan *et al.*, (2016) beschrijft dat lagere niveaus geen negatieve effecten teweegbrengen. Met de huidige verspreiding en het habitatgebruik binnen windparken is het waarschijnlijk dat het gedrag kortdurend en lokaal zal worden beïnvloed. De effecten zullen dusdanig klein zijn dat een significant effect op kabeljauw op voorhand kan worden uitgesloten.

Paling

Naisbett-Jones *et al.*, (2017) laten zien dat er al subtiele veranderingen in oriëntatie van palingen zijn bij blootstelling aan een verhoging in veldsterkte van 2,4 μT , en een hellingsdaling van 2°. Dit geeft aan dat palingen erg gevoelig zijn voor veranderingen in elektromagnetische velden. Uit data van gezenderde palingen blijken dat zij het zwemtempo verlagen wanneer zij de kabel passeren, maar na tientallen minuten is hun zwemsnelheid weer normaal (Westerberg & Lagenfelt, 2008). Een dergelijke afleiding zou alleen schadelijk zijn als het energieverlies zodanig is dat hierdoor hun vermogen wordt beperkt om de bestemming te bereiken (Gill *et al.*, 2012). Daarnaast maken de in-field kabels migratie niet onmogelijk: de paling kan om het plangebied heen zwemmen. Uiteraard is dit ook een energieverlies, maar gezien de afstanden die de paling aflegt om tot haar paaigebied te komen (de Sargassozee), heeft dit waarschijnlijk een marginale invloed. Ook is er geen fysiologische aanleiding om aan te nemen dat het passeren van elektromagnetische velden leidt tot sterfte van individuen. Het is onwaarschijnlijk dat dergelijke invloeden het vermogen van de paling om haar paaigebied te bereiken beperkt. Sterfte op individueel niveau, of effecten met doorwerking op populatieniveau, kunnen op voorhand worden uitgesloten.

Kraakbeenvissen

Kraakbeenvissen zijn bijzonder gevoelig voor elektromagnetische velden en gebruiken de ampullen van Lorenzini niet alleen voor navigatie, maar ook voor het vinden van prooi en partners. Sommige soorten kunnen elektrische velden waarnemen vanaf 0,005 $\mu\text{V}/\text{cm}$ (Dawson, 1980; Kalmijn, 1982) waarbij de gevoeligheid voor magnetische velden verwacht wordt gelijk te zijn met kleine veranderingen in het aardmagnetisch veld, e.g. 0,002-0,005 μT (Nygqvist *et al.*, 2020). Onderzoek naar stekelrog en gevlekte rog is beperkt. Onderzoek naar andere roggensorten (zoals de kleine rog) laat attractie naar hogere elektromagnetische velden zien, alsmede toegenomen foerageergedrag (Hutchison *et al.*, 2020). Het is mogelijk dat dit leidt tot het verbruik van energie wat niets oplevert, waarbij het denkbaar is dat een individu zal verzwakken. De verwachte veldsterkte in het plangebied valt binnen het waarnemingsvermogen van kraakbeenvissen. Daarnaast overlapt het plangebied met de habitat van de stekelrog en gevlekte rog. Het is daarom niet uit te sluiten dat er beïnvloeding van het gedrag van deze dieren zal plaatsvinden. Er is echter op dit moment te weinig kennis om effecten te bepalen. Zekerheidshalve is een nadere beschouwing van de effecten opgenomen in de OSPAR Soortentoets (hoofdstuk 7).

5.4.4 Effecten van de aanwezigheid van harde structuren

Steenbestorting

Momenteel komen nauwelijks (grote) harde structuren voor in de kavel. Als gevolg van de aanleg van de kavel zal een totaal oppervlak van 11,2 ha aan steenbestorting worden geplaatst ($\sim 1.600 \text{ m}^2$ steenbestorting per turbinepaal en 350 m^2 per kabelkruising, uitgaande van *worst-case*). Dit betreft maximaal 0,13 % van het areaal van de kavel. Hierbij verandert het leefgebied van bodemdieren van zandig substraat naar kunstmatig hard substraat. Dit kan de biodiversiteit en biomassa ten goede komen, doordat nieuwe soorten zich kunnen vestigen (Coolen *et al.*, 2020). Echter kan het verlies van het natuurlijk voorkomend leefgebied ook negatief

zijn voor de beschermde aanwezige natuurwaarden. De huidige bodemfauna is niet van bijzondere waarde. Omdat er alleen lokaal een verandering van de bodemgemeenschap plaatsvindt, zijn significante negatieve effecten op voorhand uitgesloten.

Voor vissen geldt ook dat een deel van het leefgebied verloren gaat. Het betreft echter een dusdanig klein gebied dat effecten op populatieniveau op voorhand uitgesloten zijn. Uitzondering hierop is de zandspiering, omdat deze mogelijk van directe relevantie is voor de bruinvis. Het gaat het om een relatief verlies van 0,13 % van de kavel. In de rest van de kavel kan de zandspiering nog wel voorkomen en blijft deze dus beschikbaar als voedselbron voor bruinvissen. Het totaal areaal waar de zandspiering kan voorkomen in de Noordzee is 33.566 km². Het is onwaarschijnlijk dat een dergelijk verlies van leefgebied een doorwerking heeft op de bruinvispopulatie in de Noordzee.

Turbinepalen

Op de locatie van de turbine gaat leefgebied verloren (0,4 ha bij 67 turbines). Er wordt vanuit gegaan dat in dit oppervlak geen bodemfauna meer kunnen voorkomen. Daarnaast voegen de turbines verticaal substraat toe aan de Noordzee. Dit kan een positief effect hebben op de biodiversiteit en biomassa, omdat er nieuw leefgebied wordt geïntroduceerd (Degraer *et al.*, 2020). Dit kan echter ook bijdragen aan het introduceren van invasieve soorten. Deze worden voornamelijk aangetroffen in de getijdenzone en de spatzone op turbinepalen (Degraer *et al.*, 2020). De aanwezigheid van de turbinepalen zal geen significant negatief effect hebben op vissen en bodemfauna. De gevolgen van het introduceren van hard substraat voor exoten is beschouwd in het kader van de Kaderrichtlijn Mariene Strategie in paragraaf 10.3.

5.4.5 Effecten van het verbod op bodemberoerende visserijactiviteiten in het windpark

Vanaf de aanlegfase tot en met de verwijderingsfase geldt er een verbod op bodemberoerende visserijactiviteiten in het windpark. Momenteel wordt geregeld gevestigd in het plangebied. Dit leidt tot het wegvangen van biomassa en het omwoelen van de bodem. Wanneer deze activiteit zal stoppen, kan er mogelijk een andere bodemgemeenschap ontstaan. Dit heeft mogelijk een positief effect op de ontwikkeling van de bodem- en visgemeenschap in de kavel. Dit is al eerder aangetoond in een onderzoek in een Belgisch windpark - na 3 jaar waren soorten gevoelig voor bodemberoerende visserij (bodemgarnalen, kokerwormen en zeeboontje) in aantallen toegenomen (Coates *et al.*, 2016). Deze effecten zijn echter niet nader beschouwd.

Conclusie bodemdieren en vissen

In onderstaande tabel is een overzicht gegeven van effecten die nader beschouwd zullen worden (tabel 5.2).

Tabel 5.9 Relevante effecttype voor verschillende vissen en bodemdieren. X - kunnen niet op voorhand worden uitgesloten, 0 - significante effecten op voorhand uitgesloten

Effecttype	Vissen (als voedselbron voor trofisch hogere soorten)	Bodemdieren (als voedselbron voor trofisch hogere soorten)	Soortentoets OSPAR soorten (paling, kabeljauw, gevlekte rog, stekelrog, 0 - kabeljauw)
onderwatergeluid en trillingen	0	0	0
bodemberoering	0	0	0
elektromagnetische velden	0	0	X - paling, gevlekte rog, stekelrog 0 - kabeljauw
aanwezigheid van harde structuren	X	0	0

Effecttype	Vissen (als voedselbron voor trofisch hogere soorten)	Bodemdieren (als voedselbron voor trofisch hogere soorten)	Soortentoets OSPAR soorten (paling, kabeljauw, gevlekte rog, stekelrog)
verbod op bodemberoerende visserij in kavel	0	0	0

5.5 Stikstofdepositie

Tijdens de aanleg en het gebruik van het windpark worden (werk)schepen ingezet. Deze schepen veroorzaken verbrandingsemissies in de vorm van stikstofoxiden (NOx) en ammoniak (NH3). AERIUS berekent de depositie tot maximaal 25 km van de bron. De kleinste afstand tussen het windenergiegebied IJmuiden Ver en het meest nabijgelegen Natura 2000-gebied (Schoorlse Duinen) bedraagt ruim 62 km (zie Bijlage VII). Vaarbewegingen van en naar het plangebied gaan, vanaf het bestaande doorgaande (vaar)wegennet, op in het heersende verkeersbeeld. Deposities tijdens de aanlegfase en gebruiksfase zijn daardoor niet relevant.

Significante effecten op beschermde habitattypen en soorten kunnen op voorhand worden uitgesloten.

5.6 Ecosysteem

Windparken op zee kunnen een effect hebben op de fysische processen (stroming, stratificatie, hydromorfologie) en daarmee op de groei van algen en hoger in de voedselketen. De eerste resultaten van modelstudies (van Duren et al., 2021) geven aan dat grootschalige uitrol van windparken op zee (uitgangspunt modelstudie: 60 GW Nederlandse Noordzee en 200 GW internationale Noordzee) een effect zullen hebben op fundamentele ecosysteemprocessen. De modellen bevinden zich nog in de ontwikkelfase, maar reeds is duidelijk dat de belangrijkste aangetoonde veranderingen worden veroorzaakt door veranderingen in de stratificatie (gelaagdheid). In het westelijke deel van het NCP blijken de effecten beperkt te zijn. Er is mogelijk sprake van een geremde algengroei door verhoogde concentraties zwevend stof. Het is niet te verwachten dat deze effecten optreden bij de aanleg en aanwezigheid van een individueel windpark. Significante negatieve effecten kunnen op voorhand worden uitgesloten.

5.7 Conclusie Voortoets

In tabel 5.3 is een overzicht gegeven of significante effecten van de verschillende activiteiten per fase op voorhand kunnen worden uitgesloten (U) of dat ze nader moeten worden beschouwd in de Passende Beoordeling (PB) en/of in de Soortentoets (ST).

Tabel 5.10 Overzicht van de mogelijke effecten per uitvoeringsfase en per activiteit op de verschillende soortgroepen/natuurwaarden*

Activiteit	Effecten	Bodemdieren	Vissen	Vogels	Vleermuizen	Zeezoogdieren	Habitattypen	Ecosysteem
aanlegfase								
aanleg funderingen	geluid/trillingen	U	ST	U		PB/ST		
	bodemberoering	U	U					U

Activiteit	Effecten	Bodem- dieren	Vissen	Vogels	Vleer- muizen	Zee- zoogdie- ren	Habitat- typen	Ecosys- teem
aanleg ka- bels	bodem- beroe- ring	U	U					
scheep- vaart	ge- luid/tril- lingen	U	U	U		PB/ST		
	stikstof- depositie						U	
exploitatiefase								
aanwezig- heid turbi- nes	aanvarin- gen			PB/ST	ST			
	ge- luid/tril- lingen	U	U	U		PB		
	versto- ring	U	U	U	U	U		
	habitat- verlies			PB/ST		U		
	ruimte- beslag	U	U	U				U
	hard substraat	+ / U	PB	+ / U		PB		+ / U
	geen vis- serij	+ / U	+ / U	+ / U		+ / U		+ / U
aanwezig- heid kabels	elektro- magneti- sche vel- den	U	ST			U		
scheep- vaart	ge- luid/tril- lingen	U	U	U		PB		
	stikstof- depositie						U	
verwijderingsfase								
verwijderen funderin- gen	ge- luid/tril- lingen	U	U	U		U		
	Versto- ring	U	U	U	U	U		
	bodem- beroe- ring	U	U					U
verwijderen kabels	ge- luid/tril- lingen	U	U	U		U		
	bodem- beroe- ring	U	U					U

Activiteit	Effecten	Bodem- dieren	Vissen	Vogels	Vleer- muizen	Zee- zoogdie- ren	Habitat- typen	Ecosys- teem
scheep- vaart	ge- luid/tril- lingen	U	U	U		U		
	stikstof- depositie						U	

* PB geeft aan dat de relatie verder is onderzocht in de Passende Beoordeling, ST dat de relatie verder is onderzocht in de Soortentoets. U geeft aan dat een effect op voorhand kan worden uitgesloten, + betekent dat er een positief effect wordt verwacht.

6

PASSENDE BEOORDELING

6.1 Inleiding

Deze Passende beoordeling is opgesteld om te beoordelen of en in welke mate er sprake is van significant negatieve gevolgen van de voorgenomen activiteit. De effectbeoordeling wordt uitgevoerd voor de habitattypen en soorten en de verstoringsfactoren waarvan in hoofdstuk 5 is geconcludeerd dat significante effecten op voorhand niet kunnen worden uitgesloten. De mogelijke effecten op de instandhoudingsdoelstellingen zijn zoveel mogelijk kwantitatief voorspeld. Voor vogelsoorten is dit gedaan aan de hand van modelberekeningen. Wanneer in de beoordeling wordt geconcludeerd dat het optreden van een significant effect niet kan worden uitgesloten worden er mitigerende maatregelen beschreven en wordt bepaald of een significant effect met uitvoering van de maatregelen kunnen worden voorkomen. Een overzicht en nadere beschrijving van de mitigerende maatregelen is opgenomen in hoofdstuk 9.

6.2 Vogels

In bijlage I zijn de instandhoudingsdoelstellingen van vogels in de verschillende Natura 2000-gebieden opgenomen. In deze paragraaf wordt eerst voor de relevante soorten berekend hoeveel slachtoffers er mogelijk optreden en of de 1 %-norm wordt overschreden. Wanneer deze wordt overschreden wordt er nader ingegaan op de betreffende Natura 2000-gebieden. Aan het eind wordt specifiek ingegaan op de effecten op Natura 2000-gebied Bruine Bank.

6.2.1 Zeevogels

Mortaliteit door aanvaringen

Tabel 6.1 geeft de mortaliteit onder zeevogels (*sensu lato*) voor kavel IV per jaar weer. Een uitgebreide beschrijving van de methode die is gebruikt om aanvaringsslachtoffers te berekenen is terug te vinden in paragraaf 5.1.1.

Tijdens het opstellen van deze Natuurtoets zijn nieuwe gegevens beschikbaar gekomen met betrekking tot de verspreiding en uitwijkingkans van de jan-van-gent. Op basis hiervan is een revisie van de gebruikte invoerparameters door Waardenburg Ecology uitgevoerd (Leemans et al., 2022). Zowel de oorspronkelijke als de nieuwe aantallen aanvaringsslachtoffers worden benoemd bij de resultaten.

Uit tabel 6.1 komt naar voren dat bij zes soorten (drietenmeeuw, dwergmeeuw, zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw en jan-van-gent) meer dan één slachtoffer per jaar wordt verwacht. De verwachte jaarlijkse mortaliteit ligt het hoogst bij de oorspronkelijke berekeningen van de jan-van-gent, met gemiddeld 62 (20 MW turbines) tot 72 (15 MW turbines) slachtoffers per jaar. Bij de aanvullende berekeningen gaat het om respectievelijk vijf en zeven slachtoffers. Daarnaast is sprake van circa 40–46 slachtoffers per jaar onder de vijf betreffende meeuwensoorten, waarvan iets minder dan de helft op het conto van grote mantelmeeuw komt.

De gemiddelde jaarlijkse mortaliteit onder de overige soorten in tabel 6.1 ligt (ruim) onder één slachtoffer per jaar. In het geval van kleine jager, papegaaiduiker, (roodkeel)duiker, Noordse stormvogel en aalscholver is de mortaliteit nul of praktisch nul. Deze mortaliteit is dermate laag dat deze als verwaarloosbaar kan worden beschouwd. De mortaliteit onder grote jager, zeekoet, alk en de drie sterns bedraagt minder dan één slachtoffer per jaar, maar onder deze soorten kunnen reëel gezien slachtoffers worden verwacht. Hierbij moet gezegd worden dat de standaarddeviatie bij alk en vooral zeekoet relatief groot is.

Een overzicht van de gemiddelde mortaliteit per soort per jaar is weergegeven in afbeelding 6.1, waarbij de bovenste grafiek de relatief frequente slachtoffers weergeeft en de onderste grafiek de meer incidentele slachtoffers (minder dan één per jaar). Uit tabel 6.1 en afbeelding 6.1 is af te leiden dat de mortaliteit bij 20 MW (Alternatief A) turbines lager ligt dan die bij de 15 MW turbines (Alternatief B). Dit is een direct gevolg van de verschillende aantallen turbines die zijn doorgerekend (50 turbines van 20 MW versus 67 turbines van 15 MW). Het resultaat is dat bij de meeste soorten de mortaliteit bij Alternatief B ongeveer 20 % tot 30 % hoger ligt dan bij Alternatief A. Bij zilvermeeuw en grote mantelmeeuw ligt de mortaliteit bij beide alternatieven dicht bij elkaar, waarschijnlijk als gevolg van de vlieghoogteverdeling, waarbij ook bij de 20 MW turbines een relatief hoog percentage van deze meeuwen op rotorhoogte vliegt.

Tabel 6.1 Gemiddelde jaarlijkse mortaliteit per soort bij turbines van respectievelijk Alternatief B (15 MW) en Alternatief A (20 MW).

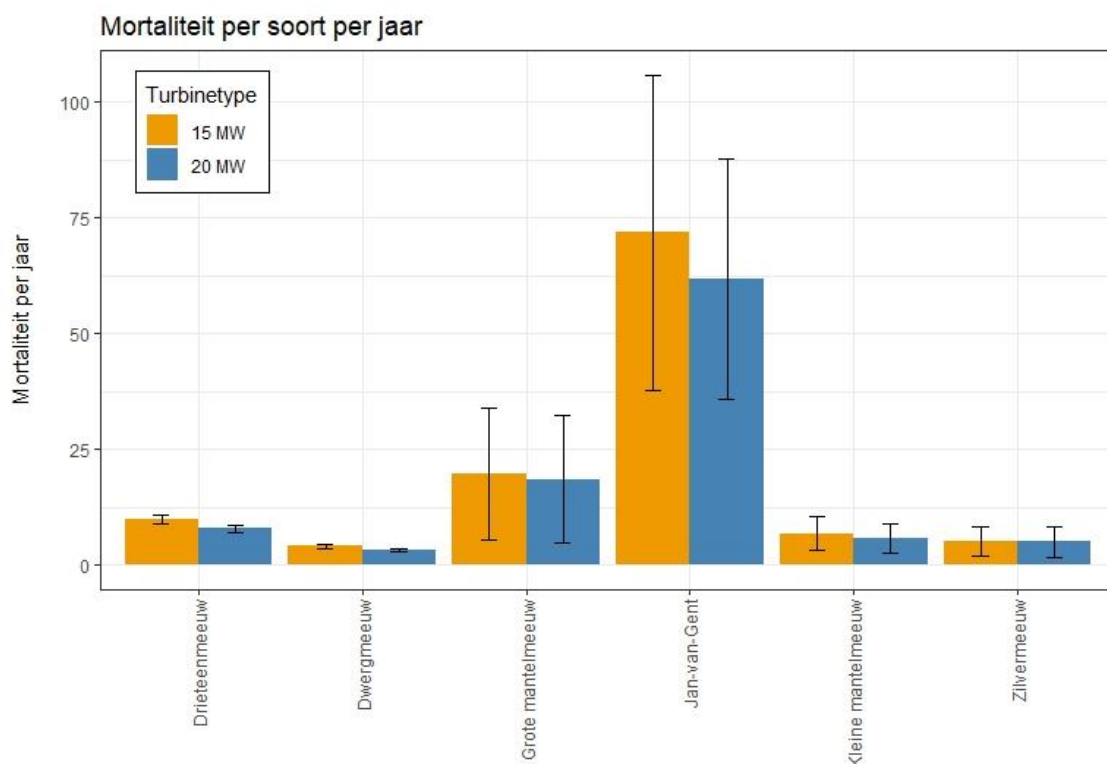
SD = standaarddeviatie rond het gemiddelde. Data zijn bepaald met het CRM op basis van vogelichtheden voor zeevogels (MWTL Rijkswaterstaat 2015 en Potiek *et al.*, 2022). * aangepast aantal slachtoffers van de jan-van-gent op basis van modelberekeningen met nieuwe gegevens door Waardenburg Ecology (2022, in concept), hiervoor is geen SD beschikbaar

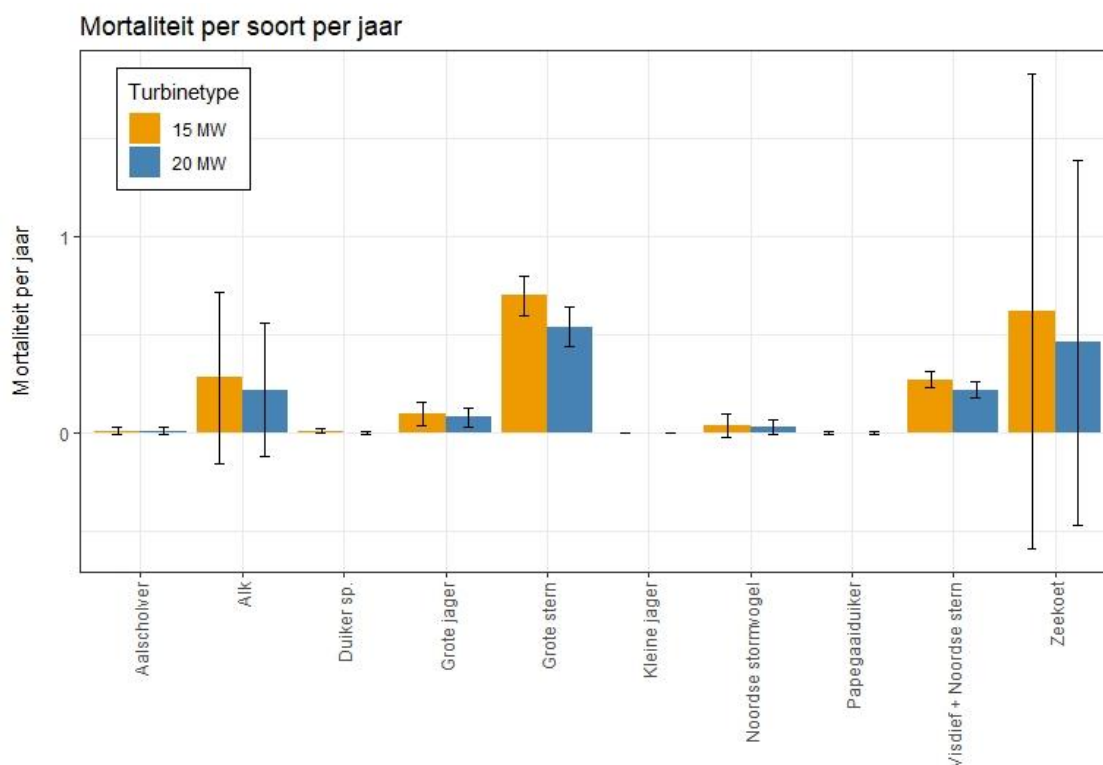
Soort	Alternatief B (67 x 15MW)	SD	Alternatief A (50 x 20MW)	SD
Grote jager	0,10	0,06	0,08	0,05
Kleine jager	0,00	0,00	0,00	0,00
Zeekoet	0,62	1,21	0,46	0,93
Alk	0,28	0,44	0,22	0,34
Papegaaiduiker	0,00	0,01	0,00	0,01
Drieteenmeeuw	9,97	1,00	7,93	0,83
Dwergmeeuw	4,10	0,40	3,21	0,44
Zilvermeeuw	5,12	3,16	5,04	3,31
Kleine mantelmeeuw	6,87	3,64	5,76	3,04
Grote mantelmeeuw	19,72	14,25	18,57	13,73
Visdief + Noordse stern	0,27	0,04	0,22	0,04
Grote stern	0,70	0,10	0,54	0,10
Duiker sp.	0,01	0,01	0,00	0,01
Noordse stormvogel	0,04	0,06	0,03	0,04
Jan-van-gent	71,80	34,00	61,81	25,85
Jan-van-gent nieuw*	7		5	
Aalscholver	0,01	0,02	0,01	0,02

- de seizoensmortaliteit over het jaar is weergegeven in afbeelding 6.1. De patronen per soort volgen logischerwijs de aanwezigheid van de betreffende soort op de Nederlandse Noordzee (zie www.sovon.nl);

- met uitzondering van augustus en september is de mortaliteit onder drieteenmeeuw redelijk evenredig over het jaar verdeeld, met circa 1 slachtoffer per maand;
- de doortrek van dwergmeeuw vindt plaats in het voorjaar (april–mei) en dit zijn de maanden waarin sprake is van aanvaringsrisico's (circa twee slachtoffers per maand). In de overige maanden is de mortaliteit nihil;
- bij zilvermeeuw is de mortaliteit het hoogst in de wintermaanden, met name december en januari. In februari/maart en oktober/november zijn de aanvaringsrisico's ongeveer de helft lager, en in de zomermaanden is de mortaliteit vrijwel nihil;
- kleine mantelmeeuwen overwinteren langs de kusten van Zuidwest-Europa en West-Afrika en zijn in de winter hooguit in kleine aantallen aanwezig. De mortaliteit is nihil in december en januari en het hoogst in juni en juli;
- de aanvaringsrisico's van grote mantelmeeuw zijn geconcentreerd in de winterperiode (oktober – maart), wanneer deze soort in Nederland het meest talrijk is. De mortaliteit in de zomerperiode ligt op circa 0,6 slachtoffers per maand ten opzichte van 2,5–3 slachtoffers per maand in de winterperiode;
- jan-van-gent komt jaar rond voor maar vertoont een piek in de najaarsmaanden en vroege winter. Dit wordt gereflecteerd in de hogere mortaliteit in de maanden oktober–januari. De gemiddelde mortaliteit ligt tussen 62–72 slachtoffers per jaar. Op basis van aanvullende modelberekeningen door Waardenburg Ecology met aangepaste verspreiding en uitwijkingspercentage komt het aantal slachtoffers voor jan-van-gent op 5–7 slachtoffers per jaar.

Afbeelding 6.1 Mortaliteit per soort per jaar voor soorten met meer dan 1 slachtoffer per jaar (boven) en soorten met minder dan 1 slachtoffer per jaar (onder). De foutbalken geven de standaarddeviatie (SD) weer



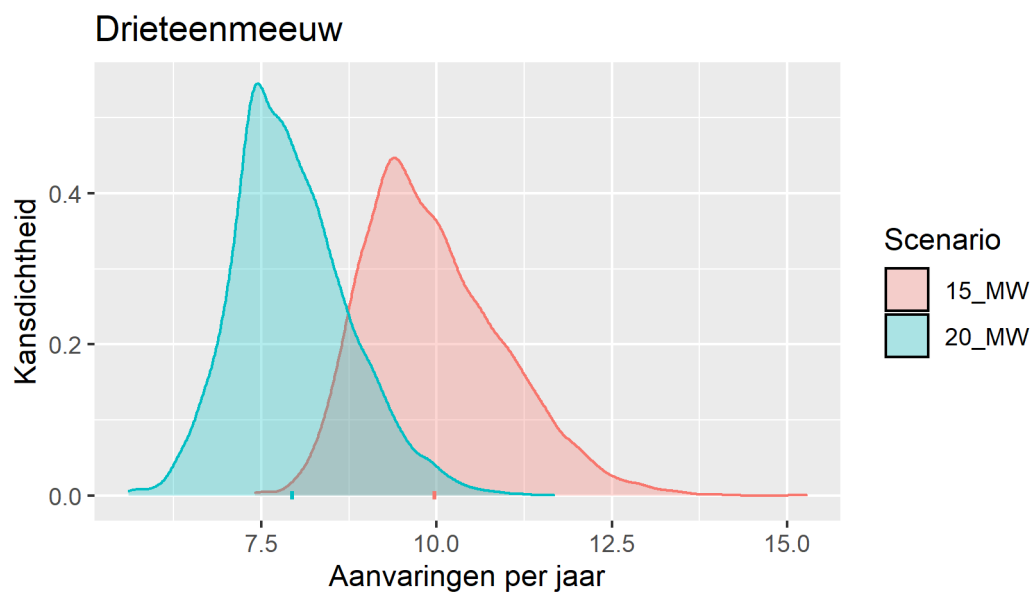


Drieteenmeeuw

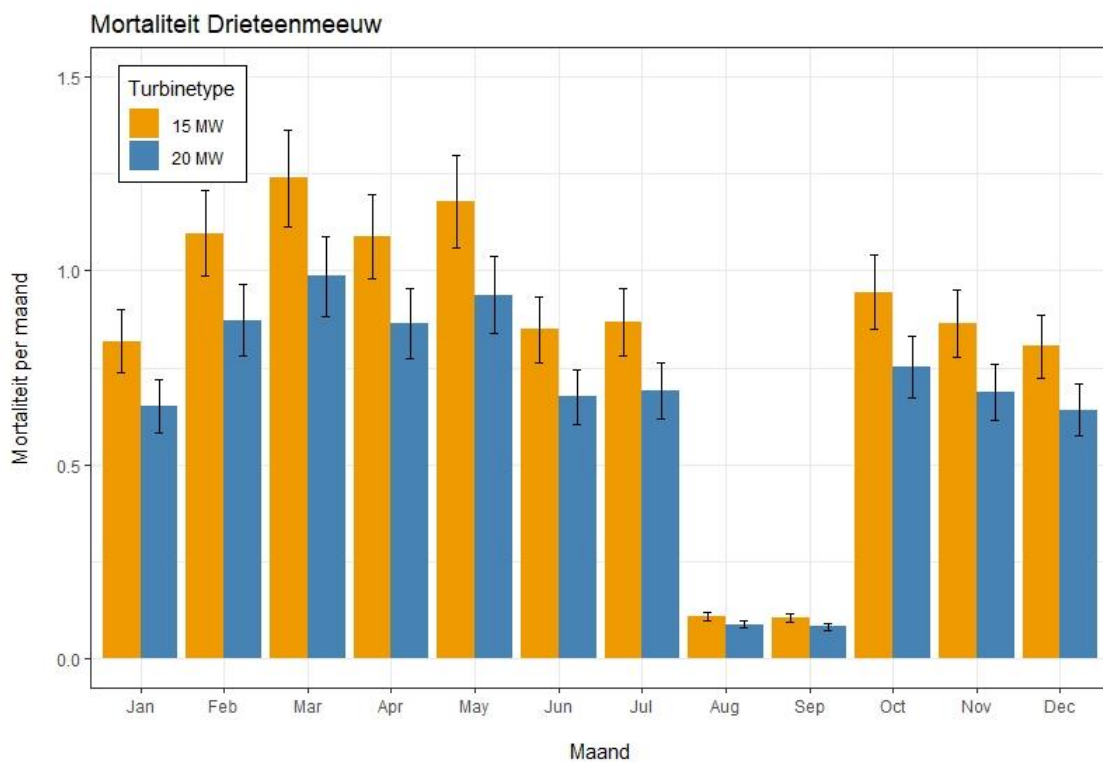
In het scenario van 50 turbines van 20 MW worden jaarlijks 7,9 (SD=0,8) aanvaringsslachtoffers onder deze soort verwacht; in het scenario van 67 turbines van 15 MW zijn dat er tien (SD=1,0) (afbeelding 6.2). Het seizoenspatroon is weergegeven in afbeelding 6.3. Hieruit komt duidelijk naar voren dat de mortaliteit in de maanden augustus en september nihil is. In de overige maanden is er sprake van lichte fluctuaties.

De drieteenmeeuw staat als 'gevoelig' op de Nederlandse Rode Lijst en is aangewezen als broedvogel voor het Engelse Natura 2000-gebied Flamborough and Filey Coast en valt onder de bescherming en behoud vanuit OSPAR. Na een piek in het jaar 2004 is er sprake van een dalende populatietrend. Desondanks wordt de staat van instandhouding als gunstig beoordeeld (www.sovon.nl). Met uitzondering van nestgevallen op olieplatforms bestaat de Nederlandse populatie hoofdzakelijk uit niet-broedvogels en doortrekkers, met maxima tussen 50.000 – 200.000 vogels op doortrek in het najaar (www.sovon.nl). In de mortaliteitsberekeningen voor het KEC 4.0 (Potiek, Leemans, et al., 2022) is gerekend met een populatie van circa 79.000 vogels en een natuurlijke sterfte van 14,6 %, waarmee de 1 %-norm op 115 slachtoffers per jaar uitkomt. De mortaliteit in het windpark blijft daar ruim onder. Significant negatieve effecten kunnen worden uitgesloten.

Afbeelding 6.2 Mortaliteit onder drieteenmeeuw in het 15 MW en 20 MW scenario



Afbeelding 6.3 Gemiddelde mortaliteit per maand onder drieteenmeeuw in het 15 MW en 20 MW scenario. De foutbalken geven de standaarddeviatie weer op basis van 10,000 modelsimulaties

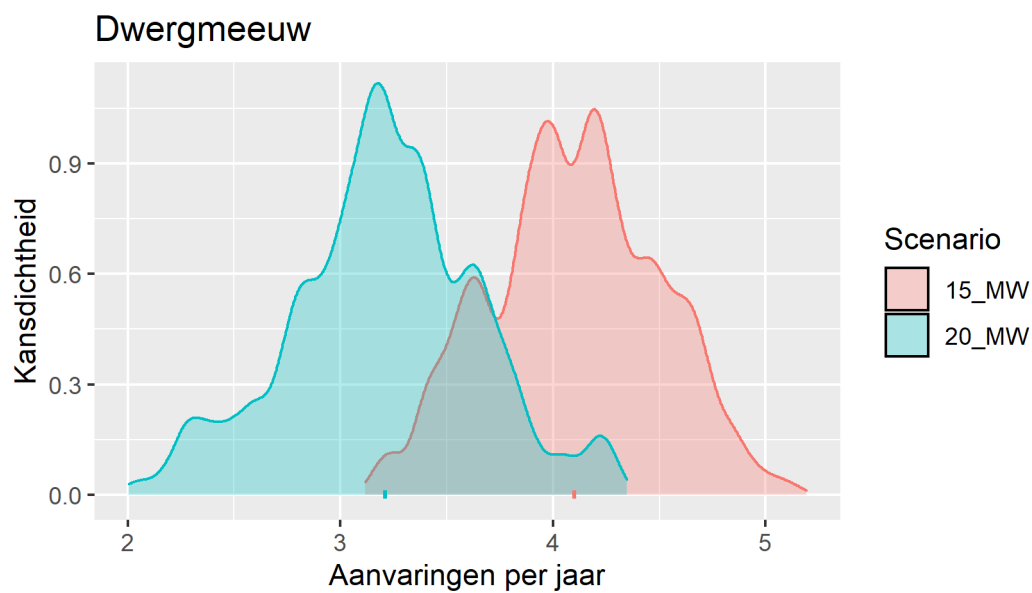


Dwergmeeuw

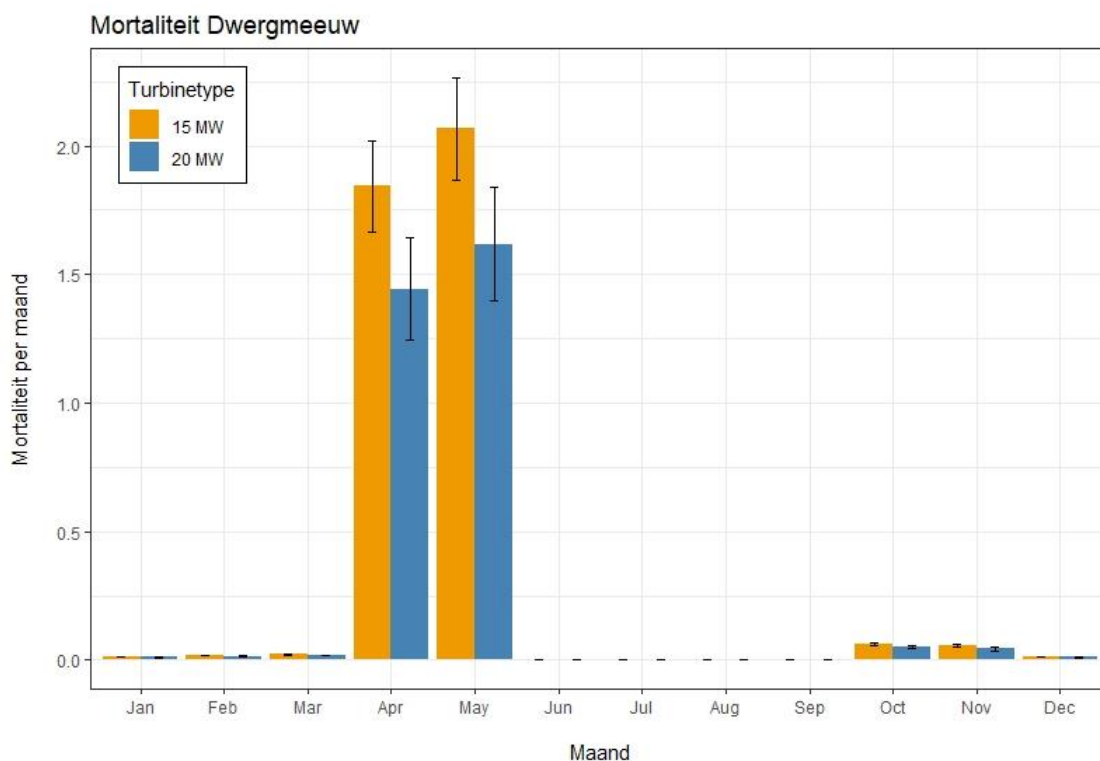
De verwachte mortaliteit onder dwergmeeuw bedraagt 3,2 (SD=0,4) slachtoffers in het 20 MW scenario en 4,1 (SD=0,4) slachtoffers in het 15 MW scenario (zie afbeelding 6.4 en afbeelding 6.5). De mortaliteit is geconcentreerd in de maanden april en mei, tijdens de voorjaarsstrek van deze soort over de Noordzee. Er worden geen slachtoffers verwacht in de zomermaanden en in de najaars- en wintermaanden is de mortaliteit nihil (afbeelding 6.5).

De dwergmeeuw heeft als niet-broedvogel een gunstige staat van instandhouding (www.sovon.nl). Het aantal doortrekkers in het voorjaar wordt geschat op enkele tienduizenden; in de mortaliteitsberekeningen voor het KEC 4.0 (Potiek, Leemans, et al., 2022) is gerekend met een maximum populatie van circa 58.000 vogels en een natuurlijke sterfte van 17,3 %. De 1 %-norm komt dan op 100 vogels. Dit is vele malen hoger dan de mortaliteit in het windpark. Significant negatieve effecten kunnen worden uitgesloten.

Afbeelding 6.4 Mortaliteit onder dwergmeeuw in het 15 MW en 20 MW scenario



Afbeelding 6.5 Gemiddelde mortaliteit per maand onder dwergmeeuw in het 15 MW en 20 MW scenario. De foutbalken geven de standaarddeviatie weer op basis van 10,000 modelsimulaties

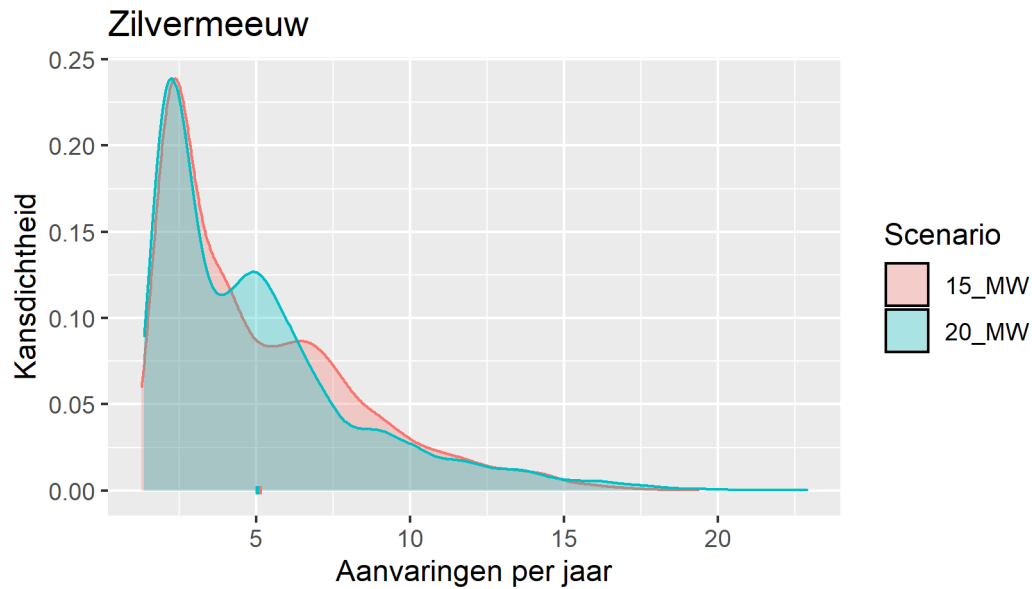


Zilvermeeuw

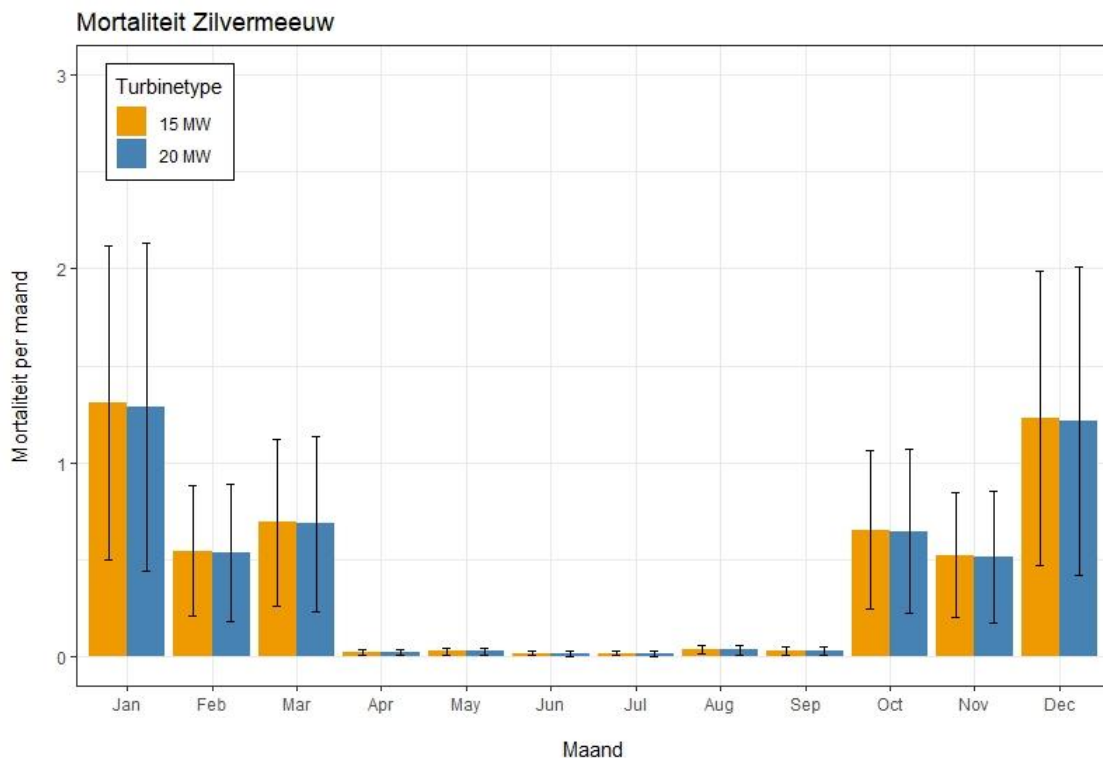
De verwachte mortaliteit onder zilvermeeuw bedraagt in zowel het 15 MW als het 20 MW scenario circa vijf slachtoffers per jaar (zie afbeelding 6.6 en afbeelding 6.7). De aanvaringsrisico's zijn geconcentreerd in het winterhalfjaar, tussen oktober en maart, met een piek in december en januari. De mortaliteit in de zomermaanden is nihil.

De staat van instandhouding voor zowel broedvogels als niet-broedvogels wordt als matig ongunstig beschouwd (www.sovon.nl). In de mortaliteitsberekeningen voor KEC 4.0 (Potiek, Leemans, et al., 2022) is gerekend met een maximum populatie van ruim 21.000 vogels. De natuurlijke mortaliteit bedraagt 13,5 % zodat de 1 %-norm op circa 29 vogels per jaar uitkomt. De mortaliteit in het windpark blijft daar ruim onder. Significant negatieve effecten kunnen worden uitgesloten.

Afbeelding 6.6 Mortaliteit onder zilvermeeuw in het 15 MW en 20 MW scenario



Afbeelding 6.7 Gemiddelde mortaliteit per maand onder zilvermeeuw in het 15 MW en 20 MW scenario. De foutbalken geven de standaarddeviatie weer op basis van 10,000 modelsimulaties

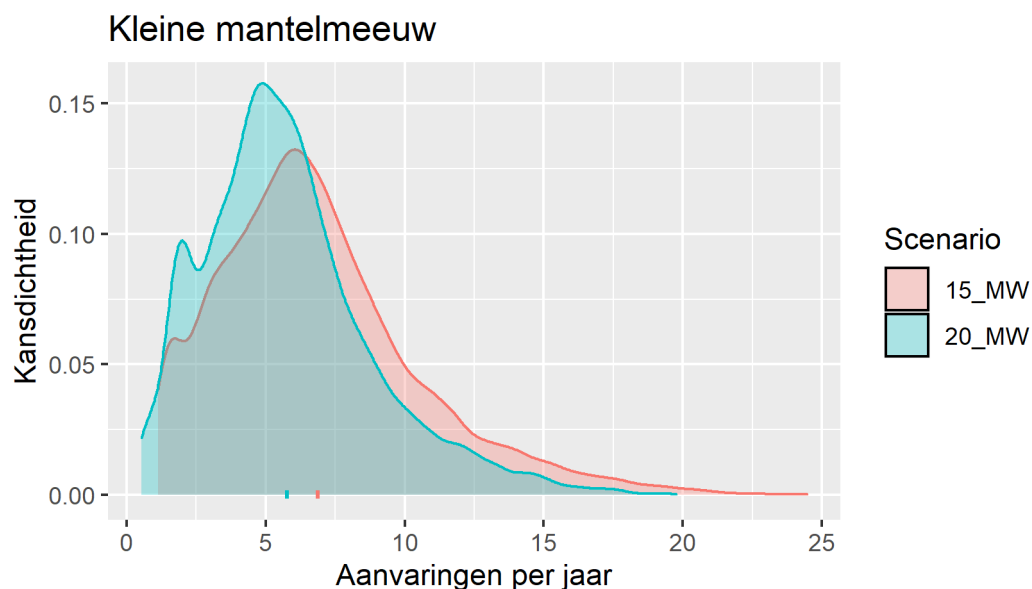


Kleine mantelmeeuw

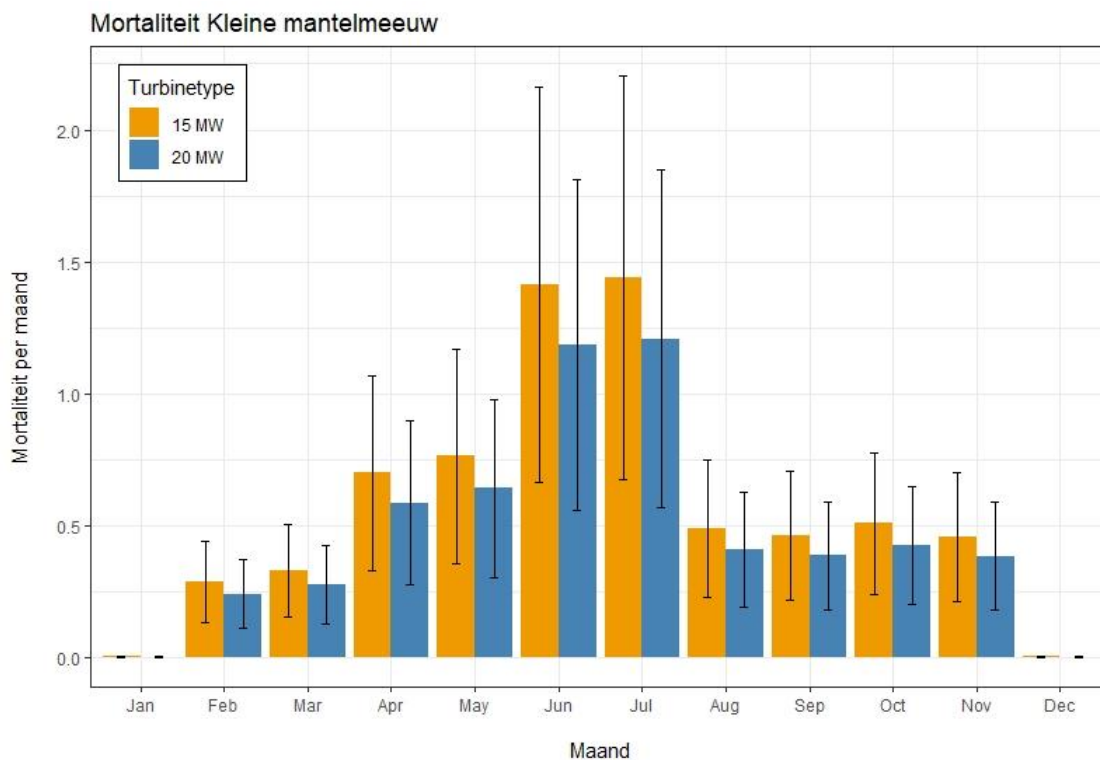
De mortaliteit onder kleine mantelmeeuw bedraagt 5,8 (SD=3,0) slachtoffers in het 20 MW scenario en 6,9 (SD=3,6) slachtoffers in het 15 MW scenario (zie afbeelding 6.8 en afbeelding 6.9). De West-Europese kleine mantelmeeuwen overwinteren voornamelijk langs de kusten van Zuidwest-Europa en West-Afrika en zijn in de winter hooguit in kleine aantallen op de Noordzee aanwezig. De mortaliteit is nihil in december en januari en het hoogst in juni en juli (circa 1–1,5 slachtoffer per maand).

De staat van instandhouding van de kleine mantelmeeuw in Nederland is gunstig (broedvogels) tot matig ongunstig (niet-broedvogels). De maximale populatie op het NCP bedraagt ruim 20.000 vogels (Potiek, Leemans, et al., 2022). Gebaseerd op een natuurlijke sterfte van 8,6 % per jaar bedraagt de 1 %-norm circa 18 slachtoffers per jaar. De mortaliteit in het windpark blijft daar ruim onder. Significant negatieve effecten kunnen worden uitgesloten.

Afbeelding 6.8 Mortaliteit onder kleine mantelmeeuw in het 15 MW en 20 MW scenario



Afbeelding 6.9 Gemiddelde mortaliteit per maand onder kleine mantelmeeuw in het 15 MW en 20 MW scenario. De foutbalken geven de standaarddeviatie weer op basis van 10,000 modelsimulaties

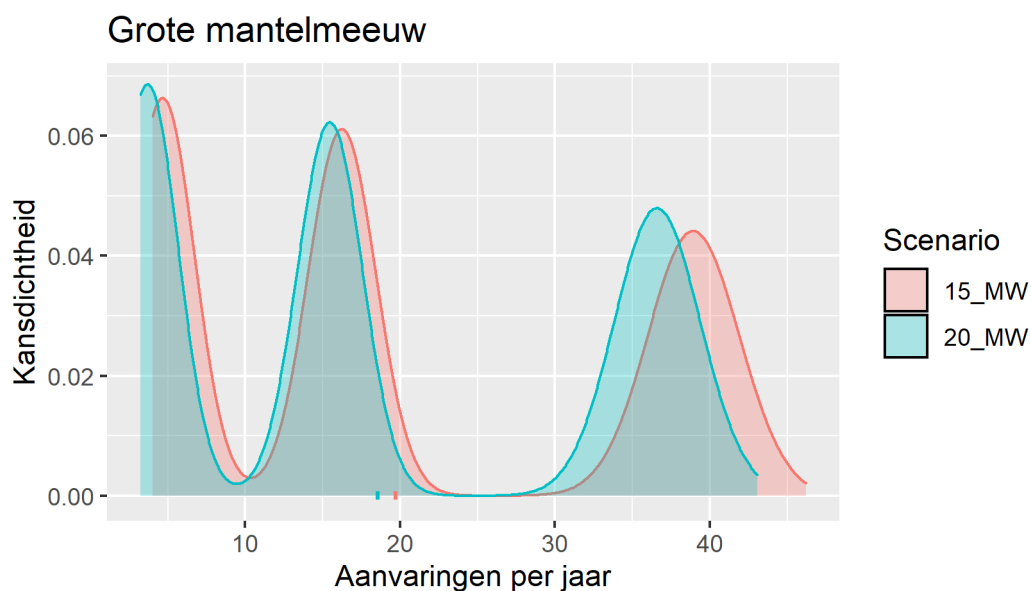


Grote mantelmeeuw

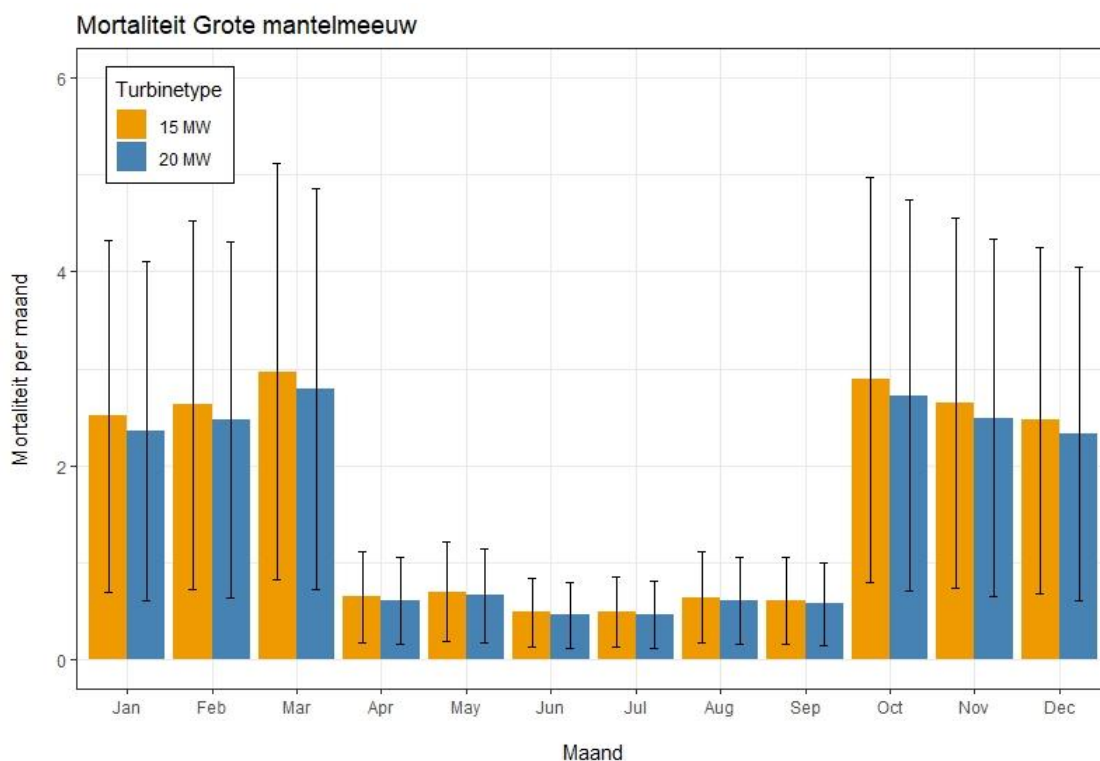
In het 20 MW scenario worden 18,6 (SD=13,7) slachtoffers per jaar verwacht; in het 15 MW scenario is dit 19,7 (SD=14,3) slachtoffers per jaar. De aanvaringsrisico's van grote mantelmeeuw zijn geconcentreerd in de winterperiode (oktober–maart), wanneer deze soort in Nederland het meest talrijk is. De mortaliteit in de zomerperiode ligt op circa 0,6 slachtoffers per maand ten opzichte van 2,5–3 slachtoffers per maand in de winterperiode (zie afbeelding 6.10 en afbeelding 6.11). De drie pieken in de grafiek worden mogelijk veroorzaakt door het gebruik van verschillende datasets.

De grote mantelmeeuw staat als 'gevoelig' op de Nederlandse Rode Lijst. Het aantal broedvogels is in de laatste decennia sterk toegenomen, maar het aantal niet-broedvogels lijkt een afname (maar met grote fluctuaties) te vertonen (www.sovon.nl). De staat van instandhouding voor broedvogels is gunstig, maar voor de niet-broedvogels matig ongunstig. In de mortaliteitsberekeningen voor het KEC 4.0 (Potiek, Leemans, et al., 2022) is gerekend met een maximum populatie van ruim 16.000 vogels. De natuurlijke sterfte bedraagt 14 %, zodat de 1 %-norm op circa 23 vogels uitkomt. De mortaliteit per kavel ligt daar onder. Een negatief effect op de gunstige staat van instandhouding kan daarom worden uitgesloten.

Afbeelding 6.10 Mortaliteit onder grote mantelmeeuw in het 15 MW en 20 MW scenario



Afbeelding 6.11 Gemiddelde mortaliteit per maand onder grote mantelmeeuw in het 15 MW en 20 MW scenario. De foutbalken geven de standaarddeviatie weer op basis van 10,000 modelsimulaties

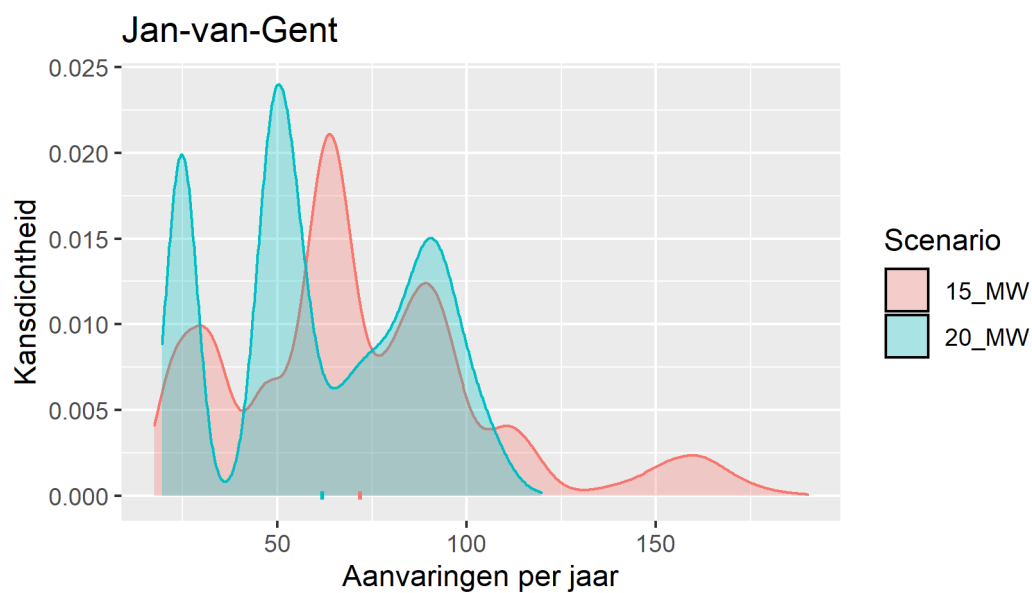


Jan-van-gent

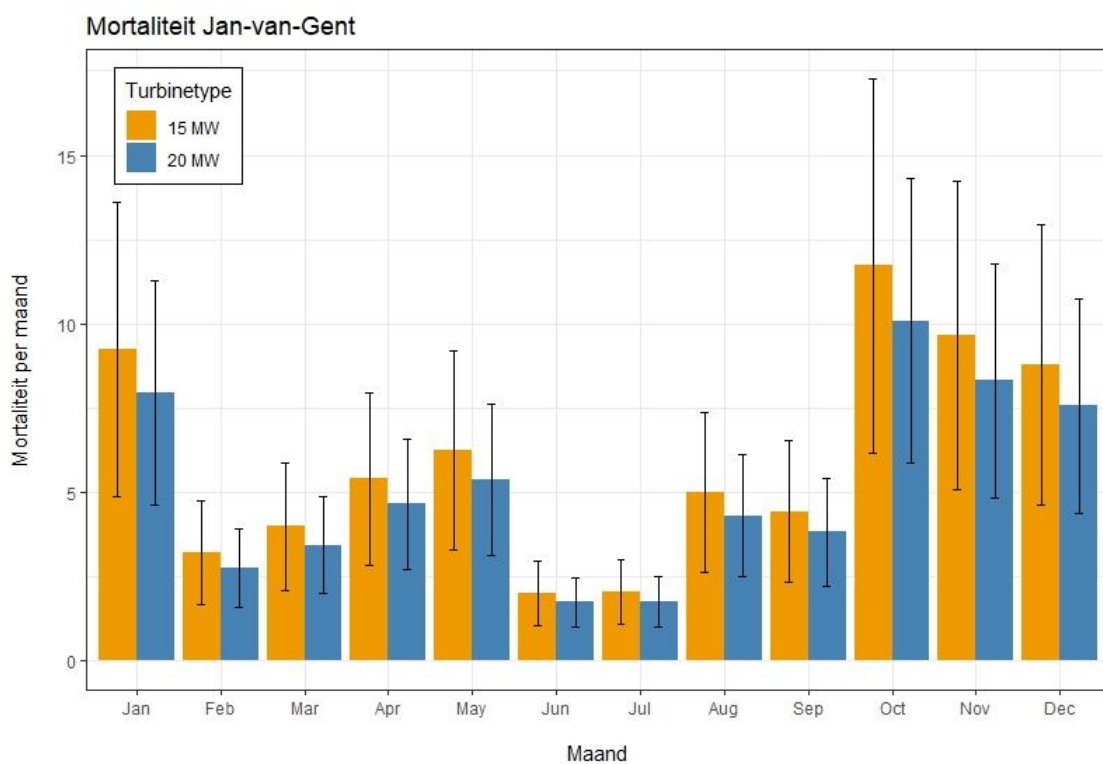
De totale jaarlijkse mortaliteit per jaar onder jan-van-gent bedraagt 61,8 (SD=25,9) slachtoffers in het scenario van 50 turbines van 20 MW of 71,8 (SD=34,0) slachtoffers in het scenario van 67 turbines van 15 MW. Zoals eerder genoemd is sprake van een piek in aanvaringsrisico's in het najaar en de wintermaanden: in deze periode ligt de mortaliteit op 9–12 (scenario 15 MW) of 8–10 (scenario 20 MW) slachtoffers per maand. In het voorjaar ligt de mortaliteit aanzienlijk lager maar neemt wel toe tussen februari en mei, een gevolg van de voorjaarsmigratie. In de broedperiode in de zomermaanden zijn de dichtheden op de Nederlandse Noordzee logischerwijs het laagst en dit vertaalt zich in relatief lage aanvaringsrisico's in juni en juli (zie afbeelding 6.12 en afbeelding 6.13).

De jan-van-gent heeft in Nederland een gunstige staat van instandhouding en de populatie laat sinds de jaren '90 een significante toename zien van <5 % per jaar (www.sovon.nl). Gebaseerd op een natuurlijke mortaliteit van 8,2 % per jaar en een doortrekkende populatie van maximaal 31.859 vogels komt de 1 %-norm op 26 vogels per jaar. Deze norm wordt overschreden door de oorspronkelijk berekende mortaliteit van kavel IV, zowel in het scenario van 50 turbines van 20 MW als in het scenario van 67 turbines van 15 MW. Op basis van de nieuwe aantallen slachtoffers (Leemans et al., 2022) is er geen sprake van een overschrijding van de 1 %-norm. Significante negatieve effecten kunnen worden uitgesloten.

Afbeelding 6.12 Mortaliteit onder jan-van-gent in het 15 MW en 20 MW scenario. Deze figuur is gebaseerd op de oorspronkelijke berekeningen



Afbeelding 6.13 Gemiddelde mortaliteit per maand onder jan-van-gent bij de twee scenario's. De foutbalken geven de standaarddeviatie weer op basis van 10,000 modelsimulaties. Deze figuur is gebaseerd op de oorspronkelijke berekeningen



Overige zeevogels

In tegenstelling tot de zes hiervoor beschreven soorten ligt de gemiddelde jaarlijkse mortaliteit onder de overige soorten in tabel 6.2 (ruim) onder één slachtoffer per jaar. In het geval van kleine jager, papegaaiduiker, (roodkeel)duiker, Noordse stormvogel en aalscholver is de mortaliteit nul of praktisch nul. Deze mortaliteit is dermate laag dat deze als verwaarloosbaar kan worden beschouwd. De mortaliteit onder grote jager, zeekoet, alk en de drie sterns bedraagt minder dan één slachtoffer per jaar, maar onder deze soorten kunnen structureel slachtoffers worden verwacht. Deze soorten worden hieronder in meer detail beschreven.

De mortaliteit onder **grote jager** in het windpark is zeer laag (0,08 slachtoffers in het 20 MW scenario en 0,1 slachtoffers in het 15 MW scenario). De mortaliteit is geconcentreerd in de maanden augustus en september. Gebaseerd op een natuurlijke sterfte van 11,8 % per jaar en een populatie van 1.364 vogels (Potiek, Leemans, et al., 2022) bedraagt de 1 %-norm 1,6 slachtoffers per jaar. De mortaliteit in het windpark blijft daar ruim onder. Significant negatieve effecten kunnen worden uitgesloten.

Onder **zeekoet** worden 0,46 tot 0,62 slachtoffers verwacht in respectievelijk het 20 MW en 15 MW scenario. De spreiding (standaarddeviatie) rondom dit gemiddelde is echter aanzienlijk, en het is mogelijk dat meer dan één slachtoffer per jaar valt. Gebaseerd op vliegtuigtellingen lijkt de populatie toe te nemen en de staat van instandhouding wordt als gunstig beoordeeld (www.sovon.nl). De zeekoet is niet beoordeeld in het KEC 4.0 (Potiek, Leemans, et al., 2022). Gebaseerd op een natuurlijke sterfte van 5,4 % per jaar (www.bto.org) en een gemiddeld maximum aantal doortrekkers van 600.000 vogels (www.sovon.nl) bedraagt de 1 %-norm 324 slachtoffers per jaar. De mortaliteit in het windpark blijft daar ruim onder. Significant negatieve effecten kunnen worden uitgesloten.

De verwachte mortaliteit onder **alk** in het windpark bedraagt 0,22 (20 MW scenario) tot 0,28 (15 MW scenario) slachtoffers per jaar. Net als bij zeekoet is ook bij de alk sprake van een grote spreiding rond het gemiddelde. Er is geen informatie beschikbaar over populatietrends of de staat van instandhouding. De alk is niet beoordeeld in het KEC 4.0 (Potiek, Leemans, et al., 2022). Het maximum aantal doortrekkers wordt geschat op 50.000–200.000 vogels (www.sovon.nl). Met een natuurlijke sterfte van 10 % per jaar (www.bto.org) komt de 1 %-norm op 125 slachtoffers per jaar. De mortaliteit in het windpark blijft daar ruim onder. Significant negatieve effecten kunnen worden uitgesloten.

De mortaliteit onder **visdief en Noordse stern** bedraagt 0,22 (20 MW scenario) tot 0,27 (15 MW scenario) slachtoffers per jaar. Deze soorten zijn in de modelberekeningen niet onderscheiden, maar uitgaande van de aantallen van beide soorten zal het merendeel van de slachtoffers betrekking hebben op visdief. Voor visdief wordt in de berekeningen voor het KEC 4.0 uitgegaan van maximaal 59.093 vogels (Potiek, Leemans, et al., 2022). Met een natuurlijke sterfte van 8,5 % per jaar komt de 1 %-norm op 50 slachtoffers per jaar. De mortaliteit in het windpark blijft daar ruim onder. Significant negatieve effecten kunnen worden uitgesloten.

Onder **grote stern** worden 0,54 tot 0,70 (SD=0,10) slachtoffers verwacht in respectievelijk het 20 MW en 15 MW scenario. De hoogste aanvaringsrisico's zijn in april en mei, wanneer de doortrek plaatsvindt. In de berekeningen voor het KEC 4.0 wordt uitgegaan van maximaal 22.602 vogels (Potiek, Leemans, et al., 2022). De natuurlijke sterfte bedraagt 5,8 % waarmee de 1 %-norm op 13 slachtoffers per jaar uitkomt. De mortaliteit in het windpark blijft daar ruim onder. Significant negatieve effecten kunnen worden uitgesloten.

Zoals gezegd kan de mortaliteit onder kleine jager, papegaaiduiker, (roodkeel)duiker, Noordse stormvogel en aalscholver als verwaarloosbaar worden beschouwd. Van deze soorten is de **kleine jager** beoordeeld in het KEC 4.0 (Potiek, Leemans, et al., 2022). De mortaliteit in het windpark is nihil (0,0021 slachtoffers in het 20 MW scenario en 0,0027 slachtoffers in het 15 MW scenario). Gebaseerd op een natuurlijke sterfte van 10 % per jaar en een populatie van 130 vogels (Potiek, Leemans, et al., 2022) bedraagt de 1 %-norm 0,13 slachtoffers per jaar. De mortaliteit in het windpark blijft daar ruim onder. Significant negatieve effecten kunnen worden uitgesloten.

Natura 2000-gebied Bruine Bank

Het Natura 2000-gebied Bruine Bank is aangewezen voor de volgende zes vogelrichtlijnsoorten (niet-broedvogels), waarvoor het gebied een doelstelling heeft als foerageergebied:

- 1 Jan-van-gent;
- 2 Grote jager;
- 3 Dwergmeeuw;
- 4 Grote mantelmeeuw;
- 5 Zeekoet;
- 6 Alk.

Voor al deze soorten is de doelstelling gericht op het behoud van de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor het behoud van de populatie. Volgens het aanwijzingsbesluit is de begrenzing met name gebaseerd op de geregelde aanwezigheid van alk en zeekoet in het gebied. De zeekoeten zijn waarschijnlijk afkomstig uit kolonies van de Schotse oostkust; alken kunnen uit een groter gebied afkomstig zijn. De grootste aantallen dwergmeeuwen, grote jagers en jan-van-genten komen voor tijdens de najaarstrek. Overwinterende vogels zoals grote mantelmeeuwen zijn het meest talrijk in de winterperiode (zie aanwijzingsbesluit; Geelhoed *et al.*, (2014), Fijn & De Jong (2019)).

De gemodelleerde mortaliteit onder grote jager, zeekoet en alk bedraagt minder dan één slachtoffer per kavel per jaar. Met name bij grote jager is de mortaliteit zeer laag (0,08 slachtoffers in het 20 MW scenario en 0,1 slachtoffers in het 15 MW scenario). Bij zeekoet en alk is sprake van een grote spreiding rond het gemiddelde, waardoor de onzekerheid in de berekening groter is. Onder jan-van-gent, dwergmeeuw en grote mantelmeeuw is de mortaliteit hoger dan 1 slachtoffer per jaar.

Omdat het lastig is om op basis van de beschikbare gegevens te bepalen wat het aantal slachtoffers is van de 'Bruine Bank populatie' zijn verschillende benaderingen gebruikt om te kijken naar het effect op deze soorten:

- 1 toetsing van de gemodelleerde mortaliteit aan de 1%-norm (ORNIS mortaliteitsnorm) op basis van de gemiddelde aantallen vogels die zijn genoemd in het aanwijzingsbesluit (Ministerie van LNV 2021, ontleend aan Fijn & De Jong (2019));
- 2 idem als 1, maar met een correctie van de mortaliteit op basis van het percentage van de Noordzeepopulatie dat voorkomt op de Bruine Bank;
- 3 kwalitatieve benadering van de mortaliteit per kavel in relatie tot cumulatieve effecten zoals berekend in het KEC 4.0 (Potiek, Leemans, et al., 2022).

1. Toetsing van de gemodelleerde mortaliteit

De gemodelleerde mortaliteit door aanvaringen bij de zes soorten kan worden getoetst aan de 1 %-norm gebaseerd op de gemiddelde aantallen (seizoensmaximum) die zijn genoemd in het aanwijzingsbesluit. Zoals is te zien in tabel 6.2 is er bij deze berekening voor alle soorten, behalve voor zeekoet en alk, sprake van een overschrijding.

Tabel 6.2 De 1 %-norm op basis van populatie aantallen in de Bruine Bank

Soort	Populatie BB	Nat mort	1 % norm BB	Mortaliteit	Overschrijding
jan-van-gent	976	0,081	0,79	5 - 7	ja
grote jager	61	0,112	0,07	0,08 - 0,10	ja
dwergmeeuw	280	0,173	0,48	3,21 - 4,10	ja
grote mantelmeeuw	630	0,140	0,88	18,57 - 19,72	ja
zeekoet	15621	0,054	8,44	0,46 - 0,62	nee
alk	4306	0,100	4,31	0,22 - 0,28	nee

Het is echter te verwachten dat niet alle aanvaringsslachtoffers betrekking zullen hebben op vogels uit Natura 2000-gebied Bruine Bank (ook vogels zonder binding met dit gebied kunnen immers slachtoffer worden). De gemiddelde mortaliteit per kavel geeft een getal voor de totale Noordzeepopulatie, maar dit zou gecorrigeerd moeten worden voor 'Bruine Bank populatie'.

2. Toetsing aan de gecorrigeerde mortaliteit

Voor zeekoet en alk is de 'Bruine Bank populatie' gemiddeld circa 1 % van de Noordzeepopulatie. Bij de overige soorten ligt dit percentage tussen 0,15 en 0,25 % (zie aanwijzingsbesluit). Om hiervoor te corrigeren is de aanname gedaan dat dezelfde percentages kunnen worden toegepast om de slachtoffers aan het Natura 2000-gebied toe te kennen.

Als voorbeeld: bij dwergmeeuw wordt een maximale mortaliteit voorzien van 4,1 slachtoffers per kavel per jaar. Het Natura 2000-gebied Bruine Bank omvat gemiddeld 0,25 % van de Noordzeepopulatie (zie aanwijzingsbesluit). Indien 0,25 % van de slachtoffers betrekking heeft op dwergmeeuwen uit de Bruine Bank, bedraagt de mortaliteit onder de kwalificerende dwergmeeuwen $(0,25/100) * 4,1 = 0,0103$ slachtoffers. Dit is aanzienlijk minder dan de 1 %-norm van 0,48 (berekend als $0,01 * 0,173$ (natuurlijke sterfte) * 280 (populatiegrootte) = 0,48).

De toetsing aan de 1 %-norm op basis van gecorrigeerde mortaliteitscijfers, zoals hierboven beschreven, is weergegeven in tabel 6.3. Data met betrekking tot de natuurlijke mortaliteit zijn afkomstig van de British Trust for Ornithology (BTO) en gebaseerd op de natuurlijke sterfte bij adulte vogels. Dit is een *worst-case* benadering, aangezien juveniele vogels vaak een hogere natuurlijke sterfte hebben waardoor de 1 %-norm hoger komt te liggen.

Tabel 6.3 Gecorrigeerde mortaliteit op basis van % populatie in de Bruine Bank - (BB)

Soort	Populatie BB	Nat mort	1 % norm BB	% populatie in BB	Max mortaliteit	Mortaliteit N2000	Overschrijding
jan-van-gent	976	0,081	0,79	0,23	7	0,0161	nee
grote jager	61	0,112	0,07	0,22	0,10	0,0002	nee
dwergmeeuw	280	0,173	0,48	0,25	4,10	0,0103	nee
grote mantelmeeuw	630	0,140	0,88	0,15	19,72	0,0296	nee
zeekoet	15621	0,054	8,44	1,00	0,62	0,0062	nee

Soort	Populatie BB	Nat mort	1 % norm BB	% populatie in BB	Max mortaliteit	Mortaliteit N2000	Overschrijding
alk	4306	0,100	4,31	1,00	0,28	0,0028	nee

Uit tabel 6.3 komt naar voren dat bij deze rekenmethode bij geen van de zes soorten de 1 %-norm (per kavel) wordt overschreden. Het is echter de vraag in hoeverre de correctie op basis van het percentage van de Noordzeepopulatie in het gebied rechtstreeks kan worden toegepast op de slachtoffers. Immers, vanwege de nabijheid van het Natura 2000-gebied is de kans groter dat een slachtoffer een binding heeft met de Bruine Bank dan met een verder weg gelegen deel van de Noordzee. Daar staat tegenover dat buiten het broedseizoen sprake is van een grote ruimtelijke spreiding van de soorten over de Noordzee, waardoor slachtoffers uit verschillende delen van de Noordzee afkomstig kunnen zijn.

Voor zeekoet en alk is deze onzekerheid niet van belang, aangezien ook zonder de correctie geen sprake is van een overschrijding van de 1 %-norm. Significant negatieve effecten op het Natura 2000-instandhoudingsdoel van deze soorten kunnen met zekerheid worden uitgesloten. Bij grote jager is dit zeer waarschijnlijk ook het geval: zonder correctie ligt de maximale mortaliteit slechts een fractie hoger dan de 1 %-norm, en het is niet waarschijnlijk dat dit allemaal vogels uit de Bruine Bank zullen zijn. Bij dwergmeeuw, grote mantelmeeuw en jan-van-gent is de onzekerheid groter. Bij deze soorten ligt de 1 %-norm enkele tientallen malen hoger dan de gecorrigeerde sterfte (tabel 6.3), maar in het geval van de ongecorrigeerde sterfte (tabel 6.4) is sprake van een forse overschrijding. De fractie van de slachtoffers afkomstig uit het Natura 2000-gebied is niet bekend. Om onder de 1 %-norm te blijven mag niet meer dan circa 4,4 % van de slachtoffers onder grote mantelmeeuw en 11–12 % van de slachtoffers onder dwergmeeuw en jan-van-gent betrekking hebben op vogels uit het Natura 2000-gebied Bruine Bank (tabel 6.4).

Tabel 6.4 Indicatieve berekening bij welk % van de slachtoffers een binding hebben met N2000-gebied Bruine Bank de norm wordt overschreden

Soort	Populatie BB	Nat mort	1 % norm	% slachtoffers uit Bruine Bank	Max mortaliteit	Mortaliteit N2000
jan-van-gent	976	0,081	0,79	11,25	7	0,788
dwergmeeuw	280	0,173	0,48	11,70	4,10	0,480
grote mantelmeeuw	630	0,140	0,88	4,40	19,72	0,868

Omdat niet bekend is hoe groot het aantal slachtoffers is dat is gekoppeld aan de Bruine Bank is het niet mogelijk om kwantitatief te bepalen of de 1 %-norm zal worden overschreden.

3. Kwalitatieve benadering in relatie tot cumulatieve effecten

Voor een meer kwalitatieve benadering van het effect van kavel III/IV van IJmuiden Ver op de populaties van de Bruine Bank is weinig informatie voorhanden. Het is bekend dat de Bruine Bank een ondieper gebied is, waardoor er waarschijnlijk meer vis en dus voedsel aanwezig is.

De Bruine Bank is met name van belang voor zeekoet en alk, aangezien 1 % van de Noordzeepopulatie in dit gebied voorkomt. Voor de andere soorten ligt dit percentage aanzienlijk lager. In die zin is de Bruine Bank minder belangrijk voor deze soorten en de effecten van aanvaringen op de 'Bruine Bank populatie' zullen daarom minder snel doorwerken op de totale Noordzeepopulatie. Het is echter lastig om dit kwantitatief aan

te tonen, hoewel de analyse van cumulatieve mortaliteit volgens de ALI-methodiek wel aanknopingspunten biedt. Uit die analyse (KEC4.0) volgt dat significante effecten door cumulatie van de aanwezige en geplande windparken kunnen worden uitgesloten, wat het onwaarschijnlijk maakt dat een individueel windpark wel een significant effect heeft op de betreffende vogelsoorten. Monitoring van de effecten kan meer duidelijkheid geven.

Conclusie

Geen van de drie beschreven benaderingen geven uitsluitsel over de effecten op Natura 2000-gebied Bruine Bank. Benadering 2 en 3 geven waarschijnlijk een meer realistisch beeld dan benadering 1 omdat rekening wordt gehouden met de bredere ruimtelijke context van de Noordzee populaties waaruit vogels slachtoffer kunnen worden. Op basis daarvan gaan we ervan uit dat significante effecten op alle zes de vogelsoorten niet waarschijnlijk zijn. Dit kan veranderen wanneer de aangepaste ALI-methodiek een andere uitkomst geeft met betrekking tot de cumulatieve effecten.

Habitatverlies

Tijdens de aanleg- en verwijderingsfase kunnen lokale zeevogels verstoord worden. Dit is een tijdelijke activiteit, die overgaat in een permanente activiteit bij de ingebruikname van het windpark en stopt nadat de verwijdering is voltooid. Er zijn geen studies bekend van de mate van verstoring van zeevogels door aanleg- of verwijderingswerkzaamheden op volle zee. Vermoedelijk zal de geografische omvang van de werkzaamheden zich beperken tot een deel van alle turbines binnen het park en dus in dit opzicht mogelijk kleiner zijn dan tijdens de operationele fase van het windpark (als het hele park vogels verstoort). Verstoring door aanleg- en verwijderingsfase zijn wellicht te vergelijken met die van een drukke, doorgaande scheepvaartroute. Hiervan is een studie bekend, ten aanzien van verstoringsevoelige soorten (duikers en zee-eenden) in Duitse wateren (Schwemmer *et al.*, 2011), die constateren dat deze soorten inderdaad drukke scheepvaartroutes mijden. Echter, duikers en eenden komen niet of nauwelijks voor ter hoogte van windpark IJmuiden Ver. Effecten van scheepvaart op verschillende soorten meeuwen en andere soorten die vaak schepen volgen is vermoedelijk klein. Effecten op alkachtigen zijn wellicht vergelijkbaar met die van verstoring door een operationeel windpark, of althans van vergelijkbare orde. Bij een kleinere geografische reikwijdte van aanleg en verwijdering ten opzichte van het in bedrijf zijn van het windpark, zijn deze effecten minimaal.

Voor het bepalen van het effect van habitatverlies tijdens de gebruiksfase zijn alle zeevogelsoorten beoordeeld die ook zijn beoordeeld in de KEC 4.0 analyses (zie tabel 6.5). Het gaat steeds om soorten zeevogels die in dichtheden voorkomen op het NCP die met de huidige intensiteit aan vliegtuigtellingen (MWTL) nog betrouwbaar te meten zijn, conform KEC 4.0.

Tabel 6.5 Soorten zeevogels die zijn beoordeeld in KEC 4.0 / IJmuiden Ver

Euring	Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam
59	roodkeelduiker/parelduiker (gecombineerd)	<i>Gavia stellata+ -arctica</i>
220	noordse stormvogel	<i>Fulmarus glacialis</i>
710	jan van Gent	<i>Morus bassanus</i>
720	aalscholver	<i>Phalacrocorax carbo</i>
2060	eidereend	<i>Somateria mollissima</i>
2130	zwarte zee-eend	<i>Melanitta nigra</i>
5670	kleine jager	<i>Stercorarius parasiticus</i>
5690	grote jager	<i>Stercorarius skua</i>
5780	dwergmeeuw	<i>Hydrocoloeus minutus</i>

Euring	Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam
5910	kleine mantelmeeuw	<i>Larus fuscus</i>
5920	zilvermeeuw	<i>Larus argentatus</i>
6000	grote mantelmeeuw	<i>Larus marinus</i>
6020	drieteenmeeuw	<i>Rissa tridactyla</i>
6110	grote stern	<i>Thalasseus sandvicensis</i>
6169	noordse stern/visdief (gecombineerd)	<i>Sterna paradisaea+hirundo</i>
6340	zeekoet	<i>Uria aalge</i>
6360	alk	<i>Alca torda</i>
6540	papegaauiduiker	<i>Fratercula arctica</i>

Voor KEC 4.0 zijn de gemiddelde dichtheden van zeevogels op het NCP berekend in gridcellen van 5x5 kilometer, per 'seizoen' van twee maanden: augustus/september tot en met juni/juli. De gekozen periode loopt van 19 februari 2000 tot 7 juli 2020. De gebruikte gridcellen overlappen niet exact met enig offshore windpark op de Noordzee. Voor KEC 4.0 is daarom voor ieder bestaand en gepland windpark op de Noordzee berekend wat hier de dichtheden zijn, op basis van de gridcellen die (deels) overlappen met het betreffende windpark, gewogen naar de mate van overlap per betrokken gridcel. Op basis van de cijfers die beschikbaar zijn via KEC 4.0 is het daarom niet mogelijk om onderscheid te maken tussen verschillende kavels binnen een windpark. Een dergelijk onderscheid zou ook niet realistisch zijn op basis van data voor het hele NCP, geëxtrapoleerd naar 5x5 km gridcellen. Er is daarom gewerkt met één dichtheid per soort voor het hele windpark; op dit punt is er geen onderscheid gemaakt tussen kavels III en IV. Wel zijn de aantallen vogels die gemiddeld per seizoen, of per jaar zijn berekend voor heel IJmuiden Ver, omgerekend naar aantallen vogels per kavel, op basis van de oppervlaktes van deze kavels (zie tabel 6.6). Bijlage V geeft de gemiddelde dichtheden per soort per seizoen, en de jaargemiddelde dichtheden per soort, alsmede de doorvertaling naar de aantallen vogels per kavel.

Tabel 6.6 Oppervlaktes, in ha en vierkante km, per kavel binnen IJmuiden Ver

	Ha	Km ²	%
kavel IV	9.451	9,451	25.13831
kavel III	9.461	9,461	25.16491
kavel II	9.375	9,375	24.93616
kavel I	9.309	9,309	24.76061
totaal	37.596	37,596	100

Binnen het KEC 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) en dat vogels het windpark voor 100 % vermijden. Op basis van de berekende dichtheden kan hiermee de sterfte door habitatverlies worden doorgerekend. Er wordt vanuit gegaan dat alle zeevogels het windpark altijd mijden en dat 10 % van de verdrongen vogels sterft, uitgaande van de jaargemiddelde aanwezigheid. Het aantal vogels dat per jaar sterft als gevolg van het windpark IJmuiden Ver kavel IV in de gebruiksfase voor alle soorten, behalve de zeekoet, is dan minder dan 10 (tabel 6.7). Zeekoeten hebben de hoogste presentie in IJmuiden

Ver. Volgens deze berekeningsmethode zouden er per kavel jaarlijks 19 zeekoeten sterven als gevolg van habitatverlies. Deze aantallen blijven ver onder de 1 %-norm (exclusief aanvaringen), er is dus geen sprake van een significant effect.

Uit verschillende onderzoeken is bekend dat zeevogels, en zeker soorten als aalscholver en de meeuwen en sterns, windparken niet voor 100 % mijden of soms überhaupt nauwelijks vermijding vertonen (Leopold et al., 2011). Bij een gelijkblijvende aanname voor mortaliteit (10 %), zal de daadwerkelijke sterfte dus minder zijn dan berekend in tabel 6.7.

Tijdens het opstellen van deze Natuurtoets zijn nieuwe gegevens beschikbaar gekomen met betrekking tot de verspreiding en het uitwijkingspercentage van de jan-van-gent. Op basis hiervan heeft Waardenburg Ecology het aantal slachtoffers door habitatverlies voor kavel IV opnieuw berekend. Deze vallen lager uit dan de oorspronkelijke waarden zoals in tabel 6.7 zijn opgenomen (Leemans et al., 2022). De nieuwe waarden zijn opgenomen onder de oorspronkelijke waarden.

Tabel 6.7 Veronderstelde aantallen slachtoffers ten gevolge van habitatverlies voor de kavel IV van IJmuiden Ver voor verschillende zeevogels. * Aangepast aantal slachtoffers van de jan-van-gent op basis van berekeningen met nieuwe gegevens door Leemans *et al.*, (2022)

Zeevogelsoort	Jaarlijkse sterfte kavel IV
roodkeelduiker/parelduiker	0
noordse stormvogel	4
jan-van-gent	4
jan-van-gent nieuw*	1
aalscholver	0
eidereend	0
zwarte zee-eend	0
kleine jager	0
grote jager	0
dwergmeeuw	4
kleine mantelmeeuw	3
zilvermeeuw	1
grote mantelmeeuw	2
drieteenmeeuw	8
grote stern	1
noordse stern/visdief	1
zeekoet	19
alk	6
papegaaiduiker	1

Zeldzamere soorten

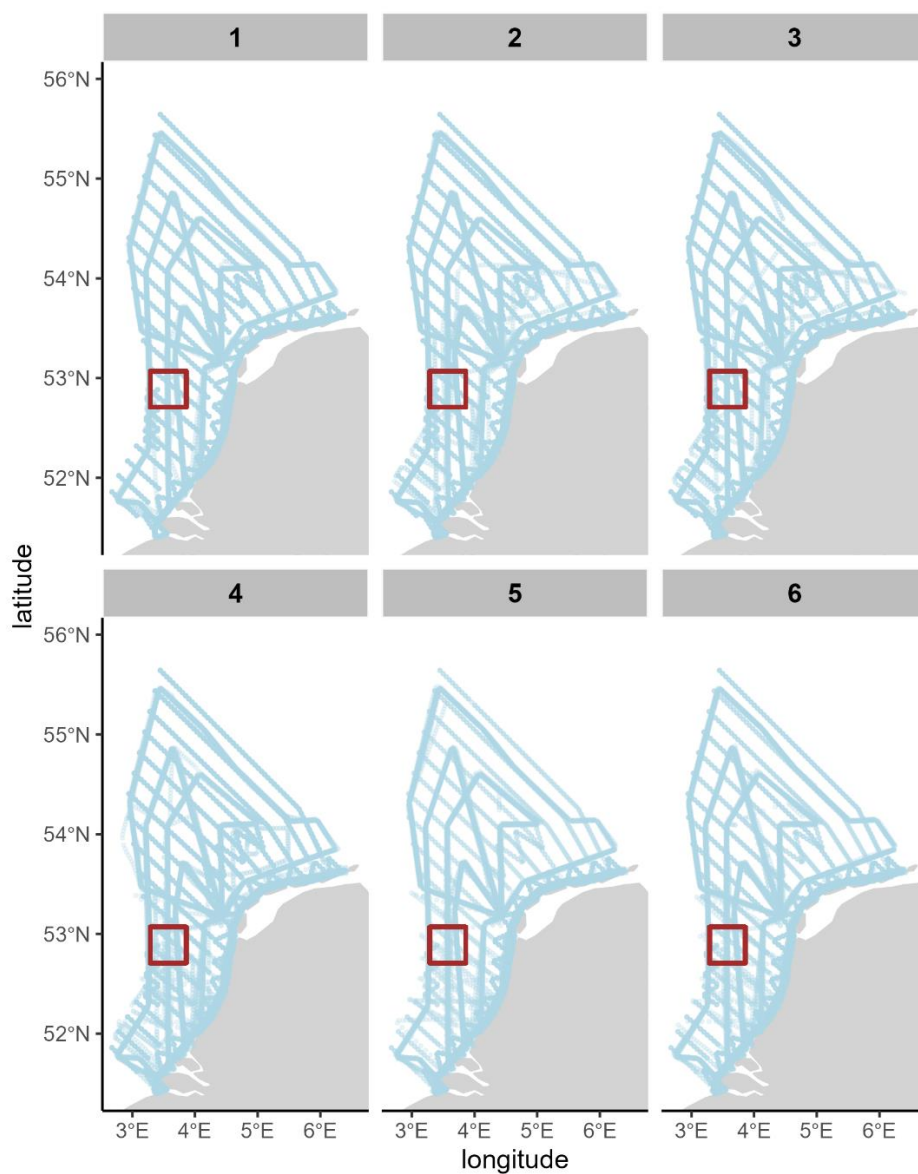
Een aantal van de soorten die in KEC 4.0 zijn behandeld komen niet of nauwelijks voor ter hoogte van IJmuiden (dichtheden 0 of nagenoeg 0). Voor de soorten: roodkeelduiker/parelduiker, aalscholver, eidereend, zwarte zee-eend, kleine jager, grote jager, zilvermeeuw, grote stern, Noordse stern/visdief en papegaaiduiker is habitatverlies door IJmuiden Ver geen significant probleem. Voor de zekerheid is ook nog nagegaan of dit ook geldt voor een negental aanvullende soorten zeevogels (tabel 6.9), omdat niet a priori kon worden uitgesloten dat ze soms in het gebied voorkomen. NB: in KEC 4.0 zijn deze soorten beoordeeld als voorkomend in dermate lage dichtheden dat een zinnige berekening op basis van een vlak (NCP)-dekkende intrapolatie van MWTL gegevens van aantallen slachtoffers niet mogelijk was. Er is daarom voor deze soorten voor een andere aanpak gekozen om een inschatting te kunnen maken van hun aanwezigheid in de omgeving van IJmuiden Ver. Deze 'omgeving' is gedefinieerd als een rechthoek tussen de coördinaten:

- X: 520.000-556.000;
- Y: 5.840.000-5.880.000.

Het hele windpark IJmuiden Ver valt binnen deze rechthoek¹. De dekking van tellingen per vliegtuig (MWTL, periode 19-02-2000 tot 07-07-2020) is weergegeven in afbeelding 6.14. Deze dekking beschouwen we als adequaat om een uitspraak te doen over het voorkomen van zeldzamere zeevogels in het gebied van IJmuiden Ver.

¹ <https://offshorewind.rvo.nl/cms/view/5c06ac88-c12f-4903-89f3-27d66937b7e9/general-information-ijmuiden-ver> en https://offshorewind.rvo.nl/file/download/d467330e-fdf2-4597-9f9f-976b287df24f/1617018289ijv_20210302rh_rvo_s_en_mpk.pdf

Afbeelding 6.14 De rechthoek (rode polygoon) die is gebuikt om het voorkomen van zeldzame zeevogels in te schatten in het zeegebied rond IJmuiden Ver. De blauwe lijnen geven de gevlogen transecten voor de MWTL zeevogelsurveys



Binnen de gekozen driehoek was de totale waarnemingsinspanning (over de hele periode) 1506.69 km². Per periode van twee maanden (Rijkswaterstaat 'seizoenen', van Aug/Sep tot en met Jun-Jul) staat de totale waarnemingsinspanning in tabel 6.8.

Tabel 6.8 Totale MWTL waarnemingsinspanning binnen de studie-rechthoek rond IJmuiden Ver, 19 februari 2000 tot 7 juli 2020, per twee maanden. * Gecorrigeerd voor 'effective strip width', die voor kleinere, minder goed zichtbare soorten minder breed is dan voor grote zeevogels. Hier gebruiken we de gemiddelde EFS voor zeldzame soorten, zie Soudijn *et al.*, (2022)

Seizoen	km ² bekeken*
aug-sep	248.82
okt-nov	301.18
dec-jan	322.24
feb-mrt	272.02
apr-mei	174.42
jun-jul	188.01

Tabel 6.9 geeft het totaal aantal waargenomen individuen van de 'zeldzame zeevogels', binnen de gekozen rechthoek rond IJmuiden Ver, in de MWTL database.

Tabel 6.9 Totale aantallen zeldzame zeevogels die door de MWTL tellers zijn opgemerkt binnen de gekozen rechthoek rond IJmuiden Ver, tussen 19 februari 2000 en 7 juli 2020

Vogelsoort	Euring code(s)	Aug-Sep	Okt-Nov	Dec-Jan	Feb-Mrt	Apr-Mei	Jun-Jul
grote zee-eend	2150	0	2	0	0	0	0
kokmeeuw	5820	0	3	0	13	0	1
stormmeeuw	5900	0	5	25	15	2	1
dwergstern	6240	0	0	0	0	0	0
zwarte stern	6270	0	0	0	0	0	0
kleine alk	6470	0	4	4	3	0	0

Aangenomen wordt dat, bij minder dan 30 waargenomen individuen per tweemaandelijke periode over een periode van ruim 20 jaar vliegtuigtellingen, de impact van IJmuiden Ver kavel IV op deze soorten verwaarloosbaar klein zal zijn. Significant negatieve effecten kunnen worden uitgesloten.

Natura 2000-gebied Bruine Bank

Voor habitatverlies geldt hetzelfde voor de instandhoudingsdoelstellingen van de Bruine Bank als bij mortaliteit door aanvaringen, het is complex om te bepalen welk aandeel slachtoffers deel uitmaakt van de 'Bruine Bank populatie'. Cumulatieve effecten zijn in het KEC 4.0 uitgesloten en de aantallen slachtoffers door habitatverlies van IJmuiden Ver kavel IV zijn erg laag. Significante effecten op de instandhoudingsdoelstellingen kunnen worden uitgesloten.

6.2.2 Trekvogels

Mortaliteit door aanvaringen

Aanvullend op de hiervoor beschreven zeevogels is de mortaliteit berekend voor acht soorten trekvogels uit het KEC 4.0 (Potiek, Leemans, et al., 2022) en zes families of soortgroepen met migrerende soorten die relevant zijn in het kader van deze beoordeling (tabel 6.10). Bij de laatste categorie zijn de zangvogels verdeeld in 's nachts versus overdag trekkende soorten. Met uitzondering van spreeuw kan geen onderscheid gemaakt worden tussen de afzonderlijke soorten, waardoor een toetsing op soortniveau niet mogelijk is. Wel kan in kwalitatieve zin worden aangegeven op welke soorten de mortaliteit in deze groepen vooral betrekking heeft. Voor de berekening is uitgegaan van de flyway populatie (Potiek, Leemans, et al., 2022).

Tabel 6.10 Gemiddelde mortaliteit per jaar plus standaarddeviatie (SD) voor trekvogels, gebaseerd op 10.000 modelsimulaties per soort(groep)

Soort	Alternatief B (67 x 15 MW)	SD	Alternatief A (50 x 20 MW)	SD
kleine zwaan	0,6	0,0	0,5	0,0
rotgans	5,2	0,1	4,6	0,1
bergeend	3,8	0,7	3,4	0,6
wulp	5,6	0,6	5,0	0,5
kanoet	10,4	0,3	9,2	0,3
rosse grutto	5,9	0,7	5,3	0,6
zwarte stern	0,5	0,0	0,4	0,0
spreeuw	184,7	19,1	165,2	17,0
ganzen en zwanen	17,3	1,1	15,4	1,0
eenden	0,7	0,1	0,6	0,1
roofvogels en uilen	1,3	0,2	1,2	0,2
steltlopers	3,2	0,3	2,9	0,3
zangvogels overdag	1001,8	145,9	999,7	145,3
zangvogels 's nachts	200,5	28,9	200,5	29,0

Kleine zwaan

De mortaliteit onder doortrekkende kleine zwanen bedraagt 0,5 – 0,6 slachtoffers in respectievelijk het 20 MW scenario en het 15 MW scenario. In de berekeningen voor het KEC 4.0 wordt uitgegaan van maximaal 17.450 vogels (Potiek, Leemans, et al., 2022). De natuurlijke sterfte bedraagt 12,7 % waarmee de 1 %-norm op 22 slachtoffers per jaar uitkomt. De mortaliteit in het windpark blijft daar ruim onder. Significante effecten kunnen worden uitgesloten.

Rotgans

Er worden jaarlijks 4,6 (20 MW scenario) tot 5,2 (15 MW scenario) slachtoffers verwacht onder rotgans. In de mortaliteitsberekeningen voor het KEC 4.0 (Potiek, Leemans, et al., 2022) is gerekend met een maximum aantal doortrekkers van ruim 247.000 vogels. Met een natuurlijke sterfte van 13,2 % komt de 1 %-norm op 326 vogels per jaar. De mortaliteit in het windpark blijft daar ruim onder. Significante effecten kunnen worden uitgesloten.

Bergeend

De verwachte gemiddelde mortaliteit onder bergeend bedraagt 3,4–3,8 slachtoffers per jaar in respectievelijk het 15 MW en het 20 MW scenario. Gebaseerd op een maximum aantal vogels van ruim 300.000 genoemd in het KEC 4.0 (Potiek, Leemans, et al., 2022) en een natuurlijke sterfte van 12,7 % bedraagt de 1 %-norm 384 slachtoffers per jaar. De mortaliteit in het windpark blijft daar ruim onder. Significante effecten kunnen worden uitgesloten.

Wulp

De mortaliteit onder doortrekkende wulpen bedraagt 5,0–5,6 slachtoffers in respectievelijk het 20 MW scenario en het 15 MW scenario. In de mortaliteitsberekeningen voor het KEC 4.0 (Potiek, Leemans, et al., 2022) is gerekend met een maximum aantal doortrekkers van ruim 300.000 vogels. Met een natuurlijke sterfte van 8,8 % komt de 1 %-norm op 266 vogels per jaar. De mortaliteit in het windpark blijft daar ruim onder. Significante effecten kunnen worden uitgesloten.

Kanoet

Bij deze soort worden jaarlijks 9,2 (20 MW scenario) tot 10,4 (15 MW scenario) slachtoffers verwacht. In de mortaliteitsberekeningen voor het KEC 4.0 (Potiek, Leemans, et al., 2022) is gerekend met een maximum aantal doortrekkers van ruim 672.000 vogels en een natuurlijke sterfte van 15,8 %. De 1 %-norm bedraagt 1.062 vogels per jaar. Dit is vele malen hoger dan de mortaliteit in het windpark. Significante effecten kunnen worden uitgesloten.

Rosse grutto

De jaarlijkse mortaliteit onder doortrekkende rosse grutto's bedraagt 5,3–5,9 slachtoffers in respectievelijk het 20 MW scenario en het 15 MW scenario. In de berekeningen voor het KEC 4.0 wordt uitgegaan van circa 348.000 vogels (Potiek, Leemans, et al., 2022). De natuurlijke sterfte bedraagt 17,3 % waarmee de 1 %-norm op 600 slachtoffers per jaar uitkomt. Dit is vele malen hoger dan de mortaliteit in het windpark. Significante effecten kunnen worden uitgesloten.

Zwarte stern

De zwarte stern broedt in zoetwatermoerassen, maar komt buiten de broedtijd en op doortrek voornamelijk in mariene habitats voor. De mortaliteit onder doortrekkende zwarte sterns bedraagt 0,4–0,5 slachtoffers in respectievelijk het 20 MW scenario en het 15 MW scenario. In de mortaliteitsberekeningen voor het KEC 4.0 (Potiek, Leemans, et al., 2022) is gerekend met een maximum aantal doortrekkers van ruim 285.000 vogels. In hetzelfde document wordt een natuurlijke sterfte van 15,4 % gehanteerd waarmee de 1 %-norm op 440 vogels komt. De mortaliteit in het windpark is minimaal ten opzichte van deze norm. Significante effecten kunnen worden uitgesloten.

Spreeuw

De enige zangvogel die in het KEC 4.0 is doorgerekend is spreeuw, waaronder in het windpark 165–185 slachtoffers per jaar worden verwacht. Gebaseerd op ruim 18.500.000 doortrekkers in het najaar (Potiek, Leemans, et al., 2022) en een natuurlijke sterfte van 39,3 % bedraagt de 1 %-norm 72.710 slachtoffers per jaar. Dit is vele malen hoger dan de mortaliteit in het windpark. Significante effecten kunnen worden uitgesloten.

Op het niveau van soortgroep worden lage aantallen slachtoffers verwacht bij eenden (<1 slachtoffer per jaar), roofvogels en uilen (ruim één slachtoffer per jaar) en steltlopers (circa drie slachtoffers per jaar). De mortaliteit onder ganzen en zwanen is hoger, circa 15–17 slachtoffers per jaar. Deze slachtoffers hebben mogelijk betrekking op soorten als kolgans en rotgans. Onder 's nachts trekkende zangvogels worden circa 200 slachtoffers per jaar verwacht. Dit zijn waarschijnlijk met name lijsters als merel, zanglijster en koperwiek, die tijdens het trekseizoen in hoge aantallen doortrekken. De hoogste mortaliteit wordt verwacht onder overdag trekkende zangvogels met circa 1.000 slachtoffers per jaar. Deze mortaliteit heeft betrekking op spreeuw (zie hiervoor) en een breed scala aan andere overdag trekkende zangvogels als graspieper, vinken en dergelijke.

Barrièrewerking

In potentie kan barrièrewerking onder trekvogels optreden, maar de afstand van omvliegen is minimaal in verhouding tot de totale trekroute. Significante effecten kunnen worden uitgesloten.

6.2.3 Broedvogels uit Natura 2000-gebieden

Aanvaringen

Zoals beschreven in paragraaf 6.2 is alleen de kleine mantelmeeuw relevant als kwalificerende broedvogel van de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee. Voor de overige broedvogelsoorten van deze Natura 2000-gebieden ligt het windpark ver buiten hun actieradius. Ook voor de kleine mantelmeeuw geldt dat slechts een klein deel zeer lange foerageervluchten onderneemt.

Camphuysen (1995) heeft berekend dat de dichtheid aan kleine mantelmeeuwen op zee afneemt met ongeveer 3 % per km van de broedkolonie. Ook zijn het vooral juveniele vogels die zeer lange vluchten op zee maken; het percentage adulte vogels op afstanden > 100 km bedraagt circa. 57 % (Camphuysen, 1995). Al met al is de kans dat een aanvaringsslachtoffer onder kleine mantelmeeuw in windpark IJmuiden-Ver betrekking heeft op een broedende adulte vogel uit één van de broedkolonies in de genoemde Natura 2000-gebieden vrij klein.

De mortaliteit onder kleine mantelmeeuw voor kavel IV bedraagt 5,8 (SD=3,0) slachtoffers in het 20 MW scenario en 6,9 (SD=3,6) slachtoffers in het 15 MW scenario. Uitgaande van 43 % adulte vogels komt dit neer op 2,5 tot 3,0 slachtoffers onder volwassen kleine mantelmeeuwen in beide scenario's. Onder de aanname dat deze slachtoffers evenredig kunnen worden verdeeld over de drie Natura 2000-gebieden, is de mortaliteit hooguit één adult slachtoffer per gebied per jaar. Daar komt bij dat een deel van de sterfte in het vroege voorjaar en late najaar plaatsvindt, en waarschijnlijk betrekking heeft op doortrekkende vogels die niet aan één van deze Natura 2000-gebieden zijn gebonden. Samenvattend heeft slechts een klein deel van de slachtoffers betrekking op de broedkolonies in de betreffende Natura 2000-gebieden; minder dan één adulte vogel per gebied per jaar.

De 1 %-norm voor kleine mantelmeeuw voor de drie relevante Natura 2000-gebieden is gegeven in tabel 6.11. De data met betrekking tot populatiegrootte per Natura 2000-gebied zijn afkomstig van Sovon (<https://stats.sovon.nl/stats/gebieden/>) en tonen het gemiddelde aantal broedparen in de jaren 2016 t/m 2020. Bij de berekening van de 1 %-norm is simpelweg het aantal broedparen vermenigvuldigd met twee om tot het aantal adulte individuen te komen. Uit tabel 6.11 blijkt dat de 1 %-norm voor alle drie gebieden vele malen hoger ligt dan de verwachte mortaliteit als gevolg van kavel IV. Significante negatieve effecten op de instandhoudingsdoelen van kleine mantelmeeuw in de drie relevante Natura 2000-gebieden kunnen daarmee worden uitgesloten.

Tabel 6.11 De 1 %-norm voor kleine mantelmeeuw voor de drie relevante Natura 2000-gebieden

Natura 2000-gebied	Broedparen	Nat. mort.	1 %-norm
Duinen Vlieland	3.359	0,086	5,8
Duinen Lage Land Texel	7.996	0,086	13,8
Waddenzee	17.207	0,086	29,6

Habitatverlies

Kleine mantelmeeuwen kunnen foerageervluchten tot > 100 km vanuit hun kolonies ondernemen (Camphuysen, 1995, 2011, 2013), waardoor een aantal van de meest verre vliegers het windpark zouden kunnen bereiken. Voor alle andere Nederlandse (en Britse, Belgische en Duitse) broedvogels geldt dat windpark IJmuiden Ver buiten hun foerageerrange ligt. De kleine mantelmeeuw geldt als kwalificerende broedvogel voor de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee.

Deze gebieden liggen op minder dan 100 km van het windpark. Daarnaast broedt de soort ook op kleinere afstanden, bijvoorbeeld in de haven van IJmuiden, waar vogels zijn uitgerust met GPS trackers, zodat hun foerageertochten in beeld zijn gebracht (Cottaar *et al.*, 2022) net als voor vogels van Texel (Camphuysen, 2011). Voor vogels, uitgerust met GPS trackers in zowel IJmuiden als Texel geldt, dat IJmuiden Ver aan de uiterste grens ligt van hun foerageerrange: habitat voor deze meeuwen zal dus verwaarloosbaar klein zijn.

Als een broedende kleine mantelmeeuw het windpark zou bereiken, is de kans het grootst dat deze uit de meest nabijgelegen kolonie komt, die in de havenmond van IJmuiden. Dit is echter geen Natura 2000-gebied, al is de soort wel beschermd. De drie relevante, kwalificerende Natura 2000-gebieden voor de kleine mantelmeeuw als broedvogel zijn Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee. GPS tracks hebben echter uitgewezen dat broedvogels uit deze kolonies meestal dwars voor hun broedeiland foerageren, en nauwelijks verder zuidelijk. Vogels van Vlieland worden hier verdrongen door die van Texel (Ens *et al.*, 2009), en deze weer door de vogels van IJmuiden (Camphuysen, 2011; Cottaar *et al.*, 2022). Bovendien geldt, dat de dichtheid van kleine mantelmeeuwen op zee afneemt met ongeveer 3 % per km van de broedkolonie, waardoor er ter hoogte van IJmuiden Ver nog nauwelijks vogels overblijven die deze locatie vanaf hun nest zullen bereiken (Camphuysen, 1995). Hierdoor is habitatverlies voor broedende kleine mantelmeeuwen door de aanleg van windpark IJmuiden Ver zeer gering, en zullen vogels die het mogelijk betreft, vooral afkomstig zijn van de kolonie van IJmuiden, buiten Natura 2000-gebied.

In Kavel IV van windpark IJmuiden Ver mogen in de maanden van het broedseizoen (april-juli) gemiddeld 52 kleine mantelmeeuwen worden verwacht. Op deze afstand tot de kust zal echter de meerderheid (~60 %) van de vogels hier geen broedvogel zijn, dus zijn slechts circa 20 vogels potentieel broedvogels (40 % van 52 vogels). Bij 100 % vermijding van het windpark en, als gevolg daarvan, 10 % sterfte, zullen er voor kavel IV jaarlijks twee broedvogels sterven door habitatverlies (*worst-case scenario*). Wanneer deze twee vogels afkomstig zijn uit de meest nabijgelegen kolonie (IJmuiden), worden er geen Natura 2000 doelstellingen geschonden. Zouden ze beiden afkomstig zijn van Texel, wat gezien de grotere afstand en de verdringing van Texelse meeuwen door die uit IJmuiden zeer onwaarschijnlijk is, dan nog blijft deze *worst-case* sterfte door habitatverlies ruim onder de 1 %-norm. Voor de nog verder weg gelegen kolonies van Vlieland en nog verder in de Waddenzee geldt dit nog sterker. Significante negatieve effecten op de instandhoudingsdoelen van kleine mantelmeeuw in de drie relevante Natura 2000-gebieden kunnen daarmee worden uitgesloten.

De 1 %-norm voor kleine mantelmeeuw voor de drie relevante Natura 2000-gebieden en voor de kolonie in IJmuiden is gegeven in tabel 6.12 onder de aanname van een natuurlijke mortaliteit van 0,086 ((Sovon: (<https://stats.sovon.nl/stats/gebieden>) (<https://stats.sovon.nl/stats/gebieden/>) en (Cottaar *et al.*, 2022)). De kolonie Fort eiland ligt niet in een Natura 2000-gebied, waardoor voor deze kolonie deze normstelling eigenlijk niet geldt.

Tabel 6.12 De 1 %-norm voor kleine mantelmeeuw voor de drie relevante Natura 2000-gebieden en voor de kolonie in IJmuiden

Natura 2000-gebied	Aantal broedvogels	1 %-norm
Waddenzee	34.414	29,6
duinen Vlieland	6.718	5,8
duinen Lage Land Texel	15.992	13,8
IJmuiden Fort Eiland	circa. 2.400	(2,1)*

6.3 Zeezoogdieren

6.3.1 Instandhoudingsdoelstellingen

Met uitzondering van de Vogelrichtlijngebieden Friese Front en Bruine Bank gelden in alle marien-estuariene Nederlandse Natura 2000-gebieden (ontwerp)instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden (tabel 6.13).

Tabel 6.13 Instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvis, gewone zeehond en grijze zeehond in Nederlandse Natura 2000-gebieden. = behoud omvang/kwaliteit leefgebied; > : verbetering kwaliteit leefgebied

N2000-gebied	Bruinvis		Gewone zeehond		Grijze zeehond	
	Omvang	Kwaliteit	Omvang	Kwaliteit	Omvang	Kwaliteit
Waddenzee	=*	=*	=	=	=	=
Noordzeekustzone	=	>	=	=	=	=
Voordelta	=*	>*	=	>	=	=
Vlakte van de Raan	=	=	=	=	=	=
Oosterschelde	=*	=*	=	>	=*	=*
Westerschelde en Saeftinghe	=*	=*	=	>	=*	=*
Klaverbank	=	=	=	=	=	=
Doggersbank	=	=	=	=	=	=

* Doel is vastgelegd in ontwerp wijzigingsbesluit van 5 maart 2018, maar nog niet definitief vastgesteld.

Effecten van de aanleg en exploitatie van de kavel IV van windenergiegebied IJmuiden Ver zijn alleen tijdens de aanlegfase van een dergelijke 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 voor de windturbines via zogenaamde externe werking. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in:

- **directe externe werking:** het geluid beïnvloedt de kwaliteit van het leefgebied van de dieren waarvoor in het Natura 2000-gebied instandhoudingsdoelstellingen gelden en;
- **indirecte externe werking:** de invloed van het geluid op dieren buiten het betreffende Natura 2000-gebied moet deels worden toegerekend aan dit Natura2000-gebied (bijvoorbeeld als de foerageerfunctie buiten het Natura2000-gebied zodanig negatief zou worden beïnvloed dat dit niet verenigbaar is met de gestelde doelen voor het Natura 2000-gebied).

Deze paragraaf bevat de toetsing van de effecten van onderwatergeluid op bruinvissen en zeehonden aan de instandhoudingsdoelstellingen van de in tabel 6.13 weergegeven Natura 2000-gebieden. Een gedetailleerde beschrijving van de manier waarop de geluidsberekeningen zijn uitgevoerd, de verstoringdagen zijn berekend en welke aannames zijn gedaan wordt verwezen naar bijlage III.

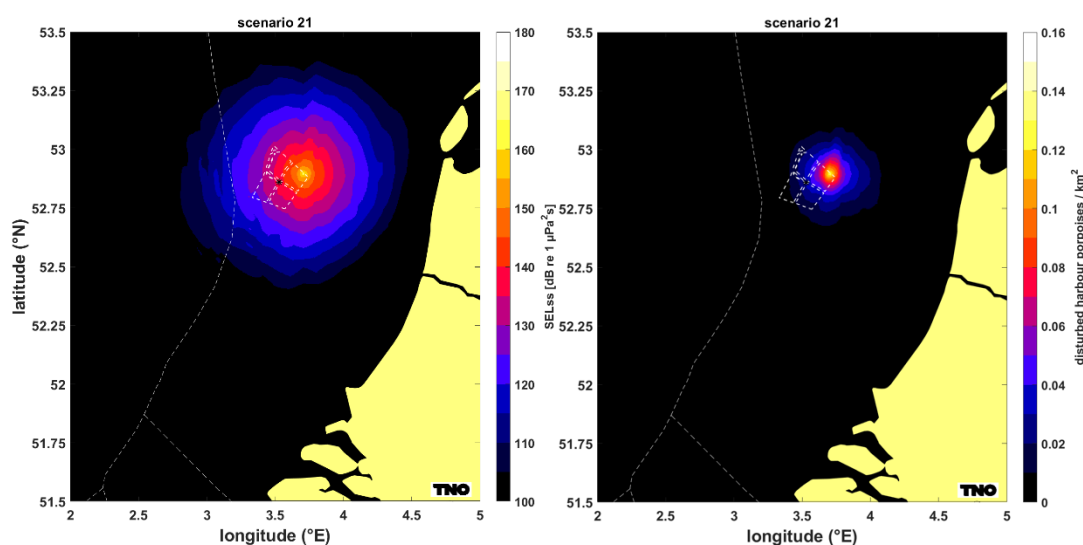
6.3.2 Bruinvis

Effecten van heigeluid op het gedrag van bruinvissen

Om een indruk te krijgen van de invloed van de locatie binnen kavel IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver op de effecten van heigeluid zijn voor een viertal representatieve paalposities berekeningen uitgevoerd. De resultaten hiervan zijn afgezet tegen de resultaten van de berekeningen die in het kader van het KEC 4.0 op een centraal gelegen locatie voor het hele windenergiegebied IJmuiden Ver zijn uitgevoerd (4 kavels). In afbeelding 6.15 is als voorbeeld de door TNO berekende verdeling weergegeven van het voor bruinvissen

relevante geluid tijdens het heien voor de constructie van een windturbine van 15 MW (Alternatief B) op het diepste punt van kavel III in het windenergiegebied IJmuiden Ver. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan dat een 'soft start' procedure¹ wordt toegepast en dat een limiet aan het maximaal te produceren geluidniveau is gesteld. Er is uitgegaan van een breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie van $SEL_{SS} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$ en van $SEL_{SS} = 164$ dB re $1 \mu Pa^2s$. Tijdens het heien onder deze voorwaarde ontstaat voor bruinvissen een verstoord gebied per kavel en per fundering (zie tabel 6.14). Het rechterpaneel van afbeelding 6.15 toont het aantal op een heidag verstoorde bruinvissen per km² in kavel III als voorbeeld. Voor het scenario dat in deze afbeelding is getoond (hamerenergie 4.000 kJ op het diepste punt in kavel III), is berekend dat op een heidag 477-556 bruinvissen worden verstoord in kavel IV. Zie voor alle getallen tabel 6.14 en tabel 6.15.

Afbeelding 6.15 Voorbeeld van de berekende verdeling van SEL_{SS} (ongewogen, breedband) bij heien met toepassing van een geluidsnorm van $SEL_{SS} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$ (750 m) voor een heiscenario op het diepste punt in kavel III (voor het heien van één fundering voor een 15 MW turbine) van windenergiegebied IJmuiden Ver (links) en het aantal verstoorde bruinvissen per km² als gevolg van heien op deze locatie (rechts)



Tabel 6.14 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van kavel IV in het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens Alternatief 1 (67 funderingen van 15 MW) voor bruinvissen*.

Alternatief 1 (67 turbines)	Kavel IV	Locatie KEC 4.0
oppervlak verstoord gebied (km²)		
monopaalfundering	567 – 606	626
verstoorde bruinvissen per heidag (n)		
monopaalfundering	497 – 556	596
dierversoringsdagen (1.000-tallen)		
monopaalfundering 160dB	33,3 – 37,3	39,9
monopaalfundering 164 dB**	54,4 – 62,5	64,5

* De voor de kavel weergegeven bandbreedte is gebaseerd op berekeningen voor twee locaties binnen één kavel (zie figuur 2-2 in bijlage III). Er is van uitgegaan dat een geluidsnorm van $SEL_{SS} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$ (750 m) wordt toegepast. N.B. Eventuele permanente effecten van het heien op het gehoor (PTS) van bruinvissen zijn uit te sluiten (zie § 2.3.1 in bijlage III).

** Resultaten aanvullende berekening met geluidsnorm 164 dB

¹ De 'soft start' procedure heeft geen invloed op de totale omvang van het verstoord gebied.

Tabel 6.15 Als tabel 6.14 voor **Alternatief 2** (50 funderingen van 20 MW)

Alternatief 2 (50 turbines)	Kavel IV	Locatie KEC 4.0
oppervlak verstoord gebied (km²)		
monopaalfundering	513 – 569	598
tripodfundering	475 – 541	576
jacketfundering	475 – 536	570
verstoorde bruinvissen per heidag (n)		
monopaalfundering	451 – 524	569
tripodfundering	419 – 498	549
jacketfundering	418 – 493	543
dierverstoringsdagen (1.000-tallen)		
monopaalfundering 160dB	22,6 – 26,2	28,5
monopaalfundering 164 dB*	38,5 – 44,0	64,5
tripodfundering 160dB	20,9 – 24,9	27,5
tripodfundering 164 dB*	35,8 – 42,3	64,5
jacketfundering 160dB	20,9 – 24,7	27,1
jacketfundering 164 dB*	35,8 – 41,8	64,5

* Resultaten aanvullende berekening met geluidsnorm 164 dB.

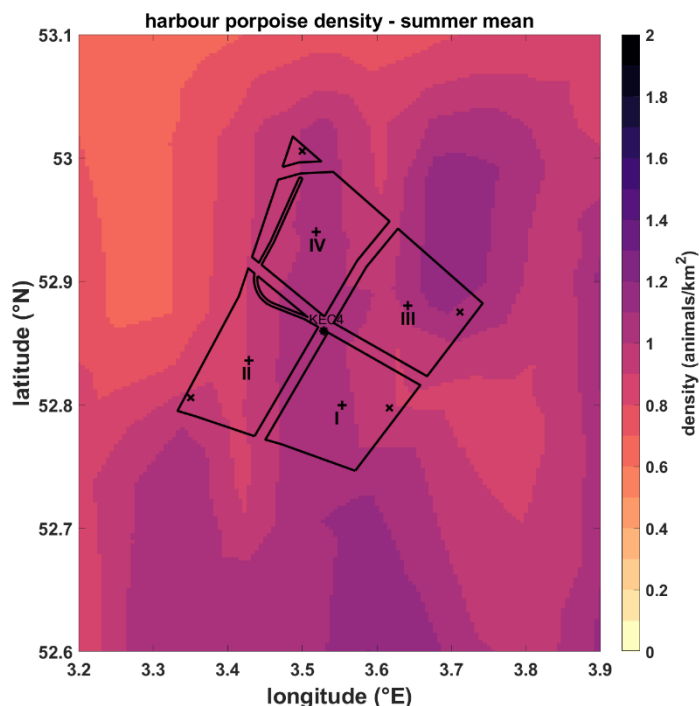
Uit de resultaten blijkt:

- de verschillen in de berekende oppervlakten verstoord gebied per geheide fundering zijn relatief klein, wat een gevolg is van de toegepaste geluidnorm van SELSS = 160 dB re 1 µPa_{2s} op 750 m;
- afgemeten aan het aantal dierverstoringsdagen verschillen de twee onderzochte alternatieven in effecten op de bruinvisspopulatie. Dit hangt vooral samen met het aantal heidagen (= aantal funderingen): de aanleg van Alternatief B (67 funderingen) leidt tot 1,4 maal zo veel dierverstoringsdagen als die van Alternatief A (50 funderingen);
- in vergelijking met het aantal dierverstoringsdagen dat het uitgangspunt vormde voor de Interim PCoD berekeningen in het KEC 4.0 zijn de berekende waarden voor kavel IV in alle gevallen vergelijkbaar of lager. Dit geldt ook voor de extra doorgerekende variant met een geluidsnorm van SELSS = 164 dB re 1 µPa_{2s} op 750 m.

Effecten van heigeluid op het gehoor van bruinvissen

Effecten op het gehoor van bruinvissen, zowel tijdelijk (TTS) als permanent (PTS) treden niet op en worden voorkomen door het toepassen van geluid reducerende maatregelen (zie § 2.3.1 en bijlage III van dit rapport).

Afbeelding 6.16 Lokale bruinvisdichtheid in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver, uit de kaart die door Gilles *et al.*, (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld



Effecten van continu geluid op het gedrag van bruinvissen

Continu geluid wordt veroorzaakt door turbines tijdens de exploitatiefase en door scheepvaart in alle uitvoeringsfasen. Bruinvissen communiceren voor een belangrijk deel door middel van geluid. Als antropogeen geluid interfereert met het geluid dat bruinvissen gebruiken en de soort hier negatieve effecten van ondervindt wordt dit 'masking' genoemd (Richardson *et al.*, 2013). Dit kan optreden als er geluid met een frequentie wordt geproduceerd dat in het gehoorbereik van de soort ligt en bovendien met een dusdanig hoog geluidsniveau wordt geproduceerd dat het geluid van het organisme overstemd wordt.

Continu geluid van operationele windturbines is in het algemeen alleen van belang wanneer het omgevingsgeluid van wind en scheepvaart heel laag is (Tougaard *et al.*, 2020). Significante effecten van onderwatergeluid door windturbines kunnen worden uitgesloten.

Tijdens de aanlegfase is het geluid van het heien leidend en zullen de bruinvissen het plangebied mijden. Er kan dus met name tijdens de operationele fase van het windpark een verstoring optreden van het geluid van schepen voor onderhoud. Het gaat dan met name om het gebied waar normaal gesproken weinig schepen komen, zoals in het plangebied zelf.

In een recente studie werd gerapporteerd dat scheepsgeluid bij bruinvissen tot verstoringafstanden van circa 4 km kan leiden (Benhemma-Le Gall *et al.*, 2021). Dit zou kunnen leiden tot een groot verstoord gebied. In onderzoek is echter aangetoond dat er tijdens de operationele fase van windpark OWEZ meer bruinvissen aanwezig waren dan vóór de bouw van het windpark (Scheidat *et al.*, 2012). De meest waarschijnlijke reden daarvoor is de aanwezigheid van meer prooivissen, volgens dit rapport. Het is niet waarschijnlijk dat de toename van schepen voor onderhoud een significant effect heeft op de populatie bruinvissen.

Conclusie bruinvis

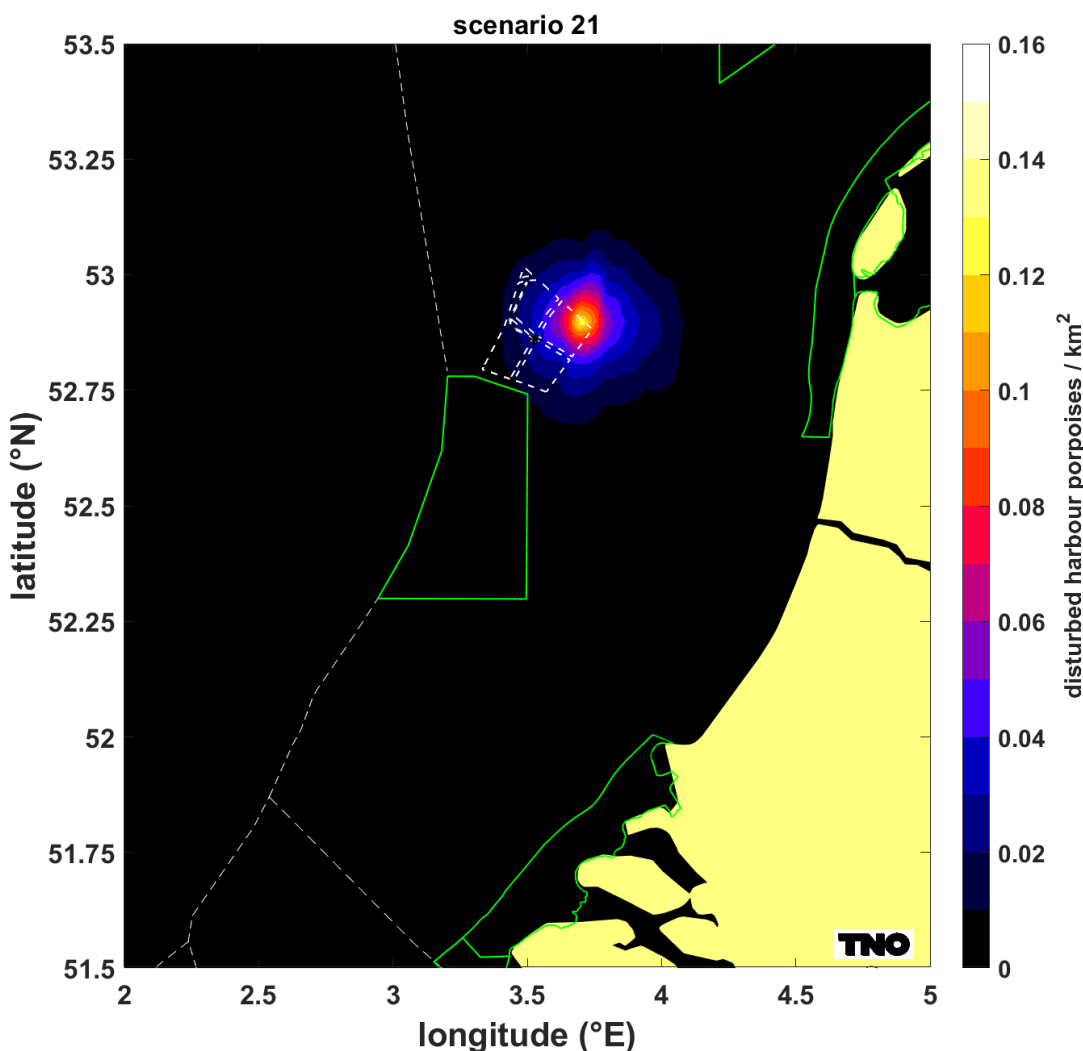
Een negatieve invloed van impulsgeluid tijdens de constructie van windturbines in kavel IV van windenergiegebied IJmuiden Ver op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden is uit te sluiten. De verstoringcontouren overlappen namelijk niet met de Natura 2000-gebieden (afbeelding 6.17). Er is dus **geen sprake van directe externe werking**.

Uit de gepresenteerde resultaten blijkt dat voor de onderzochte scenario's is uit te sluiten dat het aantal bruinvisverstoringdagen door de constructie van turbinefunderingen in kavel IV boven het aantal uitkomt dat voor het windenergiegebied IJmuiden Ver in het KEC 4.0 is berekend. In alle gevallen is het aantal bruinvisverstoringdagen vergelijkbaar of lager. Hierbij is er net als in het KEC 4.0 van uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heillocatie wordt gesteld van $SEL_{SS} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$. Onder deze voorwaarde is voor het KEC 4.0 berekend dat significante gevolgen van de aanleg van windparken in de periode 2016–2030 (inclusief versnelde aanleg van 10–16 GW) zijn uit te sluiten. Dit geldt ook voor de extra variant met een geluidsniveau van $SEL_{SS} = 164$ dB re $1 \mu Pa^2s$. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via **indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten**.

Indirecte effecten op zeezoogdieren als gevolg van effecten op de populatieomvang van vissen (als stapelvoedsel voor zeezoogdieren) kunnen ook worden uitgesloten. Door de geringere gevoeligheid van vissen voor geluidverstoring, de tijdelijkheid ervan, het lokale karakter en het grote verspreidingsgebied van de aanwezige soorten is uit te sluiten dat de Noordzeepopulatie negatief wordt beïnvloed. Dit betekent ook dat een negatieve invloed op de beschikbaarheid van voedsel voor dieren hoger in de voedselketen (vogels en zeezoogdieren) is uit te sluiten.

Het directe effect van scheepvaart en het geluid van turbines (continu geluid) tijdens de exploitatiefase kan worden uitgesloten.

Afbeelding 6.17 Verstoringcontour voor bruinvissen door heien op de dichtst bij de Nederlandse kust gelegen rekenlocaties (in kavel III als voorbeeld) voor de constructie van windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver in relatie tot Natura 2000-gebieden. N.B. het nabijgelegen Natura 2000-gebied Bruine Bank is aangewezen als Vogelrichtlijngebied (voor en zestal vogelsoorten, scenario 21 is een monopile op het diepste punt in kavel III, zie bijlage III van dit rapport)



6.3.3 Zeehonden

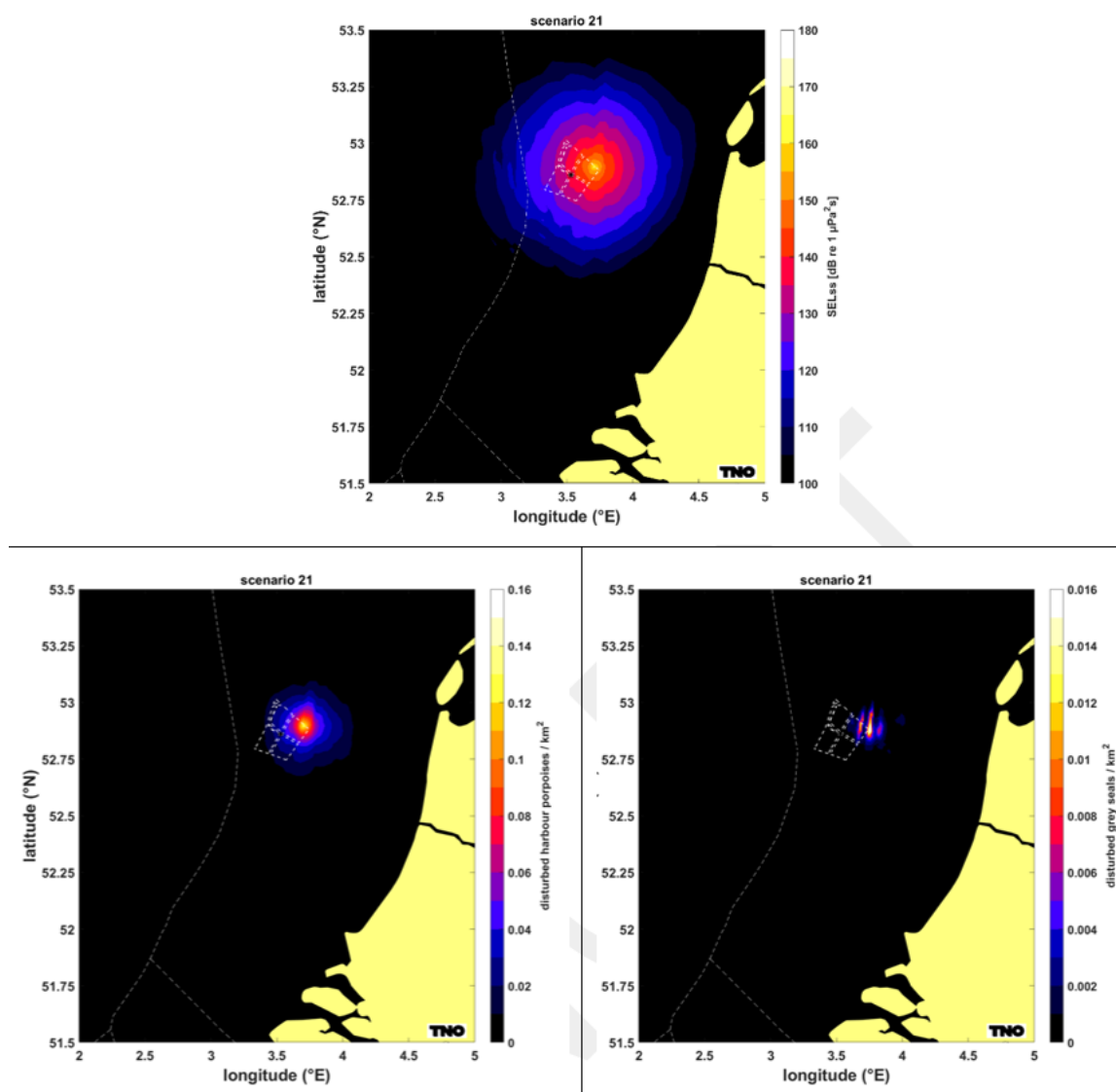
Effecten op het gedrag van zeehonden

In afbeelding 6.18 is de door TNO berekende verdeling van het voor gewone en grijze zeehonden relevante geluid tijdens het heien voor de constructie van windturbines op het diepste punt van kavel III in het windenergiegebied IJmuiden Ver weergegeven. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan, dat een 'soft start' procedure¹ wordt toegepast en dat een limiet aan het maximaal te produceren geluidniveau is gesteld. Er is uitgegaan van een breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie van $SEL_{SS} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$. Tijdens het heien onder deze voorwaarde ontstaat voor zeehonden een verstoord gebied (zie tabel 6.16 en 6.17). De onderste panelen van afbeelding 6.18 tonen het aantal op een heidag verstoorde gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) per km^2 . Voor het scenario dat in deze afbeelding is getoond (hamerenergie 4.000 kJ op het diepste punt in kavel III als voorbeeld), is berekend dat op een heidag gemiddeld 10 gewone zeehonden en 16 grijze zeehonden worden verstoord.

¹ De 'soft start' procedure heeft geen invloed op de totale omvang van het verstoord gebied.

Voor bruinvissen is een extra variant doorgerekend met $SEL_{SS} = 164$ dB re $1 \mu Pa^2s$, dit is voor zeehonden niet gedaan. Voor zeehonden werden in het KEC 4.0 veel kleinere effecten berekend en werden bij de hogere geluidsnorm van 168 dB al geen noemenswaardige effecten op de populatie berekend. Dit is een gevolg van het feit dat de kans dat zeehonden worden verstoord in de meeste gebieden vanwege de lage dichtheid heel klein is. Er kan daarom van worden uitgegaan dat de effecten op de bruinvispopulatie maatgevend zijn bij het beoordelen van de gevolgen van het toepassen van verschillende geluidsnormen.

Afbeelding 6.18 Voorbeeld van de berekende verdeling van SEL_{SS} (ongewogen, breedband) bij heien met toepassing van een geluidsnorm van $SEL_{SS} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$ (750 m) voor een heiscenario op het diepste punt in kavel III van windenergiegebied IJmuiden Ver (boven) en het aantal verstoorde gewone zeehonden (linksonder) en grijze zeehonden (rechtsonder) per km^2 als gevolg van heien op deze locatie



De resultaten van de berekening van de effecten van heigeluid op gewone en grijze zeehonden bij het heien van funderingen voor windturbines in kavel IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver voor twee alternatieve opstellingen zijn opgenomen in tabel 6.16 en tabel 6.17. Afhankelijk van de periode in het jaar kunnen 3–28 gewone zeehonden en 6–12 grijze zeehonden tijdens het heien worden verstoord in kavel IV bij Alternatief 2 (tabel 6.17).

Tabel 6.16 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van kavel IV in het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens
Alternatief 1 (67 funderingen van 15 MW) voor gewone zeehonden en grijze zeehonden

Alternatief 1 (67 turbines)	Kavel IV	Locatie KEC 4.0
oppervlak verstoord gebied (km²)		
monopaalfundering	218 – 234	240
Gewone zeehonden		
verstoorde dieren per heidag (n)		
monopaalfundering	3 – 31 (10)	3 – 31 (10)
dierversoringsdagen (100-tallen)		
monopaalfundering	6,6	6,6
monopaalfundering met geluidnorm SEL _{ss} = 168 dB re 1 µPa ² s (750 m)		10,5
Grijze zeehonden		
verstoorde dieren per heidag (n)		
monopaalfundering	7 – 13 (8 – 9)	8 – 16 (10)
dierversoringsdagen (100-tallen)		
monopaalfundering	6,6	7,0
monopaalfundering met geluidnorm SEL _{ss} = 168 dB re 1 µPa ² s (750 m)		11,3

* De voor de kavel weergegeven bandbreedte is gebaseerd op berekeningen voor twee locaties binnen één kavel (zie figuur 2-2 in bijlage III) en de maandelijkse variatie in de dichtheid van zeehonden (gemiddelde waarden tussen haakjes). Er is van uitgegaan dat een geluidnorm van SEL_{ss} = 160 dB re 1 • Pa²s (750 m) wordt toegepast. N.B. Eventuele permanente effecten van het heien op het gehoor (PTS) van zeehonden zijn uit te sluiten (zie § 2.3.1 in bijlage III).

Tabel 6.17 Als tabel 6.16 voor **Alternatief 2** (50 funderingen van 20 MW)

Alternatief 2 (50 turbines)	Kavel IV	Locatie KEC 4.0
oppervlak verstoord gebied (km²)		
monopaalfundering	185 – 208	217
tripodfundering	167 – 193	203
jacketfundering	169 – 192	202
Gewone zeehonden		
verstoorde dieren per heidag (n)		
monopaalfundering	3 – 28 (8 – 9)	3 – 28 (9)
tripodfundering	3 – 25 (8)	3 – 26 (8)
jacketfundering	3 – 25 (8)	3 – 26 (8)
dierversoringsdagen (100-tallen)		
monopaalfundering	4,2 – 4,4	4,4
monopaalfundering met geluidnorm SEL _{ss} = 168 dB re 1 • Pa ² s (750 m)		10,5

Alternatief 2 (50 turbines)	Kavel IV	Locatie KEC 4.0
tripodfundering	3,8 – 4,0	4,1
jacketfundering	3,9 – 4,0	4,0
Grijze zeehonden		
verstoorde dieren per heidag (n)		
monopaalfundering	6 – 12 (7 – 8)	7 – 14 (9)
tripodfundering	5 – 11 (6 – 7)	7 – 13 (9)
jacketfundering	5 – 11 (6 – 7)	7 – 13 (9)
dierverstoringsdagen (100-tallen)		
monopaalfundering	3,4 – 4,0	4,7
monopaalfundering met geluidnorm SEL _{ss} = 168 dB re 1 µPa ² s (750 m)		11,3
tripodfundering	3,1 – 3,7	4,4
jacketfundering	3,1 – 3,7	4,3

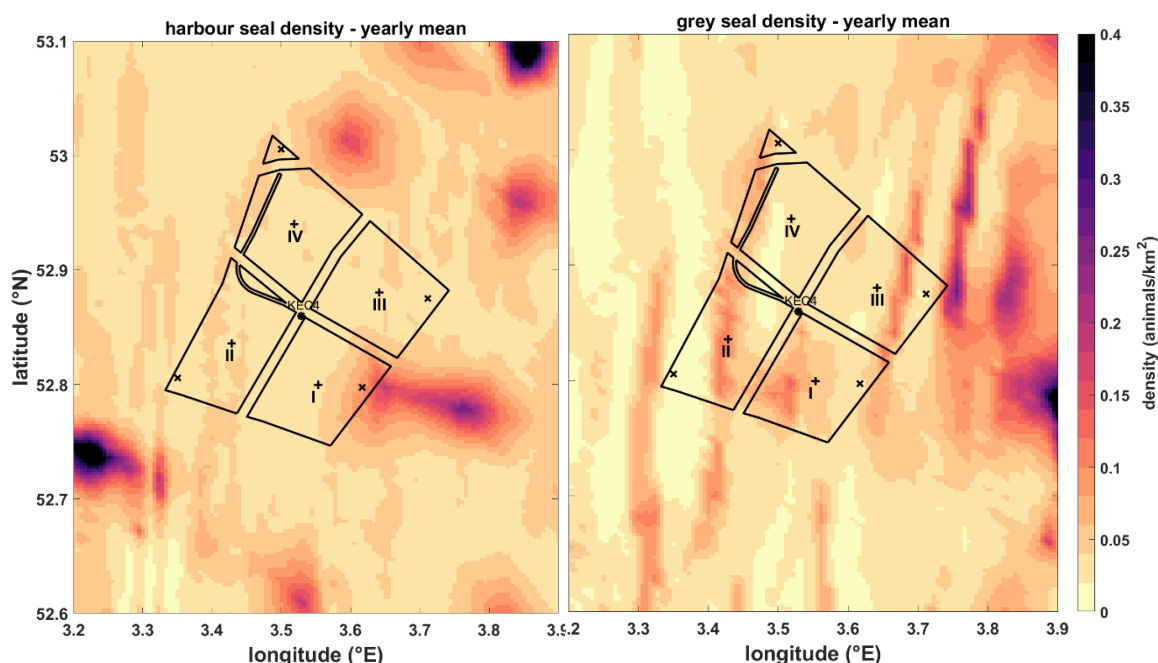
* De voor de kavel weergegeven bandbreedte is gebaseerd op berekeningen voor twee locaties binnen één kavel (zie bijlage III) en de maandelijkse variatie in de dichtheid van zeehonden (gemiddelde waarden tussen haakjes). Er is van uitgegaan dat een geluidnorm van SEL_{ss} = 160 dB re 1 µPa²s (750 m) wordt toegepast. N.B. Eventuele permanente effecten van het heien op het gehoor (PTS) van zeehonden zijn uit te sluiten (zie bijlage III).

Uit de resultaten blijkt:

- de verschillen in de berekende oppervlakten verstoord gebied zijn relatief klein, wat een gevolg is van de toegepaste geluidnorm van SEL_{ss} = 160 dB re 1 µPa²s op 750 m;
- afgezet tegen het totale aantal zeehonden op het Nederlandse deel van de Noordzee is het aantal op een heidag mogelijk beïnvloede dieren beperkt. Voor gewone zeehonden betreft het < 0,01 – 0,2 % van de populatie op het NCP en voor grijze zeehonden is dat < 0,05 – 0,2 %;
- de dichtheid van gewone en grijze zeehonden is in het windenergiegebied IJmuiden Ver laag, vanwege de relatief grote afstand tot de ligplaatsen in het waddengebied en het daarom als foerageergebied van beperkt belang is;
- afgemeten aan het aantal dierverstoringsdagen verschillen de twee onderzochte alternatieven in effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden. Dit hangt vooral samen met het aantal heidagen (= aantal funderingen): de aanleg van Alternatief 1 (67 funderingen) leidt tot 1,6 maal zo veel dierverstoringsdagen als die van Alternatief 2 (50 funderingen);
- in vergelijking met het aantal dierverstoringsdagen dat het uitgangspunt vormde voor de Interim PCoD berekeningen in het KEC 4.0 zijn de berekende waarden voor kavel IV in alle gevallen lager. Ook zijn de voor het KEC 4.0 berekende waarden aanmerkelijk hoger dan de nu berekende waarden voor de KEC 4.0 locatie. Voor het KEC 4.0 is voor zeehonden namelijk alleen een scenario doorgerekend waarbij voor het windenergiegebied IJmuiden Ver (en de 10 GW extra geïnstalleerd vermogen van de ‘versnelling’) werd uitgegaan van een geluidnorm van SEL_{ss} = 168 dB re 1 µPa²s op 750 m. In dit scenario bleek de ecologische (werk)norm¹ voor gewone en grijze zeehonden niet te worden overschreden. Het werd daarom niet zinvol geacht om voor deze windparken de berekeningen voor zeehonden nogmaals uit te voeren met de lagere geluidnorm van SEL_{ss} = 160 dB re 1 µPa²s op 750 m. Voor kavel IV zijn wel berekeningen uitgevoerd met de lagere geluidnorm van SEL_{ss} = 160 dB re 1 µPa²s, zowel voor de 4 gekozen locaties als voor de KEC 4.0 locatie.

¹ Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95 %) op minimaal 95 % van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5 % bedraagt mag niet groter zijn dan 5 % zijn).

Abbeelding 6.19 Jaargemiddelde lokale dichtheid van gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver*



* Uit de kaarten die door Aarts et al., (2021) in opdracht van Rijkswaterstaat zijn samengesteld.

Effecten op het gehoor van zeehonden

Permanente effecten op het gehoor van zeehonden (PTS) treden niet op en worden voorkomen door het opleggen van een geluidnorm, eventueel in combinatie met het inzetten van Acoustic Deterrent Devices (zie § 2.3.1 en bijlage III van dit rapport).

Conclusie gewone en grijze zeehonden

Ook voor zeehonden geldt dat het windenergiegebied IJmuiden Ver zo ver van de Natura 2000-gebieden ligt dat er geen sprake is van overlap van de verstoringcontouren met één van de gebieden. Het maximaal verstoorde en het dichtst bij de kust gelegen oppervlak is met 214 km² voor beide zeehondensoorten aanmerkelijk kleiner dan dat van bruinvissen (538 km²). Er is dus **geen sprake van directe externe werking**.

Uit de gepresenteerde resultaten blijkt dat voor de onderzochte scenario's is uit te sluiten dat voor gewone en grijze zeehonden het aantal dierverstoringsdagen door de constructie van turbinefunderingen in kavel IV boven het aantal uitkomt dat voor het windenergiegebied IJmuiden Ver in het KEC 4.0 is berekend. In alle gevallen is het aantal dierverstoringsdagen lager. Hierbij is ervan uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van $SEL_{SS} = 160$ dB re 1 μPa^2s . Voor het KEC 4.0 is, uitgaande van een hogere geluidnorm van $SEL_{SS} = 168$ dB re 1 μPa^2s , berekend dat significante gevolgen van de aanleg van windparken in de periode 2016–2030 (inclusief versnelde aanleg van 10–16 GW) voor de gewone en grijze zeehonden op het NCP zijn uit te sluiten. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de gewone en grijze zeehond in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via **indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten**.

6.4 Stikstofdepositie

AERIUS berekent de depositie tot maximaal 25 km van de bron. De kleinste afstand tussen het windenergiegebied IJmuiden Ver en het meest nabijgelegen Natura 2000-gebied (Schoorlse Duinen) bedraagt ruim 62 km. Vaarbewegingen van en naar het plangebied gaan, vanaf het bestaande doorgaande (vaar)wegennet, op in het heersende verkeersbeeld. Deposities tijdens de aanlegfase en gebruiksfase zijn daardoor niet relevant.

Significante effecten op beschermde habitattypen en soorten kunnen worden uitgesloten. Dat betekent concreet dat, binnen de kaders van de Wet natuurbescherming, kavel IV op het gebied van stikstof uitvoerbaar is. Zie Bijlage VII voor de Aerius-berekeningen.

6.5 Conclusie Passende Beoordeling

Op basis van de Passende Beoordeling in de vorige paragrafen wordt geconcludeerd dat:

- significante effecten op vogels kunnen worden uitgesloten. Voor de jan-van-gent werd de 1 %-norm overschreden door mortaliteit door aanvaringen in de oorspronkelijke berekeningen, in de aanvullende berekeningen is er geen sprake van een overschrijding van de 1 %-norm;
- significante effecten op zeezoogdieren kunnen worden uitgesloten voor alle fases van het project. Er is geen sprake van overlap van verstoringscontouren met de Natura 2000-gebieden, waardoor directe effecten kunnen worden uitgesloten. Het aantal bruinvisverstoringsdagen is vergelijkbaar met of lager dan de aantallen die zijn berekend in KEC 4.0, wat betekent dat er geen sprake is van significante gevolgen door indirecte effecten;
- significante effecten op habitattypen door stikstofdepositie kunnen worden uitgesloten voor de aanlegfase en de operationele fase.

SOORTENTOETS

7.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt beoordeeld of de werkzaamheden met betrekking tot de aanleg, exploitatie en verwijdering van windpark IJmuiden Ver kavel IV leiden tot een overtreding van een verbodsbepaling van de Wnb en of de gunstige staat van instandhouding (GSI) van een soort in het geding is. Dit wordt een Soortentoets genoemd. Uit de effectbeschrijving in Hoofdstuk 5 blijkt dat voor een aantal soorten effecten niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. Het gaat daarbij om de effecten van aanvaringen op vogels/vleermuizen en onderwatergeluid op zeezoogdieren. In de volgende paragrafen wordt nader onderzocht of er verbodsbepalingen worden overtreden en of de staat van instandhouding van soorten in gevaar is.

Wanneer in de beoordeling wordt geconcludeerd dat de staat van instandhouding van soorten in gevaar is en/of er verbodsbepalingen worden overtreden worden er mitigerende maatregelen beschreven en wordt bepaald of het effect met uitvoering van de maatregel kan worden voorkomen. Een overzicht en nadere beschrijving van de mitigerende maatregelen is opgenomen in hoofdstuk 9.

In dit hoofdstuk zijn niet alleen de effecten in het kader van de Wnb onderzocht, ook de effecten van onderwatergeluid en elektromagnetische velden op vissensoorten die worden beschermd onder OSPAR en de effecten van onderwatergeluid op de bruinvis als beschermde soort onder het ASCOBANS-verdrag zijn onderzocht.

7.2 Vogels

De volledige soortenlijst met relevante vogelsoorten, waaronder potentieel aanvaringsslachtoffers kunnen vallen, is gegeven in bijlage IV. Deze lijst is gebaseerd op de waarnemingen bij offshore platform K14 (Fijn et al., 2012). De lijst bestaat uit 86 soorten, exclusief een aantal waarnemingen die niet tot op soortniveau geïdentificeerd konden worden. Zoals ook besproken in Hoofdstuk 4.2.2. waren meeuwen veruit de belangrijkste soortgroep met bijna de helft van alle waarnemingen. Ook jan-van-gent werd relatief vaak waargenomen (20 %), gevolgd door alkachtigen (5 %). De overige soorten vormden een zeer beperkt deel van de waarnemingen.

De mortaliteit onder de meest relevante soorten (meeuwen, jan-van-gent e.d.) is berekend in de Passende Beoordeling (zie hoofdstuk 6). Hieruit blijkt dat voor de jan-van-gent sprake is van een overschrijding van de 1 %-norm in de oorspronkelijke berekeningen. In de aanvullende berekeningen is er geen sprake van een overschrijding van de 1 %-norm, waardoor een negatief effect op de staat van instandhouding kan worden uitgesloten. Er is wel sprake van overtreding van art. 3.1, lid 1 van de Wnb, omdat er meer dan 1 slachtoffer per jaar kan vallen.

Voor de kleine jager, papegaaiduiker, (roodkeel)duiker, Noordse stormvogel en aalscholver is de mortaliteit door aanvaringen nul of praktisch nul. Deze mortaliteit is dermate laag dat deze als verwaarloosbaar kan worden beschouwd, maar het kan niet worden uitgesloten dat er jaarlijks een slachtoffer valt. Voor deze soorten kan daarom overtreding van art. 3.1, lid 1 van de Wnb, gedurende de exploitatiefase van de windparken, niet worden uitgesloten.

Voor de migrerende soorten kleine zwaan, rotgans, bergeend, wulp, kanoet, rosse grutto, zwarte stern en spreeuw is geen overschrijding door de berekende mortaliteit van de 1 %-norm en zijn er geen negatieve effecten te verwachten op de staat van instandhouding door aanvaringen. Dit geldt ook op het niveau van soortgroep voor eenden, roofvogels en uilen, steltlopers, ganzen en zwanen. Doordat er wel slachtoffers te verwachten zijn is er sprake van overtreding van art. 3.1, lid 1 van de Wnb.

Voor veel trekvogels geldt dat grootschalige trekbewegingen over de Noordzee vaak op grotere hoogte plaatsvinden (zie onder andere Fijn *et al.* (2015)), buiten het bereik van de rotorbladen, waardoor deze vliegbewegingen geen risico op aanvaring lopen. Een deel vliegt echter wel op rotorhoogte, en met name tijdens ongunstige weersomstandigheden zoals harde tegenwind kunnen vogels lager gaan vliegen en daardoor ter hoogte van het windpark komen. De soorten die in hoge aantallen over de Noordzee trekken zijn vooral lijsters (merel, zanglijster, koperwiek), roodborst, spreeuw, graspieper en veldleeuwrik. Slachtoffers onder deze soorten kunnen niet worden uitgesloten. Het is niet bekend hoe groot de mortaliteit per individuele soort is; de modelberekeningen zijn gedaan op het niveau van soortgroep (zangvogels) met het onderscheid tussen overdag trekkende soorten en 's nachts trekkende soorten. Onder 's nachts trekkende zangvogels worden circa 200 slachtoffers per jaar verwacht. Dit zijn waarschijnlijk met name lijsters als merel, zanglijster en koperwiek, die tijdens het trekseizoen in hoge aantallen doortrekken (per soort honderdduizenden tot meer dan een miljoen). Dit houdt in dat ook de 1 %-norm van deze soorten zeer hoog ligt (vele honderden tot enkele duizenden). Met 200 slachtoffers voor alle soorten gezamenlijk blijft de mortaliteit in het windpark daar ruim onder. Er is daardoor geen sprake van een aantasting van de gunstige staat van instandhouding. Wel is sprake van overtreding van art. 3.1, lid 1 van de Wnb.

De hoogste mortaliteit wordt verwacht onder overdag trekkende zangvogels met circa 1.000 slachtoffers per jaar. Deze mortaliteit heeft betrekking op spreeuw (zie hiervoor) en een breed scala aan andere overdag trekkende zangvogels als graspieper, vinken e.d. Ook voor deze soorten geldt dat door de hoge aantallen doortrekkende vogels de 1 %-norm zodanig hoog ligt dat geen sprake is van een overschrijding door de mortaliteit in het windpark (zie uitwerking voor spreeuw in hoofdstuk 6). Er is daardoor geen sprake van een aantasting van de gunstige staat van instandhouding. Wel is sprake van overtreding van art. 3.1, lid 1 van de Wnb.

In bijlage IV is een lijst opgenomen van de soorten waarvoor geldt dat er een verbodsbepaling wordt overtreden.

7.3 Vleermuizen

Binnen deze beoordeling worden alleen de soorten ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis meegenomen vanwege hun verwachte aanwezigheid (zie hoofdstuk 4.3).

Ruige dwergvleermuis

Deze soort behoort tot de frequentere aanvaringsslachtoffers in West-Europese windparken, vanwege een relatief hoge vlieghoogte (tot > 100 m) en omdat dit een migrerende soort is die tijdens de trek diverse windparken kan tegenkomen. De aanvaringskans is dus relatief hoog. Het risico op aanvaringen is afhankelijk van de vliegactiviteit in het plangebied. In het kader van het KEC 1.0 (en ook toegepast in de opvolgende versies van het KEC) is het aantal aanvaringsslachtoffers geschat op 1 vleermuis per offshore windturbine per jaar voor de zuidelijke Noordzee (Rijkswaterstaat, 2015). Dit is gebaseerd op het feit dat de zee geen geschikt foerageergebied vormt, waardoor de vliegactiviteit, en daardoor ook de verwachte mortaliteit, lager is dan boven land. Voor IJmuiden Ver kavel IV zou dit neerkomen op 50 tot 67 slachtoffers per jaar voor

respectievelijk het Alternatief A en Alternatief B. Gebaseerd op de relatieve aanwezigheid van de relevante soorten (Leopold et al., 2014) is de mortaliteit per soort weergegeven in tabel 7.1.

Tabel 7.1 Mortaliteit per soort en Alternatief A en B

Soort	Procent	15 MW	20 MW
ruige dwergvleermuis	95,7 %	64,1	47,9
rosse vleermuis	2,6 %	1,7	1,3
tweekleurige vleermuis	1,2 %	0,8	0,6

De exacte aantallen ruige dwergvleermuizen in Nederland zijn niet bekend, maar de aantallen tijdens de najaarsmigratie worden geschat op 50.000 tot 100.000 dieren (BIJ12, 2017b). Hier wordt uitgegaan van een gemiddelde van 75.000 dieren. Zoals eerder aangegeven is het niet bekend hoeveel dieren over zee trekken, en deze aantallen moeten primair ter indicatie worden gezien. Op basis van de 'vleermuizengraadmeter' van het CBS en de Zoogdierverseniging lijkt sprake te zijn van een matige toename van de populatie (<https://www.cbs.nl/nl-nl/nieuws/2020/53/verwijfoudiging-vleermuizen-sinds-1986>). Gebaseerd op een natuurlijke mortaliteit van 33 % (Dietz *et al.*, 2007) komt de 1 %-norm op 248 slachtoffers per jaar. De mortaliteit in het windpark blijft daar ruim onder. Er is geen sprake van een aantasting van de gunstige staat van instandhouding.

Rosse vleermuis en tweekleurige vleermuis

De populatie rosse vleermuizen in Nederland bestaat waarschijnlijk deels uit residente dieren en deels uit migrerende dieren. De exacte aantallen die over de Noordzee trekken zijn niet bekend. De populatiegrootte van de tweekleurige vleermuis is in Nederland erg klein, waarschijnlijk in de orde grootte van 100 tot 300 dieren (van Norren et al., 2020). Vanwege de onzekerheden met betrekking tot de aantallen kan geen nauwkeurige 1 %-norm worden berekend.

7.4 Zeezoogdieren

7.4.1 Wet Natuurbescherming

Tijdens de aanleg van windturbines in kavel IV van windenergiegebied IJmuiden Ver treedt verstoring van gewone zeehonden, grijze zeehonden en bruinvissen op. Het verstoren van bruinvissen als gevolg van de constructie van een windpark kan door het bevoegd gezag worden beschouwd als een overtreding van verbodsbepalingen genoemd in artikel 3.5, lid 2 (opzettelijk verstoren) van de Wet natuurbescherming en daarmee dus ook in de Wet Windenergie op Zee (2014).

Uit de in voorgaande paragrafen opgenomen resultaten van berekeningen blijkt dat deze verstoring bij bruinvissen niet tot significante effecten op de populatie zal leiden. De GSI is niet in het geding, omdat de geluidsnormen erop zijn gericht dat door de aanleg van windparken op zee de afname van de bruinvisspopulatie met grote zekerheid (95 %) niet meer dan 5 % zal bedragen. Een effect op de GSI van de betreffende populatie kan daarmee met zekerheid worden uitgesloten.

7.4.2 ASCOBANS-verdrag

De doelstelling van het ASCOBANS-verdrag is de draagkracht van de populatie bruinvissen op minimaal 80 % te houden. Hierbij dienen ook andere activiteiten die een effect kunnen hebben op de bruinvisspopulatie in ogenschouw genomen te worden, zoals bijvangst door visserij, explosies, scheepvaart, heiwerkzaamheden voor de aanleg van windparken of boorplatforms en andere antropogene effectveroorzakers. Omdat het lastig is van al deze antropogene effectveroorzakers de effecten tezamen in te schatten, is in het KEC bepaald dat afname van meer dan 5 % van de populatie niet acceptabel is. Er wordt van uitgegaan dat de huidige populatie bruinvissen op het NCP op maximale draagkracht is (Heinis et al., 2019). Zoals in de vorige paragraaf is aangegeven dat de geluidsnormen erop zijn gericht dat door de aanleg van windparken op zee de afname van de bruinvisspopulatie met grote zekerheid (95 %) niet meer dan 5 % zal bedragen. De doelstelling van ASCOBANS komt door dit project niet in gevaar.

7.5 Bodemdieren en vissen

7.5.1 Wet Natuurbescherming

Geen van de vissoorten of bodemdieren die zijn beschermd onder de Wet Natuurbescherming komen voor in het plangebied (zie paragraaf 4.5). Een Soortentoets vanuit dit oogpunt is dan ook niet van toepassing.

7.5.2 OSPAR soorten

De OSPAR lijst van bedreigde vissen en bodemdieren bevat twee vissoorten en twee soorten roggen die in het plangebied zouden kunnen voorkomen. Vanuit het voorzorgsprincipe zijn effecten op deze soorten beschouwd, waarbij is beoordeeld in welke mate sprake is van het doden van individuen en of er sprake is van een effect op populatieniveau. Voor de overige bedreigde OSPAR vissoorten en de bodemdieren is de aanwezigheid uitgesloten (zie paragraaf 4.5). Deze zijn niet beoordeeld.

Effecten van onderwatergeluid en trillingen

Vissen zijn niet gevoeliger dan zeehonden (het niveau waarop permanente gehoorschade bij zeehonden optreedt is 186 dB, wat een stuk lager is dan de 207 dB voor mortaliteit bij vissen), maar voor de lagere frequenties van het heigeluid is er een zeker overeenkomst. Het audiogram van gevoelige vissoorten is daarom vergelijkbaar met dat van zeehonden. Voor het KEC 4.0 zijn berekeningen uitgevoerd om het risico op PTS voor bruinvissen en zeehonden in te schatten. Dat is voor twee situaties gedaan: dat de dieren gedurende het heien voor één fundering (3.000 klappen) op dezelfde plek blijven en voor de situatie dat ze wegzwemmen. Er is bij de *worst-case* berekening uitgegaan van een geluidnorm van 168 dB re 1 re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m. Ervan uitgaande dat de meest gevoelige vissoorten (met een gesloten zwemblaas) een vergelijkbare gevoeligheid hebben voor impulsgeluid als zeehonden, zou betekenen dat deze soorten als ze niet wegzwemmen op een afstand van 550 m of minder van de heillocatie een zekere, herstelbare gehoorschade kunnen oplopen. Hierbij gaat het om een oppervlak van maximaal 0,9 km² per geheide turbine. De kans is groot dat de vissen wel wegzwemmen bij de eerste klap en het beïnvloede gebied is zeer klein. Significante effecten op kabeljauw, paling, gevlekte rog en stekelrog kunnen worden uitgesloten.

Van vissen is bekend dat ze met name last hebben van laagfrequent onderwatergeluid. De ADD's die worden gebruikt tijdens de aanleg van windparken om bruinvissen weg te jagen zenden een hoog frequent geluid uit. Het is dus waarschijnlijk dat vissen hierdoor niet uit het gebied worden gejaagd. Er is gesuggereerd (in Programma Noordzee) om voor vissen laagfrequente ADD's in te zetten, maar dit lijkt vooralsnog weinig nut te hebben. Dit komt doordat vissen niet goed richting kunnen waarnemen en dus mogelijk niet het gebied uitzwemmen bij de inzet van ADD. Wanneer dit wel zou gebeuren, dan gebeurt dit al bij de inzet van de soft start.

Effecten van elektromagnetische velden

De gevlekte rog en stekelrog zijn zeer gevoelig voor elektromagnetische velden. Het is waarschijnlijk dat de soorten in staat zijn om zeer kleine veranderingen in het elektromagnetische velden waar te nemen (0,002-0,005 μ T (Nygqvist *et al.*, 2020)). De kabels van het windpark emitteren een sterker elektromagnetisch veld. Het is echter onbekend wat de gevolgen van deze verandering is. Het is uitgesloten dat dit leidt tot individuele mortaliteit, maar er kan mogelijk aantrekking plaatsvinden. Hierbij worden roggen naar de kabel toe getrokken, omdat ze hier mogelijk een partner of voedsel verwachten. Dit zou tot een energieverlies kunnen leiden. Wanneer dit effect op grote schaal optreedt, kan dit doorwerking hebben op populatieniveau. Echter is er voor dit (*worst-case*) scenario tot op heden geen bewijs. Er is geen sprake van een aantoonbaar effect van elektromagnetische velden dat leidt tot sterfte van de roggen of een effect met doorwerking op de populaties van de gevlekte rog en de stekelrog. Effecten kunnen worden uitgesloten.

7.6 Conclusie Soortentoets

7.6.1 Wet Natuurbescherming

Op basis van de Soortentoets in de vorige paragrafen wordt geconcludeerd dat:

- de staat van instandhouding van vogels niet in het geding is, behalve voor de jan-van-gent. Wel is er sprake van een overtreding van artikel 3.1 van de Wnb voor een groot aantal vogels (zie bijlage IV);
- de staat van instandhouding van vleermuizen niet in het geding is;
- de staat van instandhouding van zeezoogdieren niet in het geding is;
- de staat van instandhouding van bodemdieren en vissen niet in het geding is.

7.6.2 OSPAR soorten

Op basis van de Passende beoordeling en Soortentoets wordt geconcludeerd dat:

- er geen sprake is van een effect op de populatie van vogelsoorten die door OSPAR worden beschermd;
- onderwatergeluid door heien en elektromagnetische straling van kabels hebben geen aantoonbaar effect waarbij directe sterfte optreedt of waarbij sprake is van doorwerking op populatieniveau van stekelrog, gevlekte rog, paling en kabeljauw.

CUMULATIETOETS

8.1 Methode

In de Wnb wordt op twee manieren rekening gehouden met cumulatie. Enerzijds op grond van art. 2.7, lid 3 (gebiedsbescherming) en anderzijds door te toetsen aan de staat van instandhouding van een soort (soortenbescherming).

In de wettelijke tekst van de Wnb onderdeel soorten en de toelichting daarop wordt echter niet gesproken over het onderwerp cumulatie. Er worden ook geen eisen gesteld aan wat wel of niet dient te worden meegenomen in de cumulatieve effectbeoordeling. Echter, omdat getoetst moet worden aan de gunstige staat van instandhouding, zal elke activiteit die een negatief effect hierop kan hebben in de beoordeling meegenomen moeten worden. Tenzij die al geacht mag worden verwerkt te zijn in de gehanteerde inschatting van de staat van instandhouding (Kader Ecologie en Cumulatie: Rijkswaterstaat (2015), Heinis *et al.* (2015)). Bij mobiele soorten die zich over landgrenzen heen bewegen en niet gebonden zijn aan beschermde gebieden zoals zeezoogdieren, grote vissoorten, vleermuizen en zeevogels moet de borging van de instandhouding feitelijk op biogeografisch populatieniveau plaatsvinden.

Om de effecten op de staat van instandhouding goed te kunnen beoordelen is het noodzakelijk om te kijken naar de cumulatieve effecten.

Criteria voor projecten die worden meegenomen

De volgende criteria staan ten grondslag aan de projecten die meegenomen dienen te worden in de cumulatietoets:

- (internationale) projecten die overlappen met windpark IJmuiden Ver kavel IV in ruimte en tijd;
- projecten die negatieve effecten hebben op beschermde habitattypen en soorten die vergelijkbaar zijn met de effecten die worden veroorzaakt door de voorgenomen activiteit;
- projecten van derden in Nederland waar een vergunning in het kader van de Wnb voor is verleend, maar die nog niet zijn uitgevoerd of die ten dele zijn uitgevoerd¹. Dit kunnen allerlei typen projecten zijn, zoals windparken, zandwinning, scheepvaart en helikoptervluchten. Hiervoor wordt voor de Nederlandse projecten de Vergunningenbank van het ministerie van LNV gebruikt. Er wordt uitgegaan van de aanlegperiode 2026-2028 en een operationele periode vanaf 2028. Het is de verwachting dat het windpark een levensduur heeft van ongeveer 30 jaar en tot 2057 operationeel zal zijn;
- in het kader van het KEC 4.0 zijn de cumulatieve effecten van onderwatergeluid op zeezoogdieren en van aanvaringen en habitatverlies op vogels berekend. Hierin zijn alle bestaande en toekomstige windparken meegenomen, dus ook de parken die nog niet zijn vergund. De cumulatie voor deze onderdelen is

¹ Op grond van art. 2.7, lid 3, Wnb jo. art. 2.8, lid 1-8, Wnb moeten effecten van een voorgenomen project of vast te stellen plan in cumulatie met effecten van andere plannen en projecten passend worden beoordeeld. De hoofdlijn in de jurisprudentie is al enige jaren dat de verplichting om deze cumulatieve beoordeling te verrichten alleen geldt voor projecten waarvoor een Wnb-vergunning is verleend, maar die nog niet zijn uitgevoerd. Projecten waarvoor nog geen Nbw-vergunning is verleend worden, in beginsel, beschouwd als een toekomstige onzekere gebeurtenis en hoeven om die reden niet in deze beoordeling te worden betrokken. Effecten van projecten waarvoor een Wnb-vergunning is verleend en die reeds zijn uitgevoerd, worden geacht deel uit te maken van de autonome ontwikkeling, ten opzichte waarvan in een Passende Beoordeling de effecten van het voorgenomen plan of project worden beoordeeld.

gebaseerd op KEC 4.0 en wijkt dus af van het bovengenoemde criterium. Tijdens het opstellen van deze Natuurtoets zijn er voor de Jan-van-Gent en de Zilvermeeuw aanvullende berekeningen uitgevoerd, zie voor meer uitleg Box 2.

De onderstaande stappen worden doorlopen voor het bepalen van de cumulatieve effecten:

- voor de relevante projecten wordt aangegeven wat de relevante negatieve effecten en de eventuele resteffecten na mitigatie van significante effecten worden kort benoemd, op basis van de bij de vergunning horende Passende Beoordeling en/of Soortentoets. Alleen kleine of resteffecten na mitigatie worden meegenomen in de cumulatie, verwaarloosbare effecten leveren geen cumulatie op en significante effecten komen niet voor, omdat ze worden gemitigeerd;
- per storingsfactor wordt aangegeven wat de negatieve effecten zijn van de aanleg van het windpark en de andere relevante projecten. Daarbij wordt de ruimtelijke overlap, de overlap in tijd en de gevoeligheid en veerkracht/herstelduur van de doelsoort of het habitatype aangegeven;
- op basis van het overzicht worden de gezamenlijke effecten bepaald per verstoringfactor. De effectbeoordeling wordt zoveel mogelijk gebaseerd op (semi)kwantitatieve gegevens van verstoringfactoren en instandhoudingsdoelstellingen. Dit type gegevens is echter vaak niet aanwezig, waardoor expertschattingen met kwalitatieve informatie moeten worden uitgevoerd;
- bij de beoordeling van het cumulatieve effect worden de huidige staat van instandhouding en de instandhoudingsdoelstelling (indien relevant) meegenomen in de weging van het effect.

8.2 Projecten die worden meegenomen in de cumulatietoets

In de vergunningenbank is op het moment van schrijven (juli 2022) één relevant project gevonden: Net op zee IJmuiden Ver Alpha en Beta. Daarnaast zijn de overige windparken relevant voor de cumulatietoets, hiervoor is uitgegaan van de Routekaart 2030 en relevante internationale windparken.

8.2.1 Wind op Zee

Aanvullende Routekaart 2030 en KEC 4.0 cumulatie

In het KEC 4.0 zijn de cumulatieve effecten van een de aanvullende Routekaart 2030 en de versnelling (KEC 4.0 cumulatie scenario) op de meest relevante vogelsoorten (aanvaringen en habitatverlies), vleermuissoorten (aanvaringen) en zeezoogdieren (onderwatergeluid) bepaald. Dit is het uitgangspunt voor de cumulatietoets in deze Natuurtoets. In KEC 4.0 is sprake van 3 scenario's, zie tabel 8.1.

Box 2 Aanvullende cumulatieve berekeningen

Het ministerie van LNV heeft recent de ALI-werknormen zoals gehanteerd in het KEC 4.0 voor een aantal vogelsoorten aangepast; het gaat daarbij zowel om strengere, als om minder strenge normen. Ook zijn er soorten waar de norm niet is gewijzigd. Om te kunnen beoordelen of de impact onder de aangepaste ALI-normering blijft, was een nieuwe berekening nodig. Het ministerie van Economische Zaken en Klimaat (EZK) heeft Waardenburg Ecology daarom opdracht gegeven om de cumulatieve effecten van windparken op de Noordzee op vogels te berekenen, om een toetsing aan de nieuwe ALI-normen mogelijk te maken. De door te rekenen scenario's betreffen zowel het internationale als het nationale scenario.

De aanvullende berekeningen zijn alleen van toepassing op soorten waarvoor de ALI-werknormen strenger zijn geworden. Uit het aangeleverde overzicht met de aangepaste ALI-normen bleek dat deze voor dertien soorten strenger is geworden, voor vier soorten minder streng, en voor zes soorten gelijk is gebleven (Potiek en Giymesi, 2023). De cumulatieve effecten zijn daarom opnieuw doorgerekend voor de volgende dertien soorten: rotgans, bergeend, roodkeelduiker, kanoet, grote jager, grote mantelmeeuw, dwergmeeuw, grote stern, visdief, zwarte stern, zeekoet, alk en spreeuw.

In deze nieuwe cumulatieberekeningen zijn windparken meegenomen die voor de bouw van IJmuiden Ver operationeel zijn, oftewel tot en met 2027. Daarnaast zijn de huidige windparken Offshore Windpark

Egmond aan Zee (OWEZ) en Prinses Amaliawindpark (PAWP) buiten beschouwing gelaten, omdat deze windparken naar verwachting in 2027 niet meer operationeel zijn. De resultaten van deze aanvullende berekeningen worden beschreven in paragraaf 8.4.5 en 8.4.6 en wijken dus af van de oorspronkelijke resultaten uit het KEC 4.0.

Internationaal

Het internationale scenario in KEC 4.0 betreft de gerealiseerde en geplande aanleg van windparken op de Zuidelijke Noordzee in de jaren 2016 t/m 2030. Informatie is geraadpleegd uit de 'SEANSE' studie¹ en van de website van 4C Offshore². Net op zee IJmuiden Ver Alpha en Beta.

Tabel 8.1 Windparken van het Energieakkoord/Routekaart 2030 en aangewezen windenergiegebieden voor versnelling van de realisatie van windenergie op zee in de periode 2027 – 2030 in drie varianten, zoals gebruikt in KEC 4.0

Energieakkoord/routekaart 2030	Rekenvarianten 2027-2030 (versnelling – 2030)		
	I	II	III
Borssele III/IV	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel
Borssele I/II	IJmuiden Ver (noord)	IJmuiden Ver (noord)	IJmuiden Ver (noord)
Borssele V	Doordewind	Doordewind	Doordewind
Hollandse Kust (zuid) I/II	Lageland	Lageland	Lageland
Hollandse Kust (zuid) III/IV		Nederwiek (zuid)	Nederwiek (zuid)
Hollandse Kust (noord)			Nederwiek (noord)
Hollandse Kust (west) VI/VII			
Ten noorden van de Waddeneilanden			
IJmuiden Ver			
Circa 10 GW	10,7 GW	12,7 GW	16,7 GW

8.2.2 Net op Zee

In de Routekaart windenergie op zee 2030 heeft het kabinet vastgelegd dat in 2030 verschillende windparken op zee zijn gebouwd en op land zijn aangesloten. TenneT is in 2016 door de minister van Economische Zaken aangewezen als netbeheerder op zee. TenneT is voornemens om twee netaansluiting te realiseren die zorgen voor de stroomverbinding van de windturbines uit de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver op de Noordzee met het landelijke hoogspanningsnet. De projecten Net op Zee IJmuiden Ver Alpha en Beta zijn gericht op de totstandkoming van deze twee verbindingen. Een derde verbinding, IJmuiden Ver Gamma, zal de voorgenomen kavels V en VI met het hoogspanningsnet op land verbinden.

De aanleg van de netten op zee IJmuiden Ver Alpha en Beta vindt plaats in de periode 1 maart 2024 t/m 31 oktober 2029. Naar verwachting duurt de aanleg in zijn geheel drie kalenderjaren, die niet aaneengesloten plaats hoeven te vinden.

¹ <https://www.msp-platform.eu/practices/testing-ceaf-common-environmental-assessment-framework-seanse-case-studies-impact>

² <https://www.4coffshore.com/>

8.3 Effecten voorgenomen activiteit

De volgende effecten van de voorgenomen activiteit worden meegenomen in de cumulatietoets:

- **impuls-onderwatergeluid.** Geconcludeerd is dat, met mitigerende maatregelen, significant negatieve effecten van impuls-onderwatergeluid door heien kunnen worden uitgesloten. Impuls onderwatergeluid wordt meegenomen in de cumulatietoets, omdat er resteffecten zijn na mitigatie. Dit heeft betrekking op zeezoogdieren, vissen en bodemdieren;
- **continu onderwatergeluid.** Geconcludeerd is dat significante effecten van onderwatergeluid door windturbines en scheepvaart op zeezoogdieren kunnen worden uitgesloten. Door cumulatie met andere projecten kan er mogelijk toch een significant effect optreden;
- **bodemberoering.** Geconcludeerd is dat significant negatieve effecten van bodemroering worden uitgesloten. Door cumulatie met andere projecten kan er mogelijk wel een significant negatief effect optreden op vissen en bodemdieren;
- **elektromagnetische velden.** Geconcludeerd is dat er kleine effecten kunnen optreden van elektromagnetische velden bij zeezoogdieren, vissen en bodemdieren. Door cumulatie met andere projecten kan er mogelijk toch een significant effect optreden;
- **aanvaringen.** Voor de meeste soorten vogels en vleermuizen worden significante effecten van aanvaringen uitgesloten. Door cumulatie met andere projecten kunnen deze effecten alsnog significant worden;
- **habitatverlies.** Voor vogels en zeezoogdieren worden significante effecten van habitatverlies uitgesloten. Door cumulatie met andere projecten kunnen deze effecten alsnog significant worden.

8.4 Cumulatieve effecten

8.4.1 Impuls-onderwatergeluid

De aanleg van het windpark IJmuiden Ver zou vanwege de ruimtelijke overlap mogelijk kunnen cumuleren met de aanleg van Netten op zee IJmuiden Ver Alpha en Beta en de aan te leggen windparken. In het kader van de Routekaart 2030 en internationale windparken. In KEC 4.0 zijn voorwaarden geschetst, waardoor bij handhaving van deze voorwaarden cumulerende effecten als gevolg van overlap tussen de Netten op Zee IJmuiden Ver Alpha en Beta en het windpark IJmuiden Ver zijn uitgesloten. In bijlage VI zijn deze voorwaarden opgesomd. De mogelijke cumulatieve effecten van impuls-onderwatergeluid door de uitrol van de verschillende windparken wordt hieronder toegelicht.

Zeezoogdieren

In het KEC 4.0 zijn voor de periode 2016–2030 de cumulatieve effecten van impulsief geluid door de constructie van windparken op de populaties van bruinvissen en zeehonden op het NCP berekend, inclusief een drietal rekenvarianten voor de versnelling (tabel 8.2). Er is daarbij ook rekening gehouden met de aanleg van de TenneT-platforms en het uitvoeren van het benodigde seismische onderzoek in de windenergiegebieden en langs de kabeltracés. Voor de windparken uit het Energieakkoord is ervan uitgegaan dat de in de (ontwerp)kavelbesluiten vastgelegde, naar seizoen en aantal turbines gedifferentieerde geluidsnormen, worden toegepast. Voor de windparken van de routekaart windenergie op zee 2030 is voor Hollandse Kust (west) en Ten noorden van de Waddeneilanden uitgegaan van één universele geluidnorm van $SEL_{ss}(750\text{ m}) = 168\text{ dB re } 1\text{ }\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Voor IJmuiden Ver en de windenergiezoekgebieden van de versnelling zijn de drie soortenberekeningen uitgevoerd uitgaande van een geluidnorm van $SEL_{ss}(750\text{ m}) = 168\text{ dB re } 1\text{ }\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Omdat met het toepassen van deze geluidnorm de ecologische norm voor bruinvissen werd overschreden zijn voor IJmuiden Ver en de windenergiezoekgebieden van de versnelling alleen voor bruinvissen ook berekeningen met een lagere geluidnorm van $SEL_{ss}(750\text{ m}) = 160\text{ dB re } 1\text{ }\mu\text{Pa}^2\text{s}$ uitgevoerd.

Om een beeld te krijgen van de effecten van verschillende geluidsnormen op het totale cumulatiescenario is een vergelijking gemaakt met de resultaten van de KEC 4.0 berekeningen voor het grootste scenario. Dit zijn de windparken van de (oorspronkelijke) Routekaart 2030 en windparken in de zoekgebieden van rekenvariant III voor de versnelde ontwikkeling van wind op zee (zie tabel 8.2). In totaal gaat het dan om de

ontwikkeling van bijna 27 GW opgesteld/op te stellen vermogen in de periode 2016 – 2030. De berekende cumulatieve effecten van de constructie van windparken op de **bruinvispopulatie** van de Noordzee en het NCP in de periode 2016-2030, inclusief de drie rekenvarianten voor de versnelling, zijn opgenomen in tabel 8.2. Uit de resultaten blijkt dat bij toepassen van een geluidnorm van $SEL_{ss}(750\text{ m}) = 160\text{ dB re } 1\text{ }\mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor windenergiegebied IJmuiden Ver en de versnellingsgebieden, de geschatte populatiereductie met grote zekerheid (>95 %) tussen de 2,3 % en 2,9 % ligt van het aantal bruinvissen op het NCP, afhankelijk van de rekenvariant. Dat betekent dat de gestelde ecologische norm **niet wordt overschreden** (en ruimte geeft voor toekomstige ontwikkelingen). Toepassing van een geluidnorm van $SEL_{ss}(750\text{ m}) = 164\text{ dB re } 1\text{ }\mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor IJmuiden Ver I-VI & Nederwiek I en daarna $160\text{ dB re } 1\text{ }\mu\text{Pa}^2\text{s}$ ligt de reductie op 3,4 % (zie Heinis (2023)). Bij deze geluidsnormen wordt de ecologische norm ook niet overschreden.

Tabel 8.2 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee op de bruinvispopulatie op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief rekenvarianten voor de versnelling* (KEC 4.0 cumulatie scenario)

	Variant III	Variant II	Variant I
geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10	10	10
geïnstalleerd extra vermogen 2016-2030	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
aantal bruinvisverstoringdagen internationaal	$23,9 \times 10^6$	$23,8 \times 10^6$	$23,7 \times 10^6$
aantal bruinvisverstoringdagen NL-bijdrage	$1,4 \times 10^6$	$1,3 \times 10^6$	$1,2 \times 10^6$
populatiereductie internationaal zonder NL	44.464	44.464	44.464
populatiereductie NL-bijdrage	1.797	1.624	1.410
populatiereductie (% NCP-populatie)	2,9 %	2,6 %	2,3 %

* Geluidnorm: $SEL_{ss}(750\text{ m}) = 160\text{ dB re } 1\text{ }\mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor windenergiegebied IJmuiden Ver + windenergiezoekgebieden voor versnelling Overige geluidnormen volgens (ontwerp)kavelbesluiten.

In het kader van het KEC 4.0 is voor bruinvissen ook een inschatting gemaakt van de mogelijke cumulatieve effecten van het geofysisch onderzoek dat wordt uitgevoerd: binnen **alle windenergiegebieden** waar in de periode 2016–2030 windturbines worden geplaatst (inclusief de versnelde aanleg van max. 16 GW extra opgesteld vermogen), én rond het geplande tracé voor de zeekabels.

Uit de resultaten van de uit het KEC 4.0 rapport van Heinis *et al.* (2022) overgenomen en in tabel 8.3 weergegeven **indicatieve** berekeningen blijkt (zie bijlage III van dit rapport voor de gehanteerde uitgangspunten):

- het totale aantal bruinvisverstoringdagen door de survey voor de Nederlandse windparken is maximaal 4,1 % van het aantal bruinvisverstoringdagen door het heien (op basis van de maximale variant III van 16,7 GW extra opgesteld vermogen);
- de toename van de berekende 5 % kans op een reductie van de populatie op het NCP is verwaarloosbaar (van 2,9 % naar 3,0 %).

Tabel 8.3 Berekende bruinvisverstoringdagen (bvvd) als gevolg van het uitvoeren van geofysische survey voor de aanleg van windparken op het NCP in de periode 2016-2030 (rekenvariant III = maximumvariant) van 16 GW extra opgesteld vermogen)

Activiteit	Wanneer	Systeem	Verstoord oppervlak per dag (km ²)	Bvvd NL-parken 2016 – 2030 (rekenvariant III)
globale survey windenergiegebied	5 jaar voor aanleg	Sparker	~ 84 km ²	22.664
gedetailleerde survey windenergiegebied	1 jaar voor aanleg	Sparker	~ 84 km ²	22.664
globale survey kabeltracé	2 jaar voor aanleg	Sub-bottom profiler	~ 36 km ²	8.148
gedetailleerde survey kabeltracé	1 jaar voor aanleg	Sub-bottom profiler	~ 36 km ²	8.148
totaal				61.622

De berekende cumulatieve effecten van de constructie van windparken op de populaties van gewone en grijze zeehonden op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief de drie rekenvarianten voor de versnelling, zijn opgenomen in tabel 8.4 en tabel 8.5. Er is daarbij uitgegaan van de toepassing van een geluidnorm van SELss (750 m) = 168 dB re 1 µPa²s voor de windenergiegebieden van de Routekaart 2030 (inclusief IJmuiden Ver) en de zoekgebieden voor de versnelling.

Uit de resultaten blijkt dat op basis van de gehanteerde uitgangspunten een versnelde uitrol van wind op zee in de periode 2016-2030 geen negatieve effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden zal hebben. Zelfs als het totale aantal zeehondverstoringdagen als gevolg van het uitvoeren van geofysisch onderzoek zou verdubbelen. Er worden geen cumulatieve effecten gevonden, omdat de kans dat een zeehond gedurende meerdere dagen wordt verstoord heel klein is¹. Dit is een gevolg van het feit dat op de locaties waar windparken zijn voorzien, de dichtheid van zeehonden heel laag is en daarmee de kans dat een zeehond meerdere dagen wordt verstoord ook. Hierbij wordt aangetekend dat er in de berekeningen van is uitgegaan dat de kans dat een individuele zeehond wordt verstoord voor alle individuen uit de populatie gelijk is. Als er *worst-case* van wordt uitgegaan dat een veel kleiner deel van de populatie kan worden verstoord en er sprake is van dieren die steeds naar dezelfde locatie toegaan (grote mate van plaatstrouw), neemt de kans dat een zeehond meerdere malen wordt verstoord toe. Omdat het in een dergelijke situatie om een verwaarloosbaar aandeel van de totale populatie gaat, is het effect op de populatie als geheel nog steeds nihil.

¹ In het Interim PCoD model bepaalt het aantal dagen verstoring de mate van effect op de *vital rates* (overlevingskans en voortplantingssucces).

Tabel 8.4 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee op de populatie van gewone zeehonden op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief rekenvarianten voor de versnelling*

	Variant III	Variant II	Variant I
geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10	10	10
aantal dierverstoringsdagen oude routekaart 2030	92×10^3	92×10^3	92×10^3
geïnstalleerd extra vermogen 2016-2030 (versnelling)	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
aantal dierverstoringsdagen a.g.v. versnelling	48×10^3	45×10^3	44×10^3
populatiereductie (% NCP-populatie)	0 %	0 %	0 %

* Geluidnorm: $SEL_{ss}(750\text{ m}) = 168\text{ dB re } 1\text{ }\mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor windenergiegebied van de oude Routekaart 2030 (inclusief IJmuiden Ver) + windenergiezoekgebieden voor versnelling. Overige geluidnormen volgens (ontwerp)kavelbesluiten.

Tabel 8.5 Als tabel 8.4 voor grijze zeehonden

	Variant III	Variant II	Variant I
geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10	10	10
aantal dierverstoringsdagen oude routekaart 2030	58×10^3	58×10^3	58×10^3
geïnstalleerd extra vermogen 2016-2030 (versnelling)	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
aantal dierverstoringsdagen als gevolg van versnelling	24×10^3	22×10^3	21×10^3
populatiereductie (% NCP-populatie)	0 %	0 %	0 %

Geconcludeerd wordt dat er geen sprake is van significante effecten door de cumulatie van effecten door impuls-geluid op zeezoogdieren.

Bodemdieren en vissen

In paragraaf 4.4 van KEC 4.0 deelrapport A is het volgende opgenomen:

‘Voor zover bekend worden vissen alleen beïnvloed door hogere geluidsniveaus dan die van bruinvissen. Er wordt dan ook vanuit gegaan dat, indien beschermende maatregelen voor de bruinvis afdoende zijn, de beschermde vissoorten of de vissoorten die een belangrijke voedselbron vormen voor beschermde zoogdieren of vogels ook adequaat worden beschermd (voorlopig uitgezonderd de eerdergenoemde indirecte verschuivingen op ecosysteemniveau). Deze aanname kan veranderen in het licht van nieuw onderzoek en inzichten.’

Er kan aangenomen worden dat bovenstaande redenering ook opgaat voor bodemdieren. Dat betekent dat cumulatieve effecten verwaarloosbaar zijn.

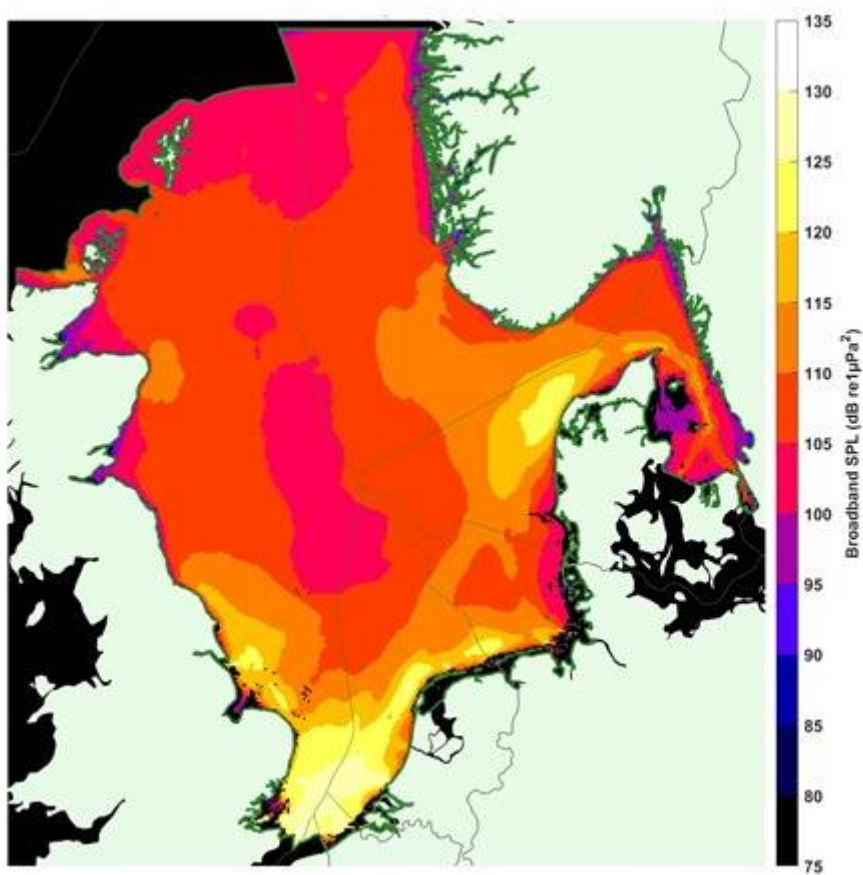
Op basis van bovenstaande wordt geconcludeerd dat er geen significante effecten op bodemdieren en vissen optreden door cumulatie van impuls-geluid.

8.4.2 Continu onderwatergeluid

Tijdens de aanleg en operationele fase van andere windparken worden ook schepen gebruikt, net als bij de aanleg van het Net op Zee. In het JOMOPANS project zijn kaarten gemaakt van het onderwatergeluid in de Noordzee. In afbeelding 8.1 is een optelsom van het natuurlijke geluid en het geluid veroorzaakt door schepen te zien. In afbeelding 8.2 is het verschil tussen het natuurlijke geluid en het totale geluidsniveau weergegeven. Daarin is te zien dat met name in de zuidelijke Noordzee de geluidsniveaus hoger zijn en dat deze niveaus worden gedomineerd door scheepvaart. Er is nog veel onduidelijkheid over de effecten hiervan op bruinvissen.

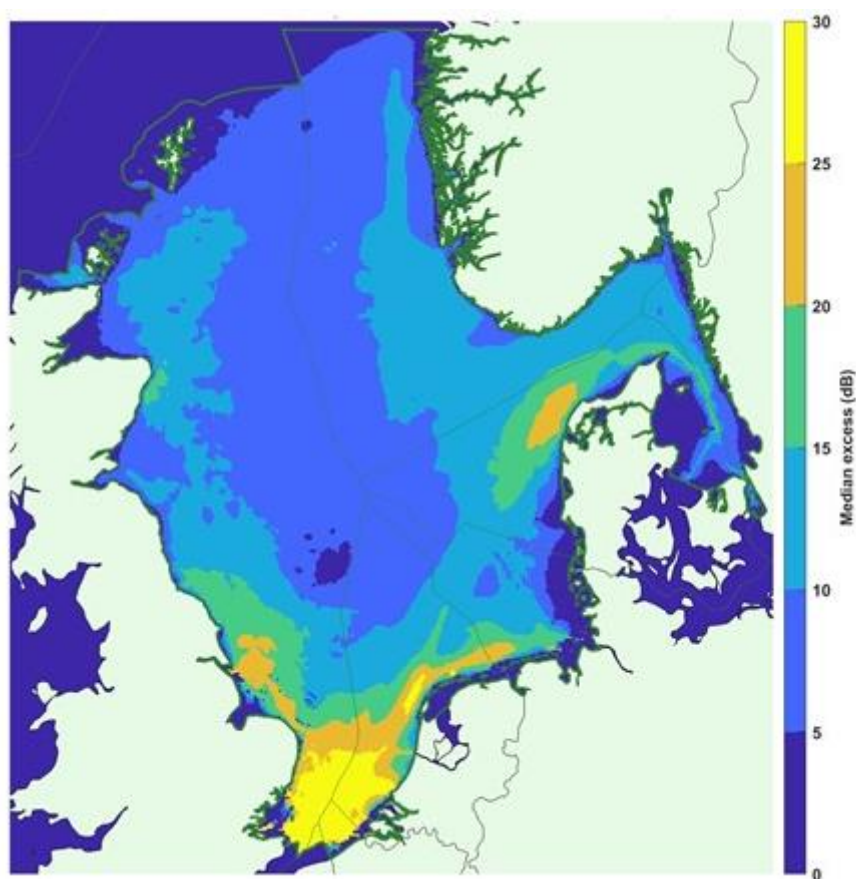
Een studie van Nachtsheim *et al.*, (2021¹) in de Duitse Noordzee laat zien dat de aantallen bruinvissen in de laatste 20 jaar met gemiddeld 1,8 % zijn afgenomen. Het is niet bekend waar deze afname door wordt veroorzaakt. In de Nederlandse Noordzee en de totale Noordzee is geen afname waargenomen, wat suggereert dat er op dit moment geen sprake is van een cumulatief effect van continu scheepvaartgeluid.

Afbeelding 8.1 Onderwatergeluid niveau veroorzaakt door natuurlijk geluid en scheepvaart (JOMOPANS website)



¹https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2020.606609/full?utm_source=fweb&utm_medium=nblog&utm_campaign=ba-sci-mars-census-harbor-porpoises

Afbeelding 8.2 Verschil in onderwatergeluid niveau veroorzaakt door natuurlijk geluid en het totale onderwatergeluid (JOMOPANS website)



8.4.3 Bodemberoering

Vissen en bodemdieren

Gedurende de aanleg van het windpark vindt bodemberoering plaats door het plaatsen van de turbinepalen, bijbehorende steenbestorting en de aanleg van de kabels. In totaal wordt er bij de aanleg van IJmuiden Ver Kavel IV 7 ha bodem verstoord door bodemberoering. Het betreft 0,10-0,14 % van het gehele oppervlak van de kavel. Daarbij is het totale oppervlakte aan verstoorde bodem verwaarloosbaar klein ten opzichte van het totale leefgebied in de Noordzee. In de Passende Beoordeling van Net op Zee IJmuiden Ver Alpha en Beta zijn significante effecten door bodemberoering/vertroebeling uitgesloten. Voor Net op Zee IJmuiden Ver Alpha verschilt de breedte van de beroerde zeebodem tussen de 20 en 60 m. Voor een *worst-case* scenario wordt een breedte aangehouden van 60 m. De totale lengte van de aan te leggen kabel is nog niet duidelijk. Gebaseerd op de kaart aangegeven in de Passende Beoordeling¹ is er handmatig een inschatting gemaakt van de kabellengte, namelijk 200 km. Voor Net op Zee IJmuiden Ver Beta verschilt de breedte van de beroerde zeebodem ook tussen de 20 en 60 m, aangezien het dezelfde configuratie betreft als de Alpha kabel, en is de lengte van de aan te leggen kabel 146 km. In totaal (Alpha en Beta) gaat het dan om 276.076 ha verstoord oppervlak. De verstoringsoppervlaktes van alle drie de projecten gecumuleerd levert een verstoring op van 2090.090 ha. Dit betreft in totaal ongeveer 0,04 % van het gehele NCP, waarbij het aandeel van windpark IJmuiden Ver zeer klein is. Naast dat het een klein percentage van het NCP betreft, gaat het om een tijdelijk effect. Uit onderzoek is gebleken dat de morfologie en de bodemfauna van een aangetaste zeebodem zich binnen korte tijd weer kan herstellen door de natuurlijke dynamiek (Baptist *et al.*, 2008). Er vindt ook geen doorwerking plaats naar trofisch hogere soorten.

¹ <https://www.rvo.nl/sites/default/files/2022/01/Ontwerp-inpassingsplan-Bijlage-4-Passende-Beoordeling-Net-op-zee-IJmuiden-Ver-Alpha.pdf>.

Op basis van bovenstaande wordt geconcludeerd dat er geen significante effecten op vissen en bodemdieren (en zodoende ook trofisch hogere soorten) optreden door cumulatie van bodemberoering.

8.4.4 Elektromagnetische velden

Zeezoogdieren, vissen en bodemdieren

Uit de effectbeoordeling blijkt dat het op basis van de huidige kennis over elektromagnetische velden niet aannemelijk is dat soorten een significant effect ondervinden van elektromagnetische velden van de kabels van IJmuiden Ver Kavel IV. Op basis van de nu beschikbare kennis liggen de veldsterktes van dit project onder de grenswaarde waarbij mogelijk verstoring optreedt in het navigatievermogen van soorten. Wanneer elektromagnetische velden overlappen kunnen deze elkaar echter beïnvloeden. De kabels van Net op Zee IJmuiden Ver Alpha en Beta zullen de kabels voor IJmuiden Ver Kavel IV niet kruisen. Er zal geen cumulatie optreden wat voor een versterking in het elektromagnetisch veld zorgt.

De kabels van de andere windparken op zee en daarmee gepaard gaande elektromagnetische velden, liggen op grotere afstand. Hierdoor is overlap en zodoende cumulatie van elektromagnetische velden tussen IJmuiden Ver kavels en andere windparken uitgesloten.

Op basis van bovenstaande wordt geconcludeerd dat er geen significante effecten op zeezoogdieren, vissen en bodemdieren optreden door cumulatie van elektromagnetische velden.

8.4.5 Aanvaringen

Vogels

In het KEC 4.0 zijn de cumulatieve effecten van aanvaringen van de Routekaart 2030 berekend¹. Voor de vogelsoorten waarvan de ALI-normering strenger is geworden zijn nieuwe aanvaringsaantallen berekend tot en met 2027 (zie Box 2 en Potiek & Gyimesi, 2023).

Zeevogels

Drieteenmeeuw

In cumulatie met de overige bestaande en (mogelijk) toekomstige Nederlandse windparken in de zuidelijke Noordzee ligt de totale mortaliteit tussen 364–425 vogels per jaar (rekenvariant I, II en III; Potiek *et al.* (2022)). Alleen bij rekenvariant III is sprake van een overschrijding van de Acceptable Level of Impact (ALI; voor de drieteenmeeuw is deze gelijk aan een achteruitgang van 15 % over 30 jaar ten opzichte van het nulscenario). Echter gaat de aanvullende routekaart 2030 niet uit van een dergelijk grote opschaling, maar van een extra opgave van 10,7 GW (vergelijkbaar met rekenvariant I). Dat betekent dat er bij de aanvullende Routekaart 2030 geen sprake is van een overschrijding van de ALI.

Dwergmeeuw

Voor het nationale scenario is een cumulatieve mortaliteit van 62 vogels per jaar berekend en voor het internationale scenario een cumulatieve mortaliteit van 115 vogels per jaar. In geen van de rekenvarianten is sprake van een overschrijding van de Acceptable Level of Impact (ALI) (Potiek & Gyimesi, 2023).

Zilvermeeuw

In cumulatie met de overige Nederlandse windparken in de zuidelijke Noordzee ligt de totale mortaliteit in het KEC 4.0 tussen 219–236 vogels per jaar (rekenvariant I, II en III; Potiek *et al.* (2022)). In alle gevallen is sprake van een overschrijding van de Acceptable Level of Impact (ALI; voor de zilvermeeuw is deze gelijk aan 10 % kans op een reductie met 15 % over 30 jaar ten opzichte van het nulscenario). Uit de aanvullende berekeningen conform Leemans *et al.*, (2022) en Box 2 blijkt dat aanpassing van de tiplaagte geen groot effect op de uitkomsten van de populatiemodellen had. Bij het weglaten van TNW, OWEZ en PAWP is bij alle

¹ [file:///C:/Users/NL46061/Downloads/kec-4-0-cumulative-effects-birds-collisions%20\(2\).pdf](file:///C:/Users/NL46061/Downloads/kec-4-0-cumulative-effects-birds-collisions%20(2).pdf)

ationale scenario's (en een tiplaagte van 25 m) een overschrijding van de ALI drempelwaarde uit te sluiten. Voor het internationale scenario lag de causaliteitskans ook ruim onder de drempelwaarde, en daarom is de kans op een overschrijding van ALI voor de zilvermeeuw uit te sluiten.

Kleine mantelmeeuw

In cumulatie met de bestaande en (mogelijk) toekomstige Nederlandse windparken in de zuidelijke Noordzee ligt de totale mortaliteit tussen 139–153 vogels per jaar (rekenvariant I, II en III; Potiek *et al.* (2022)). In geen van de rekenvarianten is sprake van een overschrijding van de Acceptable Level of Impact (ALI).

Grote mantelmeeuw

Voor het nationale scenario is een cumulatieve mortaliteit van 328 vogels per jaar berekend en voor het internationale scenario een cumulatieve mortaliteit van 1570 vogels per jaar. In geen van de rekenvarianten is sprake van een overschrijding van de Acceptable Level of Impact (ALI) (Potiek & Gyimesi, 2023).

Jan-van-gent

De cumulatieve mortaliteit onder jan-van-gent in de verschillende offshore windparken op de (Nederlandse) Noordzee is berekend door Potiek *et al.*, (2022). In het basisscenario (bestaande uit de bestaande en realistisch geachte windparken tot 2030) bedraagt de cumulatieve mortaliteit in het KEC 1.183 slachtoffers per jaar; dit loopt op tot 1.690–1.925 in de drie rekenvarianten waarbij de verschillende zoekgebieden ook zijn meegenomen. Daarbij komt nog de mortaliteit door habitatverlies, dit ligt in de ordegrootte van enkele tientallen vogels per jaar. Ten opzichte van de maximum aantallen bedraagt de additionele mortaliteit circa 4 % tot 6 % (Potiek, Leemans, et al., 2022). In alle gevallen is in het KEC sprake van een overschrijding van de Acceptable Level of Impact (ALI). Uit de aanvullende berekeningen conform Leemans et al. (2022) en Box 2 blijkt dat aanpassing van de tiplaagte voor IJmuiden Ver en het aanhouden van een ander cumulatiescenario voor de jan-van-gent geen gevolgen had voor de kwalitatieve uitkomst van de populatiemodellen. In alle scenario's is de ALI drempelwaarde nog steeds overschreden. De nieuwe slachtoffergetallen op basis van de nieuwe dichtheidskaarten en nieuwe uitwijkpercentages geven andere uitkomsten in de populatiemodellen. Voor zowel het nationale als het internationale scenario blijft de kans op een onacceptabele afname ruim onder de ALI drempelwaarde.

Grote jager

Voor het nationale scenario is een cumulatieve mortaliteit van 3 vogels per jaar berekend en voor het internationale scenario een cumulatieve mortaliteit van 23 vogels per jaar. In geen van de rekenvarianten is sprake van een overschrijding van de Acceptable Level of Impact (ALI) (Potiek & Gyimesi, 2023).

Kleine jager

De cumulatieve mortaliteit onder deze soort bedraagt 0,09 slachtoffers per jaar in de drie rekenvarianten. In geen van de rekenvarianten is sprake van een overschrijding van de Acceptable Level of Impact (Potiek, Leemans, et al., 2022).

Visdief

Voor het nationale scenario is een cumulatieve mortaliteit van 18 vogels per jaar berekend en voor het internationale scenario een cumulatieve mortaliteit van 84 vogels per jaar. In geen van de rekenvarianten is sprake van een overschrijding van de Acceptable Level of Impact (ALI) (Potiek & Gyimesi, 2023).

Grote stern

Voor het nationale scenario is een cumulatieve mortaliteit van 21 vogels per jaar berekend en voor het internationale scenario een cumulatieve mortaliteit van 47 vogels per jaar. In geen van de rekenvarianten is sprake van een overschrijding van de Acceptable Level of Impact (ALI) (Potiek & Gyimesi, 2023).

Trekvogels

Kleine zwaan

De cumulatieve mortaliteit onder Kleine zwaan bedraagt 4–5 slachtoffers per jaar in de rekenvarianten I, II en III. In geen van de rekenvarianten is sprake van een overschrijding van de Acceptable Level of Impact (Potiek, Leemans, et al., 2022).

Rotgans

Voor het nationale scenario is een cumulatieve mortaliteit van 24 vogels per jaar berekend en voor het internationale scenario een cumulatieve mortaliteit van 73 vogels per jaar. In geen van de rekenvarianten is sprake van een overschrijding van de Acceptable Level of Impact (ALI) (Potiek & Gyimesi, 2023).

Bergeend

Voor het nationale scenario is een cumulatieve mortaliteit van 58 vogels per jaar berekend en voor het internationale scenario een cumulatieve mortaliteit van 345 vogels per jaar. In geen van de rekenvarianten is sprake van een overschrijding van de Acceptable Level of Impact (ALI) (Potiek & Gyimesi, 2023).

Wulp

De cumulatieve mortaliteit onder wulp bedraagt 151–182 slachtoffers per jaar in de rekenvarianten I, II en III. In geen van deze rekenvarianten is sprake van een overschrijding van de Acceptable Level of Impact (Potiek, Leemans, et al., 2022).

Kanoet

Voor het nationale scenario is een cumulatieve mortaliteit van 152 vogels per jaar berekend en voor het internationale scenario een cumulatieve mortaliteit van 900 vogels per jaar. In geen van de rekenvarianten is sprake van een overschrijding van de Acceptable Level of Impact (ALI) (Potiek & Gyimesi, 2023).

Rosse grutto

De cumulatieve mortaliteit onder Rosse grutto bedraagt 164–199 slachtoffers per jaar in de rekenvarianten I, II en III. In geen van de rekenvarianten is sprake van een overschrijding van de Acceptable Level of Impact (Potiek, Leemans, et al., 2022).

Zwarte stern

Voor het nationale scenario is een cumulatieve mortaliteit van 8 vogels per jaar berekend en voor het internationale scenario een cumulatieve mortaliteit van 22 vogels per jaar. In geen van de rekenvarianten is sprake van een overschrijding van de Acceptable Level of Impact (ALI) (Potiek & Gyimesi, 2023).

Spreeuw

Voor het nationale scenario is een cumulatieve mortaliteit van 2.729 vogels per jaar berekend en voor het internationale scenario een cumulatieve mortaliteit van 16.175 vogels per jaar. In geen van de rekenvarianten is sprake van een overschrijding van de Acceptable Level of Impact (ALI) (Potiek & Gyimesi, 2023).

Conclusie mortaliteit door aanvaringen

In zowel het nationale scenario als het internationale scenario is er geen sprake van een overschrijding van de ALI-normen door aanvaringen. Er is geen sprake van cumulatieve effecten door aanvaringen.

Vleermuizen

Gebaseerd op de inschatting van één vleermuisslachtoffer per offshore turbine per jaar, wordt de cumulatieve mortaliteit onder vleermuizen in de windparken in de zuidelijke Noordzee geschat op circa 8.000 slachtoffers (Leopold et al., 2014). In de berekeningen voor het KEC 4.0 (Appendix 1 in Potiek et al., 2022) komt het totaal aantal turbines op 8.985, waarmee het aantal cumulatief slachtoffers onder vleermuizen op een gelijk aantal zou komen. Indien gemakshalve van 9.000 slachtoffers wordt uitgegaan, kan een inschatting worden gemaakt van de mortaliteit per soort:

- 95,7 % ruige dwergvleermuis = 8.613 slachtoffers;
- 2,6 % rosse vleermuis = 234 slachtoffers;
- 1,2 % tweekleurige vleermuis = 108 slachtoffers.

Voor ruige dwergvleermuis komt de Potential Biological Removal (PBR) op een waarde van 675 slachtoffers per jaar (gebaseerd op een R_{max} van 3,6 % per jaar, een populatie van 75.000 dieren en een recovery factor van 0,5). Voor rosse vleermuis en tweekleurige vleermuis kan geen PBR worden bepaald, omdat niet bekend is hoeveel dieren over de Noordzee trekken. Logischerwijs is de PBR waarde voor deze soorten, en met name voor de schaarse tweekleurige vleermuis, aanzienlijk lager dan die voor ruige dwergvleermuis.

Het is duidelijk dat de PBR norm voor ruige dwergvleermuis ruimschoots wordt overschreden door de cumulatieve mortaliteit. Om onder de PBR te komen zou een reductie in mortaliteit met 92 % behaald moeten worden. Hoewel met een goed ontworpen stilstandvoorziening een dergelijke reductie in onshore windparken niet onmogelijk is, vindt in offshore windparken een groter deel van de vliegactiviteit plaats bij hogere windsnelheden, waardoor een stilstandvoorziening onevenredig streng zou moeten zijn om tot een hoge reductie van de mortaliteit te komen (zie Boonman (2018) voor meer details). Uitgaande van een maximum reductie van circa 40 % (Boonman, 2018) blijft de voorziene mortaliteit ver boven de PBR norm. Negatieve effecten op de gunstige staat van instandhouding zijn daarom niet uit te sluiten.

8.4.6 Habitatverlies

Vogels

In het nationale scenario is er geen sprake van een overschrijding van de ALI-normen, er is geen sprake van cumulatieve effecten door habitatverlies. De grootste aantallen van deze soorten zijn in Nederland in de wintermaanden aanwezig, de aantallen in het zomerhalfjaar zijn laag. Dit is ook de reden dat in het nationaal scenario het aantal slachtoffers voor de alk en de zeekoet in Nederland relatief laag is, en de ALI-normen niet worden overschreden. Op basis hiervan kan een significant negatief effect op het niveau van Nederland uitgesloten worden.

In het internationale scenario is er sprake van een overschrijding van de nieuwe ALI-norm voor zeekoet en alk, dit cumulatieve effect wordt bijna uitsluitend veroorzaakt door habitatverlies. In Potiek & Gyimesi (2023) wordt een aantal kennisleemtes beschreven met betrekking tot de effecten door habitatverlies. Hierdoor worden zeer voorzichtige aannames gehanteerd bij het bepalen van de effecten. In het geval van de alk en de zeekoet heeft de aanscherping van de ALI-normen plaatsgevonden vanwege de kennisleemtes in de effecten van habitatverlies, en niet vanwege een slechte of matige staat van instandhouding. Daarmee worden dus niet alleen in de slachtofferberekeningen worst-case aannames gehanteerd, maar ook in de toetsing van de effecten door de strenge ALI-normen. In feite wordt hierdoor twee keer rekening gehouden met de onzekerheid in verwachte effecten. Op basis hiervan is het veilig te stellen dat de cumulatieve effecten van Nederlandse offshore windparken zeker geen significant impact zullen hebben op de alk en de zeekoet, en het is aannemelijk dat ook de beoordeling van internationale windparken tot een andere uitkomst zal leiden als de worst-case aannames beter afgestemd zijn (Potiek & Gyimesi, 2023).

In het kader van het project Net op Zee IJmuiden Ver Alpha en Beta worden kabels aangelegd, waarbij de bodem wordt verstoord en verstoring door schepen plaatsvindt. Dit zou een tijdelijk verlies van foerageergebied tot gevolg kunnen hebben. In totaal (Alpha en Beta) gaat het om 2.076 ha verstoord oppervlak. De verstoringsoppervlaktes van alle drie de projecten gecumuleerd levert een verstoring op van 2.090 ha. Dit betreft in totaal ongeveer 0,04 % van het gehele NCP, waarbij het aandeel van windpark IJmuiden Ver zeer klein is. Aangezien het gaat om een zeer klein oppervlak en een tijdelijke verstoring kunnen cumulatieve effecten van habitatverlies door bodemverstoring en verstoring door aanwezigheid worden uitgesloten.

In milieueffectrapportages van offshore windparken wordt habitatverlies normaliter gekwantificeerd als sterfte die boven op de mortaliteit door aanvaringen met de turbines komt. Daarbij wordt uitgegaan van 10 % sterfte onder de verstoorde vogels en dat alle vogels verstoord worden.

In deze Natuurtoets is ervoor gekozen de effecten van habitatverlies en sterfte door aanvaringen separaat in beschouwing te nemen en niet bij elkaar op te tellen. Daarvoor zijn twee redenen: 1) het betreft twee verschillende effectroutes waar verschillende oorzaken aan ten grondslag liggen, en 2) soorten die het

windpark sterk zullen mijden en dus potentieel een sterk effect t.a.v. habitatverlies zullen ondervinden, zullen minder met de turbines in aanraking komen, waardoor minder sterfte door aanvaringen plaatsvindt. En vice versa. Soorten als aalscholver en de meeuwen en sterns vertonen in het algemeen weinig tot geen vermijding van windparken (Leopold *et al.*, 2011). Bij een gelijkblijvende aanname voor sterfte door habitatverlies (10 %), is sprake van een overschatting van de mortaliteit als de twee typen sterfte bij elkaar worden opgeteld.

8.4.7 Conclusie cumulatietoets

Er kan geconcludeerd worden dat de cumulatieve effecten van Nederlandse offshore windparken en andere geplande projecten geen significant effect hebben. Daarnaast is het aannemelijk dat de beoordeling van internationale windparken, waaruit blijkt dat een significant effect op alk en zeekoet niet kan worden uitgesloten, tot een andere uitkomst zal leiden als de worst-case aannames beter afgestemd zijn. Er is dus geen sprake van cumulatieve effecten door de aanleg, exploitatie en verwijdering van windpark IJmuiden Ver kavel IV op vogels, zeezoogdieren en bodemdieren en vissen.

Cumulatieve effecten van aanvaringen tijdens de exploitatiefase kunnen niet worden uitgesloten voor de ruige dwergvleermuis.

MITIGERENDE MAATREGELEN

9.1 Vogels

Om het aantal aanvaringsslachtoffers te beperken zijn diverse mitigerende maatregelen mogelijk. In grote lijnen komen de opties voor mitigatie neer op de volgende maatregelen:

- verhogen zichtbaarheid van de turbines (bijvoorbeeld zwarte wiek, UV, violet etc.);
- toepassing slim cameradetectiesysteem gekoppeld aan stilstandvoorziening;
- periodieke stilstandvoorziening in de meest kritische perioden;
- keuze turbintype met gunstiger verhouding tussen energieopbrengst en aantal aanvaringsslachtoffers (tiplaagte).

In onderstaande secties worden bovenstaande maatregelen in meer detail besproken. Met name de eerste twee opties bevinden zich nog enigszins in een experimenteel stadium en de effectiviteit ten aanzien van de relevante soorten is op dit moment onvoldoende duidelijk. De derde optie (stilstand in de kritische periode) is logischerwijs een effectieve maatregel, maar gaat wel gepaard met verminderde energieopbrengst. Dit geldt mogelijk ook voor de vierde optie.

Zichtbaarheid turbines

De eerste mogelijkheid die hier wordt genoemd is om één van de drie rotorbladen zwart te verven, waardoor de ronddraaiende bladen beter zichtbaar worden voor (overdag vliegende) vogels. Op het Noorse eiland Smøla, waar zich een hoge dichtheid aan Zeearenden bevindt en ook een windpark staat, zijn hiermee veelbelovende resultaten geboekt. Op Smøla leidde deze maatregel tot een zeer sterke reductie van het aantal slachtoffers onder de zeearend en enkele andere soorten (Hardwoord & Perrow, 2019; May et al., 2020).

Het voordeel van deze vorm van mitigatie is dat het een relatief eenvoudige en goedkope manier is om, indien effectief, de mortaliteit te reduceren. Er is immers geen sprake van een vorm van stilstandvoorziening. Daar staat tegenover dat (nog) niet bekend is wat de effectiviteit is bij een breder soortenspectrum, waaronder zeevogels. Op het moment van schrijven loopt een driejarig onderzoek in windpark Eemshaven om de effectiviteit ook onder andere soortgroepen nader te onderzoeken. Dit windpark is in grootte vergelijkbaar met kavel III - windpark Eemshaven bestaat uit 54 windturbines. Wel bevindt dit windpark zich op land en niet op zee.

Cameradetectie

Een tweede optie is het toepassen van een slim cameradetectiesysteem dat langsvliegende vogels kan herkennen en op die momenten de turbines tijdelijk stil kan zetten. Voorbeelden zijn de detectiesystemen IdentiFlight en DT-Bird. Het voordeel van een dergelijk cameradetectiesysteem is dat een zeer gerichte manier van stilstand kan worden bereikt, in tegenstelling tot een generieke stilstandvoorziening (zie volgende paragraaf) waarbij de turbines stilstaan ongeacht de aanwezigheid van vogels nabij het windpark. Deze systemen zijn nog volop in ontwikkeling, het is de verwachting dat de effectiviteit in de komende jaren zal verbeteren. Voor een overzicht en details van een aantal systemen, zie ORJIP (2022).

Stilstandvoorziening

De meest zekere vorm van mitigatie is het tijdelijk stilzetten van de turbines in de meest risicovolle perioden. Een dergelijke vorm van mitigatie kan effectief zijn indien sprake is van duidelijk afgescheiden perioden met hoge aanvaringsrisico's, zoals tijdens de seizoensmigratie van trekkende zangvogels of vleermuizen (Bouten et al., 2020; Smallwood & Bell, 2020). Het nadeel van een stilstandvoorziening is logischerwijs het verlies aan energieopbrengst. Afhankelijk van de wijze waarop een stilstandvoorziening wordt ingevuld kan dit een kostbare vorm van mitigatie zijn wanneer er sprake is van een langere periode van stilstand, waardoor de opbrengst daalt.

Turbinetype

De keuze voor een bepaald turbinetype kan consequenties hebben voor de aanvaringsrisico's. De grootte van de turbine is van invloed op de aanvaringskans. Een belangrijke factor hierbij is de tiplaagte, i.e. de hoogte tussen het zeewater en de onderkant van de rotorzone. Afhankelijk van de vlieghoogte van de betreffende soort kan een verschuiving in tiplaagte relatief veel effect hebben. Met name voor laagvliegende soorten kan een verhoging van de tiplaagte (waarbij de afstand tussen de rotorbladen en de zee dus groter wordt) effectief zijn om aanvaringsrisico's te reduceren. Voor soorten die vaak hoger (op rotorhoogte) vliegen, zoals grote meeuwen, heeft een dergelijke maatregel waarschijnlijk minder effect. Ook de afmetingen van de rotorbladen en daarmee samenhangend, de draaisnelheid, zijn van belang. Logischerwijs is het aantal turbines een bepalende factor. Uit de analyses in Hoofdstuk 5 komt naar voren dat in het scenario met 50 turbines van 20 MW de mortaliteit in het algemeen lager ligt dan in het scenario van 67 turbines van 15 MW.

Verschillende studies hebben aangetoond dat vanuit ecologisch oogpunt een klein aantal (grote) turbines met hoog vermogen vaak te prefereren is boven een groter aantal (minder grote) turbines met een geringer vermogen (e.g. Thaxter *et al.* (2017)). Indien niet het aantal turbines maar het aantal MW als uitgangspunt wordt genomen, zijn bij grote turbines minder turbines nodig om hetzelfde gezamenlijke vermogen te halen. Bovendien neemt bij een grotere turbine de opbrengst in MW verhoudingsgewijs sneller toe dan het aantal slachtoffers. Grote turbines hebben dus vaak een gunstiger mortaliteit per MW dan kleine turbines. Een kanttekening hierbij is echter het belang van de tiplaagte: veel zeevogels vliegen relatief laag boven het water en turbines met een lage tiplaagte kunnen daardoor een onevenredig groot effect hebben op laagvliegende soorten.

9.2 Vleermuizen

Uit de literatuur en eerder onderzoek is bekend dat de vliegactiviteit van vleermuizen het hoogst is tijdens nachten met weinig wind en temperaturen hoger dan ongeveer 12 °C. Vrijwel alle vliegactiviteit vindt plaats bij windsnelheden lager dan 5-6 m/s (Ahlén et al., 2007; Cryan et al., 2014; Gray et al., 2012; Limpens et al., 2017). Het effect van windsnelheid op vliegactiviteit is echter soort specifiek. Ruige dwergvleermuis is wat toleranter voor hogere windsnelheden dan gewone dwergvleermuis (Limpens *et al.*, 2017). De relatie tussen windsnelheid en vliegactiviteit biedt mogelijkheden voor mitigatie. De meeste moderne turbines hebben een 'cut-in speed' (windsnelheid waarbij de turbine gaat draaien) van circa 3 m/s. Indien deze cut-in speed wordt verhoogd naar 5-6 m/s betekent dit dat er vrijwel geen vleermuizen meer vliegen als de turbine operationeel is. Een hogere cut-in speed betekent dus minder risico op aanvaringen en daardoor een substantieel lagere mortaliteit. In de VS is de effectiviteit van een verhoging van de startsnellheid uitvoerig onderzocht en blijkt bij onshore turbines een reductie van de mortaliteit tussen 44 % en 93 % haalbaar (Arnett et al., 2011; Baerwald et al., 2009). Tegelijkertijd is het rendementsverlies van de turbines gering vanwege het lage rendement bij lage windsnelheden.

Bij offshore turbines is de effectiviteit van een stilstandvoorziening lager dan bij onshore turbines. Migrerende vleermuizen boven open zee hebben geen keuze dan door te blijven vliegen. Daarnaast is van belang dat het soortenspectrum op zee gedomineerd wordt door soorten als ruige dwergvleermuis en (in veel mindere mate) rosse vleermuis en tweekleurige vleermuis. Dit zijn soorten die vaak op relatief hoog vliegen, en bij hogere windsnelheden, dan laagvliegende soorten zoals bijvoorbeeld de gewone dwergvleermuis of Laatvlieger. Bij een windsnelheid van 5 m/s kan dus sprake zijn van nog relatief veel

vliegactiviteit van vleermuizen. Dit houdt in dat een offshore stilstandvoorziening minder effectief zal zijn, of strenger moet zijn, dan bij onshore windturbines. Boonman (2018) heeft berekend dat bij offshore windparken, bij optimalisatie van de stilstandparameters, een maximale reductie in mortaliteit van circa 40 % haalbaar is.

Omdat de omstandigheden verder offshore anders zijn dan de omstandigheden dicht bij de kust hebben (Boonman & Japink, 2022) een stilstandvoorziening ontwikkeld voor windpark IJmuiden Ver. Daarin is aangegeven welke stilstandparameters nodig zijn om een reductie in mortaliteit van 40 % te realiseren.

9.3 Zeezoogdieren

In de vorige paragrafen zijn de resultaten beschreven van het onderzoek naar de effecten van de realisatie van windparken in kavel IV van windenergiegebied IJmuiden Ver. Er is daarbij van uitgegaan dat bij de aanleg van deze windparken een geluidnorm wordt opgelegd van SELss (750 m) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$.

Hierna volgt een overzicht van de verschillende mogelijkheden om de negatieve effecten van onderwatergeluid op zeezoogdieren bij de aanleg van windparken op zee te beperken. Het overzicht bevat zowel maatregelen/mogelijkheden die nodig zijn om de gestelde geluidnorm te halen (beperken van geproduceerd geluid door heimantels, bellenschermen e.d.), maar geeft ook inzicht in mogelijke maatregelen om ecologische effecten (in de toekomst) verder te beperken.

Uit de analyses is gebleken dat effecten op het gedrag door geluidverstoring maatgevend zijn voor de omvang van het effect op de populatie. De totale omvang van deze effecten wordt uitgedrukt in het aantal dierverstoringsdagen. Op grond van de berekeningen die voor het KEC 4.0 zijn uitgevoerd is aannemelijk gemaakt dat permanente effecten op het gehoor (PTS: *permanent threshold shift*) niet zullen optreden.

Het aantal dierverstoringsdagen wordt berekend door het aantal door het onderwatergeluid verstoorde dieren te vermenigvuldigen met het aantal dagen waarop wordt geheid (= aantal turbinefunderingen). Het aantal verstoorde dieren wordt berekend uit de vermenigvuldiging van het oppervlak door geluid verstoorde gebied met de lokale zeezoogdierdichtheid. Effecten kunnen dus worden beperkt door:

- de oppervlakte door impulsief geluid van heihamers verstoorde gebied te beperken en/of;
- de heiwerkzaamheden uit te voeren in een seizoen met een relatief lage dichtheid van zeezoogdieren en/of;
- het aantal verstoringsdagen (= het aantal funderingen) te beperken of;
- een andere, minder geluid producerende funderingstechniek gebruiken (bijvoorbeeld trillen, blue piling of schroeven).

Voor deze maatregelen geldt dat alleen de eerste maatregel bewezen effectief is. Naar de effectiviteit en effecten van de andere maatregelen wordt nog onderzoek gedaan.

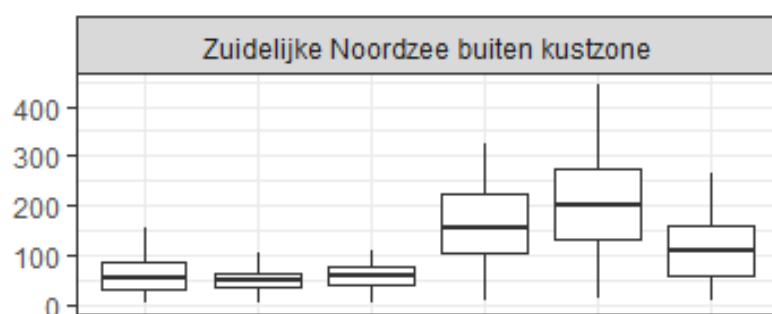
Ad 1. Het oppervlak verstoord gebied kan worden beperkt door:

De propagatie van heigeluid (verder) te beperken door het toepassen van geluiddemping (heimantels, bellenschermen en dergelijke).

Ad 2. Heien als de dichtheid van zeezoogdieren laag is

Voor het KEC 4.0 is voor bruinvissen gebruik gemaakt van de recente kaart van Gilles *et al.*, (2020) met een schatting van de dichtheid in het zomerseizoen. Uit eerder onderzoek van Geelhoed *et al.*, (2011) en recenter onderzoek door Soldaat & Poot (2020) is gebleken dat er grote verschillen in de verspreiding tussen de seizoenen kunnen zijn. Uit de analyse van gegevens uit de periode 1991–2016 die in het kader van het MWTL-programma zijn verzameld, blijkt dat in het offshore deel van de zuidelijke Noordzee, waar het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt, de dichtheid van bruinvissen duidelijk hoger is in de periode januari–juni dan in de zes maanden ervoor (afbeelding 9.1). Over de genoemde periode werden gemiddeld de hoogste waarden in maart/april gezien.

Afbeelding 9.1 Voorkomen van bruinvissen in de zuidelijke Noordzee op basis van de MWTL-vliegtuigtellingen. Naar: Soldaat & Poot (2020)



Op grond van de door Aarts *et al.*, (2021) geproduceerde kaarten kunnen seizoensverschillen voor **gewone en grijze zeehonden** wel worden meegenomen. Voor de berekeningen van het aantal dierverstoringsdagen is uitgegaan van de over de maanden gemiddelde dichtheid rond de heilocatie. In tabel 9.1 is de jaarlijkse variatie in de per kwartaal gemiddelde dichtheid in het windenergiegebied weergegeven.

Tabel 9.1 Jaarlijkse variatie in de dichtheid van gewone en grijze zeehonden in het windenergiegebied IJmuiden Ver (gemiddelden per kwartaal)

n / km ²	Jan - Mrt	Apr - Jun	Jul - Sep	Okt - Dec
gewone zeehond	0,03	0,03	0,07	0,06
grijze zeehond	0,06	0,06	0,07	0,01

Ad 3. Beperken van het aantal verstoringsdagen

Voor het aanleggen van een windpark met een klein aantal, relatief grote turbines is een hogere hei-energie nodig dan voor de aanleg van een windpark met meer, kleinere turbines. Bij het toepassen van één universele geluidsnorm maakt het voor de omvang van het verstoringsoppervlak in principe echter in zeer beperkte mate uit met welke energie wordt geheid (zie tabel 3.1 tot en met tabel 3.4). Op 750 m van de heilocatie mag het geluidsniveau de betreffende waarde immers niet overschrijden. In het geval dat gekozen wordt voor een kleiner aantal, relatief grote turbines zal het uiteraard wel moeilijker zijn de gestelde geluidsnorm te halen. Vanwege het feit dat er tussen de verschillende alternatieven hoegenaamd geen verschil in de omvang van het verstoringsoppervlak is, zullen effecten van een windpark met een geringer aantal, relatief grote turbines **voor zeezoogdieren** altijd gunstiger uitpakken dan die van een windpark met meer, kleinere turbines (vergelijk bijvoorbeeld dierverstoringsdagen in tabel 6.14 met die in tabel 6.15). Bij de keuze voor een bepaalde grootte van windturbines moet uiteraard ook met andere soorten, zoals vogels en vleermuizen rekening worden gehouden. Gebleken is dat een kleiner aantal, relatief grote turbines ook voor zeevogels en vleermuizen gunstiger uitpakt (Thaxter *et al.* 2017).

Ad 4. Toepassen van alternatieve installatietechnieken en funderingstypen

Niet-impulsief geluid dat wordt geproduceerd tijdens de installatie van turbinefunderingen met andere technieken dan heien (trilhamers, schroeven, blue piling) is mogelijk minder verstorend. Uit resultaten van proefprojecten is gebleken dat met deze technieken een mogelijk substantiële geluidsreductie is te bereiken (zie review van Verfuss *et al.* (2019)). Hoewel enkele technieken veelbelovend zijn, worden ze voor windenergie op zee nog niet in de praktijk toegepast. Tot nu toe wordt op het Nederlandse deel van de Noordzee uitsluitend gebruik gemaakt van monopaaalfunderingen. In dit rapport is op grond van beperkte gegevens rekening gehouden met de mogelijke toepassing van tripod- en jacketfunderingen, maar zijn 'gravity based' funderingen en drijvende windturbines buiten beschouwing gebleven. In hoeverre toepassing van de laatste twee typen funderingen (met een waarschijnlijk zeer beperkte geluidsproductie tijdens de installatie) op de Nederlandse Noordzee realistisch is, kon met de huidige stand van kennis niet worden bepaald.

KADERRICHTLIJN MARIENE STRATEGIE

10.1 Inleiding

De Europese Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM) heeft tot doel het beschermen en herstellen van de Europese zeeën en oceanen en duurzaam gebruik te bevorderen. De KRM verplicht elke Europese lidstaat tot het vaststellen van een mariene strategie. Deze strategie moet gericht zijn op bescherming, behoud en herstel van het mariene milieu (een goede milieutoestand) waarbij tevens een duurzaam gebruik van de Noordzee wordt gegarandeerd. De lidstaten moeten de nodige maatregelen treffen om in hun mariene wateren deze ambitie te bereiken. Zij moeten daarbij samenwerken als EU-lidstaten en met andere landen in hun mariene regio. De kaderrichtlijn beveelt aan om daarbij zoveel mogelijk gebruik te maken van bestaande regionale zeeconventies. De doelstelling - een goede milieutoestand te bereiken en/of te behouden in 2020 - is nog niet bereikt. De KRM zal in 2023 worden herzien, er is nog geen nieuwe doelstelling bekend. In 2024 moeten de lidstaten rapporteren en een nieuwe nationale mariene strategie presenteren. Deze rapportage is nog volledig gebaseerd op de oude KRM en het Commissiebesluit uit 2018. De nieuwe KRM (2023) wordt pas daarna toegepast.

De KRM beschrijft de goede milieutoestand aan de hand van elf elementen, de zogenaamde descriptoren. In deze effectbeoordeling wordt onderzocht of de activiteiten met betrekking tot windpark IJmuiden Ver een effect hebben op de goede milieutoestand door te kijken naar de effecten op de descriptoren en waar relevant de uitwerking voor de verschillende soortgroepen of vormen van verstoring. De effecten zijn op alle onderdelen kwalitatief en waar mogelijk kwantitatief beoordeeld om te bepalen of er een negatief effect optreedt voor het behalen van de Goede Milieutoestand. De beoordeling wordt zoveel mogelijk gebaseerd op de Beschrijving van effecten (hoofdstuk 5), de Passende Beoordeling (hoofdstuk 6) en de Soortentoets (hoofdstuk 7) in deze Natuurtoets.

10.2 D1 Biodiversiteit

De biologische diversiteit moet worden behouden. De kwaliteit en het voorkomen van habitats en de verspreiding en dichtheid van soorten zijn in overeenstemming met de heersende fysiografische, geografische en klimatologische omstandigheden.

In tabel 10.1 is een overzicht opgenomen van de effecten van de verstoringfactoren die kunnen optreden, op basis van de beoordeling in de Natuurtoets.

Tabel 10.1 Overzicht van de effecten van alle verstoringsfactoren op soortgroepen

Verstoringsfactor	Soortgroep	Effect
aanvaringen	vogels	geen significante effecten
barrièrewerking/ habitatverlies	vogels	geen significante effecten
bovenwatergeluid	vogels	geen significante effecten
onderwatergeluid	vissen	geen significante effecten met geluidsnorm en soft start
	bodemdieren	geen significante effecten
	zeezoogdieren	geen significante effecten met geluidsnorm en soft start
	vogels	geen significante effecten
verstoring bodem	bodemdieren	geen significante effecten
oppervlakteverlies	bodemdieren	geen significante effecten
elektromagnetische effecten	vissen	geen significante effecten
	bodemdieren	geen significante effecten
	zeezoogdieren	geen significante effecten
	vogels	geen significante effecten

Het behalen van de goede milieutoestand wordt niet beïnvloed.

10.3 D2 Exoten

Door menselijke activiteiten geïntroduceerde niet-inheemse soorten mogen voorkomen op een niveau waarbij het ecosysteem niet verandert.

Er worden door dit project geen niet-inheemse soorten geïntroduceerd, maar door het plaatsen van erosiebescherming en palen wordt er hardsubstraat in het systeem gebracht waar mogelijk exoten die al aanwezig zijn zich kunnen vestigen (Coolen, 2017; De Mesel et al., 2015). In een studie naar de rol van platforms in zee (IMSA Amsterdam, 2011) wordt aangegeven dat platforms geen grote rol spelen in de distributie van exoten. Tot op heden is er geen bewijs dat exoten zich verder verspreiden als gevolg van de aanleg van windparken (Degraer *et al.*, 2020).

Het behalen van de goede milieutoestand wordt niet beïnvloed.

10.4 D3 Commerciële visbestanden

Populaties van alle commercieel geëxploiteerde soorten vis en schaal- en schelpdieren moeten binnen veilige biologische grenzen blijven, en vertonen een opbouw qua leeftijd en omvang die kenmerkend is voor een gezond bestand.

Significant negatieve effecten op vissen door het heien tijdens de aanlegfase zijn in paragraaf 5.4 uitgesloten. Door het uitsluiten van visserij in het windpark treden er mogelijk positieve effecten op commerciële visbestanden op, hierover is echter nog te weinig bekend. Het behalen van de goede milieutoestand wordt niet beïnvloed.

10.5 D4 Voedselweb

Alle elementen van de mariene voedselketens, voor zover deze bekend zijn, mogen voorkomen in normale dichtheden en diversiteit en op niveaus die de dichtheid van de soorten op lange termijn en het behoud van hun volledige voortplantingsvermogen garanderen.

Een effect in de voedselketen kan optreden wanneer de primaire productie, de bodemfauna en/of het visbestand zodanig wordt aangetast dat er onvoldoende voedsel is voor de soorten die van deze elementen afhankelijk zijn. Uit voorgaande hoofdstukken blijkt dat er geen significant effect is op de primaire productie (paragraaf 5.6) en bodemdieren en vissen als voedsel (paragrafen 5.4 en 6.4.2) bij de bouw van één kavel. Bij een nadere opschaling is er mogelijk wel sprake van een effect op de primaire productie en daarmee op de voedselketen (zie paragraaf 5.6).

Het behalen van de goede milieutoestand wordt niet beïnvloed.

10.6 D5 Eutrofiering

Door de mens teweeggebrachte eutrofiëring moet tot een minimum beperkt blijven, met name de schadelijke effecten ervan zoals verlies van de biodiversiteit, aantasting van het ecosysteem, schadelijke algenbloei en zuurstofgebrek in de bodemwateren.

Er is geen sprake van de lozing van meststoffen in het water. Het behalen van de goede milieutoestand wordt niet beïnvloed.

10.7 D6 Bodemintegriteit

Integriteit van de zeebodem moet zodanig zijn dat de structuur en de functies van de ecosystemen gewaarborgd zijn en dat met name benthische ecosystemen niet onevenredig worden aangetast.

Fysieke verstoring en verlies van de zeebodem door menselijke activiteiten wordt beperkt om te waarborgen dat de omvang, conditie en globale verspreiding van populaties van de gemeenschap van kenmerkende benthossoorten toeneemt en doelen voor specifieke habitats worden gehaald.

De volgende indicatoren zijn relevant:

D6C1: Geen significant verlies van de natuurlijke zeebodem ten opzichte van de situatie in 2012 als gevolg van menselijke activiteiten.

D6C4: Geen significant verlies als gevolg van menselijke activiteiten van de habitats die in het kader van de KRM zijn beschreven.

In de Ontwerp Mariene Strategie (deel 2), Actualisatie van het KRM-monitoringprogramma 2020-2026 (maart 2020) staat het volgende: de belangrijkste activiteiten in Nederlandse mariene wateren die fysiek verlies tot gevolg hebben zijn landaanwinning, de aanleg van platforms voor olie- en gaswinning en de aanleg van windparken. Kabels en leidingen worden over het algemeen ingegraven en veroorzaken dus geen verlies. Alleen bij kruisingen met andere kabels en leidingen en bij de aansluiting op het platform en de NGT wordt een steenbestorting aangebracht.

In deze toetsing worden de effecten van oppervlakteverlies en verstoring beoordeeld. Er vindt mogelijk verstoring van de bodem en tijdelijk oppervlakteverlies plaats door:

- het plaatsen van erosiebescherming, kabelbescherming en turbinepalen;
- het ingraven van kabels.

10.7.1 Erosiebescherming, kabelbescherming en turbinepalen

Als gevolg van de aanleg van het windpark zal een deel van de bodemintegriteit verloren gaan. Het gaat hierbij om de turbinepaal zelf (~60 m² per turbinepaal), bijbehorende steenbestorting (~1.600 m² per turbinepaal) en de kabelbescherming op kruisingen (350 m² per kruising). Uitgaande van een *worst-case* scenario (67 turbines) en 10 kruisingen, zou dit in totaal 11,5 ha zijn. Het gaat om een zeer klein oppervlak (maximaal 0,13 % van de kavel), waardoor een significant verlies door de aanleg van erosiebescherming, turbinepalen en kabelkruisen zijn uitgesloten. Daarbij kunnen de soortendiversiteit en biomassa ook baat hebben bij de aanwezigheid van hard substraat (Coolen *et al.*, 2020).

Het behalen van de goede milieutoestand wordt niet beïnvloed.

10.7.2 Ingraven van kabels

Bij het ingraven van de kabels wordt de bodem verstoord. Er wordt aangenomen dat over de totale lengte van het kabelnetwerk binnen het windpark (maximaal 120 km), als het bodemleven binnen 5 m zal worden vernietigd. Dit betreft een totaal oppervlak van 2,4 ha (0,02 % van de kavel). Daarbij komt dat de bodemgemeenschap die voorkomt in het plangebied wordt gekenmerkt door hoge dynamiek (Van der Reijden *et al.*, 2021). Dit maakt het aannemelijk dat de gemeenschap na de aanleg en ontmanteling zich snel zal herstellen, waardoor het gebied opnieuw gekoloniseerd wordt. Een significant verlies door de aanleg van de kabel is uitgesloten.

Het behalen van de goede milieutoestand wordt niet beïnvloed.

10.7.3 Totale verstoring

In totaal wordt 13,9 ha van de bodem van het NCP verstoord (tabel 10.2). Dit komt overeen met 0,0002 % van het totale NCP. Een deel van de activiteiten hebben enkel een tijdelijk effect. Er is geen sprake van een significant verlies als gevolg van de voorgenomen activiteit. Door het uitsluiten van de visserij neemt de bodemberoering af in het gebied, dit kan een positief effect hebben.

Het behalen van de goede milieutoestand wordt niet beïnvloed.

Tabel 10.2 Overzicht van bodem verstorende activiteiten en het oppervlak dat wordt verstoord.

	Tijdelijk verlies	Permanent verlies
ingraven kabels	2,4 ha	-
turbinepalen		0,4 ha
steenbestorting		10,8 ha
kabelkruisingen		0,35 ha
totaal	2,4 ha	11,5 ha

10.8 D7 Hydrografische eigenschappen

Permanente wijziging van de hydrografische eigenschappen mogen de mariene ecosystemen geen schade berokkenen.

Er is sprake van een verwaarloosbare permanente wijziging van de hydrografische eigenschappen bij de bouw van één kavel. Bij een nadere opschaling (in een modelstudie is uitgegaan van 60 GW) is er mogelijk wel sprake van een effect op de stratificatie (zie paragraaf 5.6). In het geval van dit project wordt het behalen van de goede milieutoestand niet beïnvloed.

10.9 D8 Gevaarlijke stoffen

Concentraties van vervuilende stoffen moeten zodanig zijn dat geen verontreinigingseffecten optreden.

De concentraties van voor het mariene milieu relevante vervuilende stoffen, gemeten in het meest geëigende compartiment (water, sediment of biota), zijn lager dan de concentraties waarbij negatieve effecten kunnen optreden of laten een dalende trend zien. De gezondheid van de soorten wordt niet geschaad door verontreinigende stoffen.

Verontreiniging kan ontstaan wanneer verhoogde concentraties schadelijke stoffen in zee terechtkomen. Verontreiniging wordt zoveel mogelijk vermeden door volgens internationale regels te werken. Daarnaast zijn er in het kavelbesluit voorwaarden opgenomen met betrekking tot het gebruik van opofferingsanodes. Het behalen van de goede milieutoestand wordt niet beïnvloed.

10.10 D9 Gevaarlijke stoffen in vis

Vervuilende stoffen in vis en andere visserijproducten voor menselijke consumptie mogen de grenzen die door communautaire wetgeving of andere relevante normen zijn vastgesteld niet overschrijden.

Er is geen sprake van vervuilende stoffen in vis of andere visserijproducten, zie ook D8. Het behalen van de goede milieutoestand wordt niet beïnvloed.

10.11 D10 Zwerfvuil

De eigenschappen van, en de hoeveelheden zwerfvuil op zee mogen geen schade aan het kust- en mariene milieu veroorzaken.

Er is geen sprake van het lozen of verspreiden van zwerfvuil, het behalen van de goede milieutoestand wordt niet beïnvloed.

10.12 D11 Energietoevoer, onder meer onderwatergeluid

De toevoer van energie, waaronder onderwatergeluid, moet op een niveau zijn dat het mariene milieu geen schade berokkent.

Overkoepelend: ruimtelijke spreiding, tijdsduur en geluidsniveaus van luide impulsbronnen zijn zodanig dat directe en indirecte effecten van luid impulsgeluid niet de gunstige staat van instandhouding van soorten in gevaar kan brengen:

- D11C1: voor bruinvissen wordt reductie van populatiegrootte voorkomen door het stellen van een limiet aan het aantal bruinvisverstoringdagen;

- D11C2: ruimtelijke spreiding, tijdsduur en niveaus van achtergrondgeluid zijn zodanig dat ze niet de gunstige staat van instandhouding van soorten in gevaar kunnen brengen.

Het maximale aantal bruinvisverstoringdagen dat wordt veroorzaakt door het heien van de turbinepalen is 39.000. Omdat de geluidsnormen erop zijn gericht dat door de aanleg van windparken op zee de afname van de bruinvispopulatie met grote zekerheid (95 %) niet meer dan 5 % zal bedragen. Zie voor meer detail paragraaf 6.3. De effecten van trilling en geluid voor overige vissen en bodemdieren en de effecten van elektromagnetische velden zijn in hoofdstuk 5 en 7 behandeld. Hieruit volgt dat er geen negatieve gevolgen optreden.

In paragraaf 6.4 is ook geconcludeerd dat de effecten van continu geluid de gunstige staat van instandhouding van soorten niet in gevaar brengt.

Het behalen van de goede milieutoestand wordt niet beïnvloed.

10.13 Conclusie Kaderrichtlijn Mariene Strategie

Er zijn geen effecten van de voorgenomen activiteit op de verschillende indicatoren. Het behalen van de goede milieutoestand wordt niet beïnvloed.

LITERATUUR

- Aarts, G. (2021). *Memo "Estimated distribution of grey and harbour seals" for KEC 4.0*. Wageningen Marine Research.
- Aarts, G., Brasseur, S., Geelhoed, S. C. V., Van Bemmelen, R., & Leopold, M. (2013). Grey and harbour seal spatiotemporal distribution along the Dutch West coast. *IMARES-Report C103/13*.
- Aarts, G., Brasseur, S., & Kirkwood, R. (2018). *Behavioural response of grey seal to pile-driving*. (Report C006/18). Wageningen Marine Research.
- Aarts, G., Cremer, J., Kirkwood, R., van der Wal, J. T., Matthiopoulos, J., & Brasseur, S. (2016). *Spatial distribution and habitat preference of harbour seals (Phoca vitulina) in the Dutch North Sea*.
<https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/400306>
- Ahlén, I., Bach, L., Baagøe, H. J., & Pettersson, J. (2007). *Bats and offshore wind turbines studied in southern Scandinavia*. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-9977>
- Albert, L., Deschamps, F., Jolivet, A., Olivier, F., Chauvaud, L., & Chauvaud, S. (2020). A current synthesis on the effects of electric and magnetic fields emitted by submarine power cables on invertebrates. *Marine Environmental Research*, 159, 104958. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104958>
- André, M., Solé, M., Lenoir, M., Durfort, M., Quero, C., Mas, A., Lombarte, A., van der Schaar, M., López-Bejar, M., Morell, M., Zaugg, S., & Houégnigan, L. (2011). Low-frequency sounds induce acoustic trauma in cephalopods. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(9), 489–493.
<https://doi.org/10.1890/100124>
- Arnett, E. B., Huso, M. M., Schirmacher, M. R., & Hayes, J. P. (2011). Altering turbine speed reduces bat mortality at wind-energy facilities. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(4), 209–214.
<https://doi.org/10.1890/100103>

- Arts, F. A. (2013). *Trends en verspreiding van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat 1991—2012—Rijkswaterstaat Rapportendatabank*.
https://puc.overheid.nl/rijkswaterstaat/doc/PUC_146210_31/
- Arts, F. A. (2015). *Trends en verspreiding van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat 1991-2013—Rijkswaterstaat Rapportendatabank*.
https://puc.overheid.nl/rijkswaterstaat/doc/PUC_146870_31/
- Bach, L., Bach, P., Pommeranz, H., Hill, R., Voigt, C., Göttsche, M., Göttsche, M., Matthes, H., & Seebens-Hoyer, A. (2017). *Offshore bat migration in the German North and Baltic Sea in autumn 2016*.
- Baerwald, E. F., Edworthy, J., Holder, M., & Barclay, R. M. R. (2009). A Large-Scale Mitigation Experiment to Reduce Bat Fatalities at Wind Energy Facilities. *Journal of Wildlife Management*, 73(7), 1077–1081.
<https://doi.org/10.2193/2008-233>
- Baptist, M. J., Tamis, J. E., Borsje, B. W., & Werf, J. J. van der. (2008). *Review of the geomorphological, benthic ecological and biogeomorphological effects of nourishments on the shoreface and surf zone of the Dutch coast* (C113/08; p.). IMARES / Deltares. <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/376067>
- Batsleer, J., Bleeker, K., Brunel, T., van Hal, R., & Staat, L. (2020). *Overzicht beschikbare gegevens ten behoeve van Nederlandse beleidsdoelen voor haaien en roggen*. Wageningen Marine Research.
<https://doi.org/10.18174/536932>
- Bedore, C. N., & Kajiura, S. M. (2013). Bioelectric fields of marine organisms: Voltage and frequency contributions to detectability by electroreceptive predators. *Physiological and Biochemical Zoology*: PBZ, 86(3), 298–311. <https://doi.org/10.1086/669973>
- Bellebaum, J., Korner-Nievergelt, F., Dürr, T., & Mammen, U. (2013). Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. *Journal for Nature Conservation*, 21(6), 394–400.
<https://doi.org/10.1016/j.jnc.2013.06.001>
- Benhemma-Le Gall, A., Graham, I. M., Merchant, N. D., & Thompson, P. M. (2021). Broad-Scale Responses of Harbor Porpoises to Pile-Driving and Vessel Activities During Offshore Windfarm Construction. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fmars.2021.664724>
- BIJ12. (2017a). *Kennisdocument Ruige dwergvleermuis*.
- BIJ12. (2017b). *Kennisdocument Ruige dwergvleermuis *Pipistrellus nathusii**.

- Boele, A., van Bruggen, J., Slaterus, R., Vergeer, J.-W., & van der Meij. (2018). *Broedvogels in Nederland in 2016* (Sovon-rapport 2018/01). Sovon Vogelonderzoek Nederland.
- Boonman, M., & Japink, M. (2022). *Bat curtailment IJmuiden Ver. Reducing bat mortality in offshore windfarm* (Bureau Waardenburg Rapportnr. 22-227). Bureau Waardenburg.
- Bos, O. G., & Tamis, J. E. (2020). *Evaluatie van OSPAR aanbevelingen voor bedreigde en/of achteruitgaande soorten en habitats in Nederland*. Wageningen Marine Research. <https://doi.org/10.18174/512835>
- Bos, O. G., Witbaard, R., Lavaleye, M., Van Moorsel, G., Teal, L. R., Van Hal, R., Van Der Hammen, T., Ter Hofstede, R., Van Bemmelen, R., Witte, R. H., Geelhoed, S., Dijkman, E. M., & Nieuwenhuis, I. J. W. (2011). *Biodiversity hotspots on the Dutch Continental Shelf A Marine Strategy Framework Directive perspective*. www.imares.wur.nl
- Boshamer, J. P. C., & Bekker, J. P. (2008). *Nathusius' pipistrelles (Pipistrellus nathusii) and other species of bats on offshore platforms in the Dutch sector of the North Sea*. 20.
- Bouten, W., Kleyheeg-Hartman, J., Klop, E., Potiek, A., Shinneman, S., & van Loon, E. (2020). *Haalbaarheidsstudie naar een voorspellend vogeltrekmodel en een stilstandvoorziening om vogelsterfte te beperken in Windpark Eemshaven*.
- 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. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0106366>
- Brandt, M., Dragon, A., Diederichs, A., Bellmann, M., Wahl, V., Piper, W., Nabe-Nielsen, J., & Nehls, G. (2018). Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *Marine Ecology Progress Series*, 596, 213–232. <https://doi.org/10.3354/meps12560>
- Brasseur, S. M. J. M. (2017). Seals in motion: How movements drive population development of harbour seals and grey seals in the North Sea. (*Doctoral Dissertation, Wageningen University*).
- Brasseur, S. M. J. M., Aarts, G., Meesters, E. H., van Polanen Petel, G., Dijkman, J., Cremer, J. S. M., & Reijnders, P. (2012). Habitat preferences of harbor seals in the Dutch coastal area: Analysis and estimate of effects of offshore wind farms. *IMARES-Report C043/10*.
- Brasseur, S. M. J. M., Carius, F., Diederichs, B., Galatius, A., Jeß, A., Körber, P., Meise, K., Schop, J., Siebert, U., Teilmann, J., Bie Thøstesen, & Klöpper, S. (2021). Grey Seal survey of the wadden sea and Helgoland 2020-2021. *Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany*.

- Brasseur, S. M. J. M., Czeck, R., Diederichs, A., Galatius, A., Jensen, L., & Klöpper, S. (2015). *Grey Seal surveys in the Wadden Sea and Helgoland in 2013–2014. Grey seal population recovered after decrease.*
- Bruine Bank | *natura 2000*. (n.d.). Retrieved April 6, 2022, from <https://www.natura2000.nl/gebieden/noordzee/bruine-bank>
- Camphuysen, C. (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*, *Ardea*, 365–380.
- Camphuysen, C. (2011). *Lesser Black-backed Gulls nesting at Texel: Foraging distribution, diet, survival, recruitment and breeding biology of birds carrying advanced GPS loggers.* <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3574.5364>
- Camphuysen, C. (2013). *A historical ecology of two closely related gull species (Laridae): Multiple adaptations to a man-made environment.*
- Camphuysen, C., & Peet, G. (2006). Walvissen en dolfijnen in de Noordzee. *Fontaine Uitgevers*.
- Camphuysen, C., & Siemensma, M. (2011). *Conservation plan for the Harbour Porpoise Phocoena phocoena in The Netherlands: Towards a favourable conservation status.* <https://rugvin.nl/wp-content/uploads/2013/07/Bruinvisbeschermingsplan.pdf>
- Centraal Bureau voor de Statistiek. (2020, December 19). *Vervijfvoudiging vleermuizen sinds 1986.* <https://www.cbs.nl/nl-nl/nieuws/2020/53/vervijfvoudiging-vleermuizen-sinds-1986>
- Charifi, M., Miserazzi, A., Sow, M., Perrigault, M., Gonzalez, P., Ciret, P., Benomar, S., & Massabuau, J.-C. (2018). Noise pollution limits metal bioaccumulation and growth rate in a filter feeder, the Pacific oyster *Magallana gigas*. *PLOS ONE*, *13*(4), e0194174. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194174>
- Charifi, M., Sow, M., Ciret, P., Benomar, S., & Massabuau, J.-C. (2017). The sense of hearing in the Pacific oyster, *Magallana gigas*. *PLOS ONE*, *12*(10), e0185353. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185353>
- Coates, D. A., Kapasakali, D.-A., Vincx, M., & Vanaverbeke, J. (2016). Short-term effects of fishery exclusion in offshore wind farms on macrofaunal communities in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research*, *179*, 131–138. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.02.019>
- Compendium voor de Leefomgeving. (2021). *Bodemfauna Noordzee en bodemvisserij, 2016—2019.* <https://www.clo.nl/indicatoren/nl1251-bodemfauna-noordzee-en-boomkorvisserij>

- Coolen, J. W. P. (2017). *North Sea reefs: Benthic biodiversity of artificial and rocky reefs in the southern North Sea*. Wageningen University.
- Coolen, J. W. P., Bittner, O., Driessen, F. M. F., van Dongen, U., Siahaya, M. S., de Groot, W., Mavraki, N., Bolam, S. G., & van der Weide, B. (2020). Ecological implications of removing a concrete gas platform in the North Sea. *Journal of Sea Research*, 166, 101968.
<https://doi.org/10.1016/j.seares.2020.101968>
- Cottaar, F., Verbeek-Cottaar, J., & van Kleinwee, M. (2022). *Onderzoek aan Kleine Mantelmeeuw, Zilvermeeuw en Scholekster op het Forteiland IJmuiden in 2021*.
- Cryan, Paul. M., Gorresen, P. M., Hein, C. D., Schirmacher, M. R., Diehl, R. H., Huso, M. M., Hayman, D. T. S., Fricker, P. D., Bonaccorso, F. J., Johnson, D. H., Heist, K., & Dalton, D. C. (2014). Behavior of bats at wind turbines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(42), 15126–15131.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1406672111>
- Daan, N. (2000). *De Noordzee-visfauna en criteria voor het vaststellen van doelsoorten voor het natuurbeleid*. Nederlands Instituut voor Visserijonderzoek.
- Dawson, B. G. (1980). *Field experiments on electrically evoked feeding responses in the dogfish, shark, mustelus-canis*. 159(482).
- Day, R. D., McCauley, R. D., Fitzgibbon, Q. P., Hartmann, K., & Semmens, J. M. (2017). Exposure to seismic air gun signals causes physiological harm and alters behavior in the scallop *Pecten fumatus*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(40). <https://doi.org/10.1073/pnas.1700564114>
- Day, R. D., McCauley, R. D., Fitzgibbon, Q. P., & Semmens, J. M. (2016). Seismic air gun exposure during early-stage embryonic development does not negatively affect spiny lobster *Jasus edwardsii* larvae (Decapoda: Palinuridae). *Scientific Reports*, 6(1), 22723. <https://doi.org/10.1038/srep22723>
- de Haan, D., Fosseidengen, J. E., Fjellidal, P. G., Burggraaf, D., & Rijnsdorp, A. D. (2016). Pulse trawl fishing: Characteristics of the electrical stimulation and the effect on behaviour and injuries of Atlantic cod (*Gadus morhua*). *ICES Journal of Marine Science*, 73(6), 1557–1569.
<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw018>
- De Mesel, I., Kerckhof, F., Norro, A., Rumes, B., & Degraer, S. (2015). Succession and seasonal dynamics of the epifauna community on offshore wind farm foundations and their role as stepping stones for non-indigenous species. *Hydrobiologia*, 756(1), 37–50. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2157-1>

- Degraer, S., Carey, D. A., Coolen, J. W. P., Hutchison, Z. L., Kerckhof, F., Rumes, B., & Vanaverbeke, J. (2020). Offshore wind farm artificial reefs affect ecosystem structure and functioning: A synthesis. *Oceanography*, 33(4), 48–57. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2020.405>
- Dienst Landelijk Gebied, & Staatsbosbeheer. (2016). *Natura 2000-beheerplan Texel (2)*. Ministerie van Economische Zaken.
- Elliott, S., Deleys, N., Rivot, E., Acou, A., Réveillac, E., & Beaulaton, L. (2021). Shedding light on the river and sea lamprey in western European marine waters. *Endangered Species Research*, 44, 409–419. <https://doi.org/10.3354/esr01113>
- Ens, B. J., Bairlein, F., Camphuysen, C. J., de Boer, P., Exo, K. M., Gallego, N., Klaassen, R. H. G., Oosterbeek, K., & Shamoun-Baranes, J. Z. (2009). Onderzoek aan meeuwen met satellietzenders. *Limosa*, 82, 33–42.
- Fijn, R. C., Arts, F. A., de Jong, J. W., Beuker, D., Bravo Rebolledo, E. L., Engels, B. W. R., Hoekstein, M. S. J., Jonkvorst, R. J., Lilipaly, S., Sluijter, M., van Straalen, K. D., & Wolf, P. A. (2018). *Verspreiding en abundantie van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat in 2017-2018* (Bureau Waardenburg Rapportnr. 18-319). Bureau Waardenburg & Delta Project Management.
- Fijn, R. C., & de Jong, J. W. (2019). *Vogelwaarden van een mogelijk Natura 2000-gebied Bruine Bank. Populatieschattingen van kwalificerende, begrenzendende en niet-kwalificerende soorten binnen drie mogelijke gebiedsbegrenzings* (Bureau Waardenburg Rapportnr. 19-042). Bureau Waardenburg.
- Fijn, R. C., Gyimesi, A., Collier, M. P., Beuker, D., Dirksen, S., & Krijgsveld, K. (2012). *Flight patterns of birds at offshore gas platform K14. Flight intensity, flight altitudes and species in comparison to OWEZ*.
- Fijn, R. C., Krijgsveld, K. L., Poot, M. J. M., & Dirksen, S. (2015). Bird fluxes at risk altitudes in a Dutch offshore wind farm continuously measured with vertical radar. *Ibis* 157, 558–566.
- Fijn, R. C., van Bemmelen, R. S. A., de Jong, J. W., Arts, F. A., Beuker, D., Bravo Rebolledo, E. L., Engels, B. W. R., Hoekstein, M. S. J., Jonkvorst, R. J., Lilipaly, S., Sluijter, M., van Straalen, K. D., & Wolf, P. A. (2020). *Verspreiding, abundantie en trends van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat in 2019-2020* (Bureau Waardenburg Rapportnr. 20-324). Bureau Waardenburg & Deltamilieu Projecten.
- Frick, W. F., Baerwald, E. F., Pollock, J. F., Barclay, R. M. R., Szymanski, J. A., Weller, T. J., Russell, A. L., Loeb, S. C., Medellin, R. A., & McGuire, L. P. (2017). Fatalities at wind turbines may threaten population

viability of a migratory bat. *Biological Conservation*, 209, 172–177.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.023>

Galatius, A., Abel, C., Brackmann, J., Brasseur, S. M. J. M., Jess, A., Meise, K., Meyer, J., Schop, J., Siebert, U.,

Teilmann, J., & Bie Thøstesen, C. (2021). Harbour seal surveys in the Wadden Sea and Helgoland

2021. *Common Wadden Sea Secretariat*.

Geelhoed, S. C. V., Janinhoff, N., Lagerveld, S., & Verdaat, H. (2018). *Marine mammal surveys in Dutch North*

Sea waters in 2018. Wageningen Marine Research. <https://doi.org/10.18174/466280>

Geelhoed, S. C. V., Janinhoff, N., Lagerveld, S., & Verdaat, H. (2020). *Marine mammal surveys in Dutch North*

Sea waters in 2019 (C016/20; p.). Wageningen Marine Research.

<https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/563620>

Geelhoed, S. C. V., Lagerveld, S., Verdaat, J., & Scheidat, M. (2014). Marine mammal surveys in Dutch waters

in 2014. Imares rapportnummer: C180/14. *Imares Rapportnummer: C180/14*.

Geelhoed, S. C. V., & Leopold, M. F. (2017). *Cruiserapport scheepstellingen van zeevogels op het Friese Front en*

op de Bruine Bank, 2016. Wageningen Marine Research. <https://doi.org/10.18174/412694>

Geelhoed, S. C. V., Scheidat, M., & van Bemmelen, R. (2014). Marine mammal surveys in Dutch waters in

2013. *Imares Rapportnummer: C027/14*.

Geelhoed, S. C. V., Scheidat, R., van Bemmelen, R. S., & 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., & van Polanen Petel, T. (2011). Zeezoogdieren op de Noordzee: Achtergronddocument bij

Natuurverkenning 2011. (WOt-Werkdocument; No. 258). Wageningen: Wettelijke Onderzoekstaken

Natuur & Milieu.

Gill, A. B., Bartlett, M., & Thomsen, F. (2012). Potential interactions between diadromous fishes of U.K.

conservation importance and the electromagnetic fields and subsea noise from marine renewable energy developments. *Journal of Fish Biology*, 81(2), 664–695. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03374.x>

Gilles, A., Ramirez-Martinez, N., Nachtsheim, D., & Siebert, U. (2020). *Update of distribution maps of harbour*

porpoises in the North Sea (p. 16). University of Veterinary Medicine Hannover, Institute for

Terrestrial and Aquatic Wildlife Research (ITAW).

- Gilles, A., Viquerat, S., Becker, E., Forney, K., Geelhoed, S. C. V., Haelters, J., Nabe-Nielsen, J., Scheidat, M., Siebert, U., Sveegaard, S., Van Beest, F., Van Bemmelen, R., & Aarts, G. (2016). *Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment*.
- Graham, I. M., Merchant, N. D., Farcas, A., Barton, T. R., Cheney, B., Bono, S., & Thompson, P. M. (2019). Harbour porpoise responses to pile-driving diminish over time. *Royal Society Open Science*, 6(6), 190335. <https://doi.org/10.1098/rsos.190335>
- Gray, M., Owens, P., & Armitage, M. (2012). Wind speed and bat activity: Assessing and mitigating the effects of wind turbines. *InPractice*, 78, 22–25.
- Hammond, P. S., Berggren, P., Benke, H., Borchers, D. L., Collet, A., Heide-Jørgensen, M. P., Heimlich, S., Hiby, A. R., Leopold, M. F., & Øien, N. (2002). Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *Journal of Applied Ecology*, 39(2), 361–376. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00713.x>
- Hammond, P. S., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Boerjesson, P., Herr, H., Macleod, K., Ridoux, V., Santos, M. B., Scheidat, M., Teilmann, J., Vingada, J., & Øien, N. (2017). *Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys* (p. 40). Wageningen Marine Research.
- Hammond, P. S., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, N., MacLeod, K., Ridoux, V., Santos, M., Scheidat, M., Teilmann, J., Vingada, J., & Øien, N. (2017). *Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCNA-III aerial and shipboard surveys*.
- Hammond, P. S., MacLeod, K., Berggren, P., Borchers, D., Burt, M., Canadas, A., Desportes, D., Gordon, J., Hiby, A. R., Kuklik, I., Leaper, R., Lehnert, K., Leopold, M. F., Lovell, P., Oien, N., Paxton, C., Ridoux, V., Rogan, E., Samarra, F., ... Vazquez, J. (2013). Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation*, Vol 164, Pp. 107-122.
- Hansen, S., Höschle, C., Diederichs, A., Nehls, G., Laczny, M., & Piper, W. (2013). Offshore-Testfeld Alpha ventus Fachgutachten Meeressäuger 2. *Untersuchungsjahr Der Betriebsphase*.
- Hardwood, A. J. P., & Perrow, M. R. (2019). Mitigation for birds with implications for bats. In *Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions* (Vol. 4, p. 242). Pelagic Publishing.
- Heinis, F. (2023). *Gevolgen van toepassen van verschillende geluidsnormen voor de bruinvispopulatie*.

- Heinis, F., de Jong, C. A. F., & RWS Werkgroep Onderwatergeluid. (2015). *Cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op zeezoogdieren* (Cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op zeezoogdieren).
- Heinis, F., de Jong, C. A. F., & von Benda-Beckmann, A. M. (2022). *Kader Ecologie en Cumulatie 2021 (KEC 4.0) – zeezoogdieren* (p. 86).
- Heinis, F., de Jong, C. A. F., von Benda-Beckmann, A. M., & Binnerts, B. (2019). *Framework for Assessing Ecological and Cumulative Effects – 2018; Cumulative effects of offshore wind farm construction on harbour porpoises*. (HWE rapport: 18.153RWS_KEC2018).
- Herman, P. M. J., & van Rees, F. F. (2021). *Mapping Reef forming North Sea Species*. Deltares.
- Hermans, A., & Schilt, B. (2022). *Current state of knowledge Electromagnetic fields. Electromagnetic fields and the Marine Strategy Framework Directive Descriptor 11—Energy*. [Final version.]. Witteveen+Bos.
- Hoek-van Nieuwenhuizen, M., Jol, J., & Kaag, N. H. B. M. (2016). *TBT-gehalten en effecten bij de Gewone Alikruik, de Gevlochten Fuikhoorn en de Purperslak langs de Nederlandse kust in 2016*. Wageningen Marine Research. <https://doi.org/10.18174/406875>
- Hüppop, O., & Hill, R. (2016). *Migration phenology and behaviour of bats at a research platform in the south-eastern North Sea*. 18.
- Hutchison, Z. L., Gill, A. B., Sigra, P., He, H., & King, J. W. (2020). Anthropogenic electromagnetic fields (EMF) influence the behaviour of bottom-dwelling marine species. *Scientific Reports*, 10(1), 4219. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-60793-x>
- Hvidt, C. B., Leonhard, S. B., Klastrup, M., & Pedersen, J. (2006). *Fish at the cable trace. Nysted Offshore Wind Farm. Final report 2004*.
- IMSA Amsterdam. (2011). *Ecosystems associated with North Sea oil and gas facilities and the impact of decommissioning options. With attention for local and regional effects*.
- Jacobusse, E. (2019). *Provinciaal beschermingsplan noordse woelmuis* (p. 78). Provincie Zeeland, Aeres hogeschool.
- Jak, R. G., Bos, O. G., & Lindeboom, H. J. (2009a). *Instandhoudingsdoelen Natura 2000-gebieden Noordzee*.
- Jak, R. G., Bos, O. G., & Lindeboom, H. J. (2009b). *Instandhoudingsdoelen Natura 2000-gebieden Noordzee* (C065/09; p.). IMARES. <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/382504>

- Jak, R., & Glorius, S. (2017). *Macrobenthos in offshore wind farms: A review of research, results and relevance for future developments*. Wageningen Marine Research. <https://doi.org/10.18174/415357>
- Jensen, H., Rindorf, A., Wright, P. J., & Mosegaard, H. (2011). Inferring the location and scale of mixing between habitat areas of lesser sandeel through information from the fishery. *ICES Journal of Marine Science*, 68(1), 43–51. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsq154>
- Jonge Poerink, B., & Dekker, J. (2018). *Migratieperioden van de ruige dwergvleermuis in Nederland*.
- Jonge Poerink, B., Lagerveld, S., & Verdaat, H. (2013). *Pilot study Bat activity in the dutch offshore wind farm OWEZ and PAWP*.
- Kalmijn, Ad. J. (1982). Electric and Magnetic Field Detection in Elasmobranch Fishes. *Science*, 218(4575), 916–918. <https://doi.org/10.1126/science.7134985>
- Kastelein, R. A. (2011). *Final (short) report on TTS in seals & a porpoise* (p. 20).
- Kerbiriou, C., Julien, J. F., Monsarrat, S., Lustrat, P., Haquart, A., & Robert, A. (2015). Information on population trends and biological constraints from bat counts in roost cavities: A 22-year case study of a pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus* Schreber) hibernaculum. *Wildlife Research*, 42(1), 35. <https://doi.org/10.1071/WR14197>
- Kinneging, N., & Tougaard, J. (2021). *Assessment North Sea. Report of the EU INTERREG Joint Monitoring Programme for Ambient Noise North Sea (Jomopans)*. (p. 23). Rijkswaterstaat.
- Kirschvink, J. L. (1990). Geomagnetic Sensitivity in Cetaceans: An Update With Live Stranding Records in the United States. In *Sensory Abilities of Cetaceans*.
- Krijgsveld, K., Fijn, R., Japink, M., van Horssen, P., Heunks, C., Collier, M., Poot, M., Beuker, D., & Dirksen, S. (2011). *Effect Studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee: Final report on fluxes, flight altitudes and behaviour of flying birds*.
- Krijgsveld, K. L., Fijn, R. C., Japink, M., van Horssen, P. W., Heunks, C., Collier, M. P., Poot, M. J. M., Beuker, D., & Dirksen, S. (2011). *Effect studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee. Final report on fluxes, flight altitudes and behaviour of flying birds* (No. 10-219 / OWEZ_R_231_T1_20111110_flux & flight; p. 328). Bureau Waardenburg.
- Lagerveld, S., Poerink, B., Haselager, R., & Verdaat, H. (2014). Bats in Dutch offshore wind farms in autumn 2012. *Lutra*, 57, 61–69.

- Lagerveld, S., Wal, J. T. van der, Vries, V., Verdaat, H., Sonneveld, C., Meer, J. van der, Brabant, R., & Noort, B. (2019). *Bats at the southern North Sea in 2017 & 2018*. <https://doi.org/10.18174/496171>
- Leemans, J. J., Potiek, A., & Gyimesi, A. (2022). *Notitie: Aanvullende berekeningen jan-van-gent en zilvermeeuw ten behoeve van milieueffectrapporten windenergiegebied IJmuiden Ver. Bureau Waardenburg*.
- Leewis, L., Klink, A. D., Verduin, E. C., & van Deelen, J. J. (2018). *Benthic development in and around offshore wind farm Prinses Amalia Wind Park near the Dutch coastal zone before and after construction (2003-2017)*. Eurofins AquaSense.
- Lehnert, L. S., Kramer-Schadt, S., Teige, T., Hoffmeister, U., Popa-Lisseanu, A., Bontadina, F., Ciechanowski, M., Dechmann, D. K. N., Kravchenko, K., Presetnik, P., Starrach, M., Straube, M., Zoephel, U., & Voigt, C. C. (2018). Variability and repeatability of noctule bat migration in Central Europe: Evidence for partial and differential migration. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1893), 20182174. <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.2174>
- Leopold, M., Dijkman, E., Teal, L., & the OWEZ-team. (2011). *Local Birds in and around the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee (T0 & T1, 2002-2010)* (NoordzeeWind Report OWEZ_R_221_T1_20111220_local_birds, IMARES report C187/11; p. 176).
- Leopold, M. F., Boonman, M., Collier, M. P., Davaasuren, N., Jongbloed, R. H., Lagerveld, S., Wal, J. T. van der, & Scholl, M. M. (2014). *A first approach to deal with cumulative effects on birds and bats of offshore wind farms and other human activities in the southern North Sea* (C166/14; p.). IMARES. <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/482985>
- Lillis, A., Eggleston, D. B., & Bohnenstiehl, D. R. (2013). Oyster Larvae Settle in Response to Habitat-Associated Underwater Sounds. *PLoS ONE*, 8(10), e79337. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0079337>
- Limpens, H., Lagerveld, S., Ahlén, I., Anxionnat, D., Aughney, T., Baagøe, H. J., Bach, L., Boshamer, J. P. C., Boughey, K., Champion, T. L., Christensen, M., Dekker, J. J. A., Douma, T., Dubourg-Savage, M.-J., Durinck, J., Elmeros, M., Haarsma, A.-J., Haddow, J., Hargreaves, D., ... Schillemans, M. J. (2017). *Migrating bats at the southern North Sea 2017*.

May, R., Nygård, T., Falkdalen, U., Åström, J., Hamre, Ø., & Stokke, B. G. (2020). Paint it black: Efficacy of increased wind turbine rotor blade visibility to reduce avian fatalities. *Ecology and Evolution*, 10(16), 8927–8935. <https://doi.org/10.1002/ece3.6592>

Ministerie van Economische Zaken. (2014). *Profiel Document A199 Zeekoet*. Ministerie van Economische Zaken.

Ministerie van Infrastructuur en Milieu. (2011). *Natura 2000 doelendocument delta update*. Ministerie van Infrastructuur en Milieu.
file:///C:/Users/909923/Box/BI3828%20MER%20IJVER/BI3828%20MER%20IJVER%20WIP/Natuurtoets/Literatuur/N2000%20DW%20doelendocument.pdf

Ministerie van Infrastructuur en Milieu. (2016a). *Natura 2000 beheerplan Deltawateren: 2016-2022*. Ministerie van Infrastructuur en Milieu. <https://www.bij12.nl/wp-content/uploads/2021/01/Natura-2000-Beheerplan-118-Oosterschelde.pdf>

Ministerie van Infrastructuur en Milieu. (2016b). *Natura 2000 Voordelta: 2015-2021*. Ministerie van Infrastructuur en Milieu.
file:///C:/Users/909923/Downloads/natura_2000_beheerplan_voordelta_2015-2021_5002.pdf

Ministerie van Infrastructuur en Milieu. (2016c). *Natura 2000-beheerplan Noordzeekustzone: Periode 2016-2022*. Ministerie van Infrastructuur en Milieu. <https://www.bij12.nl/assets/Noordzeekustzone-beheerplan.pdf>

Ministerie van Infrastructuur en Milieu. (2016d). *Natura 2000-beheerplan Waddenzee: Periode 2016-2022*. Ministerie van Infrastructuur en Milieu. <https://www.bij12.nl/assets/Waddenzee-beheerplan.pdf>

Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. (n.d.). *OSPAR: soort van Initial OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats | Beschermde natuur in Nederland*. Retrieved May 3, 2022, from <https://minlnv.nederlandsesoorten.nl/content/ospar-soort-van-initial-ospar-list-threatened-andor-declining-species-and-habitats>

Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. (2008). *Besluit Natura 2000-gebied Voordelta*. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.
https://www.natura2000.nl/sites/default/files/gebieden_aanwijzing_en_archief/113/Besluit%20Voordelta.pdf

- Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. (2018). *Ontwerp-wijzigingsbesluit: Habitatrichtlijngebieden vanwege aanwezige waarden*. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.
- https://www.natura2000.nl/sites/default/files/gebieden_aanwijzing_en_archief/113/N2K113_OWB_Wijzigingsbesluit_aanwezige_waarden_Voordelta.pdf
- Ministry of Agriculture, Nature and Food Quality. (2020). *Updated Conservation Plan for the Harbour Porpoise Phocoena phocoena in the Netherlands: Maintaining a Favourable Conservation Status*.
- Mitson, R. B. (1995). *Underwater noise of research vessels: Review and recommendations* (Cooperative Research Report No. 209). ICES. https://ices-library.figshare.com/articles/_/18624479
- Naisbett-Jones, L. C., Putman, N. F., Stephenson, J. F., Ladak, S., & Young, K. A. (2017). A Magnetic Map Leads Juvenile European Eels to the Gulf Stream. *Current Biology*, 27(8), 1236–1240.
- <https://doi.org/10.1016/j.cub.2017.03.015>
- Normandeau, Tricas, T., & Gill, A. (2011). *Effects of EMFs from Undersea Power Cables on Elasmobranchs and Other Marine Species* (No. 8053897533).
- Nyqvist, D., Durif, C., Johnsen, M. G., De Jong, K., Forland, T. N., & Sivle, L. D. (2020). Electric and magnetic senses in marine animals, and potential behavioral effects of electromagnetic surveys. *Marine Environmental Research*, 155, 104888. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104888>
- O'Brien, S. H., Cook, A. S. C. P., & Robinson, R. A. (2017). Implicit assumptions underlying simple harvest models of marine bird populations can mislead environmental management decisions. *Journal of Environmental Management*, 201, 163–171. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.037>
- ORJIP. (2022). *Information Note: Environmental Monitoring Technologies and Techniques for Detecting Interactions with Marine Animals*.
- Pierri, C., Lazic, T., Gristina, M., Corriero, G., & Sinopoli, M. (2022). Large-Scale Distribution of the European Seahorses (Hippocampus Rafinesque, 1810): A Systematic Review. *Biology*, 11(2), 325.
- <https://doi.org/10.3390/biology11020325>
- Pondera & Arcades. (2021). *Net op zee IJmuiden Ver Beta—MER fase 2*.
- Poot, M. J. M., Fijn, R. C., Jonkvorst, R. J., Heunks, C., Collier, M. P., de Jong, J., & van Horssen, P. W. (2011). *Aerial surveys of seabirds in the Dutch North Sea May 2010—April 2011. Seabird distribution in relation to future offshore wind farms* (Report number 10-235; p. 274). Bureau Waardenburg.

- Poot, M. J. M., P.W. Van Horssen, Fijn, R. C., M.P. Collier, & C. Viada. (2010). *Do potential and proposed Marine Protected Areas in the Dutch part of the North Sea qualify as Marine Important Bird Areas (MIBAs)? - Application of BirdLife selection criteria* (Report number 10-035; p. 94). Bureau Waardenburg.
<http://rgdoi.net/10.13140/RG.2.1.4713.7528>
- Popper, A. N., & Hawkins, A. D. (2019). An overview of fish bioacoustics and the impacts of anthropogenic sounds on fishes. *Journal of Fish Biology*, 94(5), Article 5. <https://doi.org/10.1111/jfb.13948>
- Potiek, A., & Gyimesi, A. (2023). *Doorrekening nieuwe ALI-normen voor cumulatief scenario offshore windparken t/m 2027*. Waardenburg Ecology.
- Potiek, A., IJntema, G. J., van Kooten, T., Leopold, M. F., & Collier, M. P. (2022). *Acceptable Levels of Impact from offshore wind farms on the Dutch Continental Shelf for 21 bird species*.
- Potiek, A., Leemans, J. J., Middelveld, R. P., & Gyimesi, A. (2022). *Cumulative impact assessment of collisions with existing and planned offshore wind turbines in the southern North Sea—Analysis of additional mortality using collision rate modelling and impact assessment based on population modelling for the KEC 4.0*.
- Prins, T. C., Twisk, F., van den Heuvel-Greve, M. J., Troost, T. A., & van Beek, J. K. L. (2008). *Development of a framework for Appropriate Assessments of Dutch offshore wind farms*. Deltares.
- Reid, J. B., Evans, P. G. H., & Northridge, S. P. (2003). *Atlas of Cetacean distribution in north-west European waters*.
- Reubens, J. T., Pasotti, F., Degraer, S., & Vincx, M. (2013). Residency, site fidelity and habitat use of Atlantic cod (*Gadus morhua*) at an offshore wind farm using acoustic telemetry. *Marine Environmental Research*, 90, 128–135. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.07.001>
- Richard, Y., Abraham, E. R., New Zealand, & Ministry for Primary Industries. (2013). *Application for potential biological removal methods to seabird populations*. <http://www.mpi.govt.nz/news-resources/publications>
- Richardson, W. J., Jr, C. R. G., Malme, C. I., & Thomson, D. H. (2013). *Marine Mammals and Noise*. Academic Press.
- Rijkswaterstaat. (2015). *Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. Uitrol windenergie op zee. Deelrapport B: bijlage TNO-onderzoek, cumulatieve effecten op zeezoogdieren. In opdracht van het ministerie van Economische Zaken*.

- Rijkswaterstaat Zee en Delta. (2016). *Natura 2000 Vlake van de Raan*. Rijkswaterstaat.
- Roberts, L., Cheesman, S., Breithaupt, T., & Elliott, M. (2015). Sensitivity of the mussel *Mytilus edulis* to substrate-borne vibration in relation to anthropogenically generated noise. *Marine Ecology Progress Series*, 538, 185–195. <https://doi.org/10.3354/meps11468>
- Roemer, C., Disca, T., Coulon, A., & Bas, Y. (2017). Bat flight height monitored from wind masts predicts mortality risk at wind farms. *Biological Conservation*, 215, 116–122. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.09.002>
- Runge, M., Sauer, J., Avery, M., Blackwell, B., & Koneff, M. (2009). Assessing Allowable Take of Migratory Birds. *Journal of Wildlife Management*, 73. <https://doi.org/10.2193/2008-090>
- Russell, D. J. F., Hastie, G. D., Thompson, D., Janik, V. M., Hammond, P. S., Scott-Hayward, L. A. S., Matthiopoulos, J., Jones, E. L., & McConnell, B. J. (2016). Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *Journal of Applied Ecology*, 53(6), 1642–1652. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12678>
- Rydell, J., Bach, L., Dubourg-Savage, M.-J., Green, M., Rodrigues, L., & Hedenström, A. (2010). Bat Mortality at Wind Turbines in Northwestern Europe. *Acta Chiropterologica*, 12(2), 261–274. <https://doi.org/10.3161/150811010X537846>
- Rydell, J., Engström, H., Hedenström, A., Larsen, J. K., Pettersson, J., & Green, M. (2012). *The effect of wind power on birds and bats – A synthesis* (Report 6511).
- Scheidat, M., Aarts, G., Bakker, A., Brasseur, S., Carstensen, J., van Leeuwen, P. W., Leopold, M., van Polanen Petel, T., Reijnders, P., Teilmann, J., Tougaard, J., & Verdaat, H. (2012). *Assessment of the Effects of the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee (OWEZ) for Harbour Porpoise (comparison T0 and T1)*. IMARES.
- Scheidat, M., Tougaard, J., Brasseur, S., Carstensen, J., Van Polanen Petel, T., Teilmann, J., & Reijnders, P. (2011). Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and wind farms: A case study in the Dutch North Sea. *Environmental Research Letters*. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/6/2/025102>
- Schippers, P., Buij, R., Schotman, A., Verboom, J., Jeugd, H., & Jongejans, E. (2020). Mortality limits used in wind energy impact assessment underestimate impacts of wind farms on bird populations. *Ecology and Evolution*, 10(13), 6274–6287. <https://doi.org/10.1002/ece3.6360>
- Schwemmer, P., Mendel, B., Sonntag, N., Dierschke, V., & Garthe, S. (2011). Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: Implications for marine conservation and spatial planning. *Ecological*

Applications: A Publication of the Ecological Society of America, 21, 1851–1860.

<https://doi.org/10.2307/23023122>

- Smaal, A., Kamermans, P., Kleissen, F., van Duren, L., & van der Have, T. (2017). *Platte oesters in offshorewindparken (POP)*.
- Smallwood, K. S., & Bell, D. A. (2020). Effects of Wind Turbine Curtailment on Bird and Bat Fatalities. *The Journal of Wildlife Management*, 84(4), 685–696. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21844>
- Snoek, R., Böhm, C., Didderen, K., Lengkeek, W., Driessen, F. M. F., & Maathuis, M. A. M. (2020). *Potential effects of electromagnetic fields in the Dutch North Sea—Phase 2—Pilot field study* (Final Report WP2018_1130_R3r3; Issue WP2018_1130_R3r3). Waterproof Marine Consultancy & Services B.V. and Bureau Waardenburg BV.
- Solan, M., Hauton, C., Godbold, J. A., Wood, C. L., Leighton, T. G., & White, P. (2016). Anthropogenic sources of underwater sound can modify how sediment-dwelling invertebrates mediate ecosystem properties. *Scientific Reports*, 6(1), 20540. <https://doi.org/10.1038/srep20540>
- Soldaat, L., & Poot, M. (2020). *Analyse bruinvis-gegevens en evaluatie monitoring Noordzee – Kwaliteitsborging IHM 2019*. CBS.
- Solick, D. I., & Newman, C. M. (2021). Oceanic records of North American bats and implications for offshore wind energy development in the United States. *Ecology and Evolution*, 11(21), 14433–14447. <https://doi.org/10.1002/ece3.8175>
- Soudijn, F. H., Donk, S., Leopold, M. F., van der Wal, J. T., & Hin, V. (2022). *Cumulative population-level effects of habitat loss on seabirds 'Kader Ecologie en Cumulatie 4.0* (Wageningen Marine Research report C007/22). Wageningen Marine Research.
- Taormina, B., Bald, J., Want, A., Thouzeau, G., Lejart, M., Desroy, N., & Carlier, A. (2018). A review of potential impacts of submarine power cables on the marine environment: Knowledge gaps, recommendations and future directions. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 96, 380–391. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.07.026>
- Taormina, B., Quillien, N., Lejart, M., & et al. (2020). *Characterisation of the potential impacts of subsea power cables associated with offshore renewable energy projects*. Plouzané: France Energies Marines Editions, 2020.

- Ter Hofstede, R., & Baars, D. (2005). *Basiskaarten benthos en vis*.
<https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/151273>
- Thaxter, C. B., Buchanan, G. M., Carr, J., Butchart, S. H. M., Newbold, T., Green, R. E., Tobias, J. A., Foden, W. B., O'Brien, S., & Pearce-Higgins, J. W. (2017). Bird and bat species' global vulnerability to collision mortality at wind farms revealed through a trait-based assessment. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284(1862), 20170829. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.0829>
- Thomsen, F., Gill, A. B., Kosecka, M., Andersson, M., André, M., Degraer, S., Folegot, T., Gabriel, J., Judd, A., Neumann, T., Norro, A., Risch, D., Sigray, P., Wood, D., & Wilson, B. (2016). *MaRVEN – Environmental Impacts of Noise, Vibrations and Electromagnetic Emissions from Marine Renewable Energy*.
<https://doi.org/10.2777/272281>
- Tougaard, J., Carstensen, J., Wisz, M. S., Jespersen, M., Teilmann, J., Ilsted Bech, N., & Skov, H. (2006). *Harbour Porpoises on Horns Reef—Effects of the Horns Reef Wind Farm*.
- Tougaard, J., Hermannsen, L., & Madsen, P. T. (2020a). How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? *The Journal of the Acoustical Society of America*, 148(5), 2885–2893.
<https://doi.org/10.1121/10.0002453>
- Tougaard, J., Hermannsen, L., & Madsen, P. T. (2020b). How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? *The Journal of the Acoustical Society of America*, 148(5), 2885–2893.
<https://doi.org/10.1121/10.0002453>
- Tricas, T. C., & Carlson, B. A. (2012). Electoreceptors and magnetoreceptors. In *Cell Physiology Source Book*.
- Tyack, P. L., & Thomas, L. (2019). Using dose–response functions to improve calculations of the impact of anthropogenic noise. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(S1), 242–253.
<https://doi.org/10.1002/aqc.3149>
- van Bemmelen, R. S., Leopold, M. F., & Arts, F. A. (2013). Alken en zeekoeten op het Friese Front. (No. C160/13). IMARES.
- van de Bilt, S., Faijer, M. J., Ten Klooster, M., & Gyimesi, A. (2020). *Passende beoordeling Hollandse kust (west) Kavel VII*. Pondera Consult.
- van den Boogaart, L., van der Wal, J. T., Tonk, L., Bos, O., Coolen, J., Poelman, M., Vergouwen, S., van Duren, L., Janssen, H., & Timmermans, K. (2020). *Geschiktheid zeewindparken voor maricultuur en passieve visserij*. <https://edepot.wur.nl/509196>

- van der Reijden, K. J., Govers, L. L., Koop, L., Damveld, J. H., Herman, P. M. J., Mestdag, S., Piet, G., Rijnsdorp, A. D., Dinesen, G. E., Snellen, M., & Olff, H. (2021). Beyond connecting the dots: A multi-scale, multi-resolution approach to marine habitat mapping. *Ecological Indicators*, 128, 107849.
<https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2021.107849>
- van der Wal, J. T., Puijtenbroek, M. E. B. van, & Leopold, M. F. (2018). *Cumulatieve effecten van offshore wind parken: Habitatverlies zeevogels: update voor vijf zeevogelsoorten tot 2030*.
<https://doi.org/10.18174/458277>
- van Duren, L., Zijl, F., van Kessel, T., van Zelst, V. T. M., Vilmin, L. M., van der Meer, J., Aarts, G. M., van der Molen, J., Soetaert, K., & Minns, A. W. (2021). *Ecosystem effects of large upscaling of offshore wind on the North Sea—Synthesis report*. 42–42.
- van Hal, R. (2014). *Demersal Fish Monitoring Princess Amalia Wind Farm*.
<https://research.wur.nl/en/publications/demersal-fish-monitoring-princess-amalia-wind-farm>
- van Hal, R., Couperus, A. S., Fassler, S. M. M., Gastauer, S., Griffioen, B., Hintzen, N. T., Teal, L. R., van Keeken, O. A., & Winter, H. V. (2012). *Monitoring- and Evaluation Program Near Shore Wind farm (MEP-NSW): Fish community*. <https://edepot.wur.nl/251669>
- van Norren, E., Dekker, J., & Limpens, H. (2020). *Basisrapport Rode Lijst Zoogdieren 2020 volgens Nederlandse en IUCN-criteria* (Rapport 2019.026). Zoogdiervereiniging.
- van Oostveen, M. (2013). *Evaluatie Natura 2000-beheerplan: Voordelta 2008-2014*.
<https://www.commissiener.nl/projectdocumenten/00000977.pdf>
- van Polanen Petel, T., Geelhoed, S., & Meesters, E. (2010). *Harbour porpoise occurrence in relation to the Prinses Amaliawindpark*.
- vereniging Kust & Zee. (n.d.). *Dwergvinvis | Walvisstrandingen*. Walvisstrandingen. Retrieved May 24, 2022, from <https://www.walvisstrandingen.nl/soort/dwergvinvis>
- Verfuss, U. K., Aniceto, A. S., Harris, D. V., Gillespie, D., Fielding, S., Jiménez, G., Johnston, P., Sinclair, R. R., Sivertsen, A., Solbø, S. A., Størvald, R., Biuw, M., & Wyatt, R. (2019). A review of unmanned vehicles for the detection and monitoring of marine fauna. *Marine Pollution Bulletin*, 140, 17–29.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.009>

- Westerberg, H., & Lagenfelt, I. (2008). Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel: EFFECT OF SUB-SEA CABLE ON EEL MIGRATION. *Fisheries Management and Ecology*, 15(5–6), 369–375. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2008.00630.x>
- Whyte, K. F., Russell, D. J. F., Sparling, C. E., Binnerts, B., & Hastie, G. D. (2020). Estimating the effects of pile driving sounds on seals: Pitfalls and possibilities. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 147(6), 3948–3958. <https://doi.org/10.1121/10.0001408>
- Winter, H. V., Teal, L. R., Griffioen, A. B., Houben, B., & Brevé, N. W. P. (2015). *Desk-study on habitat quality for the European Sturgeon in the Dutch Rhine and southern North Sea*. 51.
- Witbaard, R. (2009). *De Noordkromp*. De levende natuur.

Bijlage(n)



BIJLAGE: INSTANDHOUDINGSDOELSTELLINGEN NATURA 2000-GEBIEDEN

I.1 Bruine Bank

Tabel I.1 Instandhoudingsdoelstellingen Bruine Bank. Doelstellingen: = behoud, > uitbreiding/verbetering.

	Omvang leefgebied	Kwaliteit leefgebied	Populatie
Niet-broedvogels			
A016 – Jan van Gent	=	=	=
A175 – Grote jager	=	=	=
A177 – Dwergmeeuw	=	=	=
A187 – Grote mantelmeeuw	=	=	=
A199 – Zeekoet	=	=	=
A200 - Alk	=	=	=

I.2 Friese Front

Tabel I.2 Instandhoudingsdoelstellingen Friese Front. Doelstellingen: = behoud, > uitbreiding/verbetering

	Omvang leefgebied	Kwaliteit leefgebied	Populatie
Niet-broedvogels			
A199 – Zeekoet	=	=	=

I.3 Noordzeekustzone

Tabel I.3 Instandhoudingsdoelstellingen Noordzeekustzone. Doelstellingen: = behoud, > uitbreiding/verbetering

	Omvang leefgebied	Kwaliteit leefgebied	Populatie
Habitatype			
H1110B – Permanent overstromde zandbanken	=	>	niet van toepassing.
H1140B – Slik- en zandplaten	=	=	niet van toepassing.
H1310A – Zilte pionierbegroeiingen	=	=	niet van toepassing.
H1310B – Zilte pionierbegroeiingen	=	=	niet van toepassing.
H1330A – Schorren en zilte graslanden	=	=	niet van toepassing.
H2110 – Embryonale duinen	=	=	niet van toepassing.
H2190B – Vochtige duinvalleien	=	=	niet van toepassing.
Habitatrichtlijnsoorten			

	Omvang leefgebied	Kwaliteit leefgebied	Populatie
H1095 – Zeeprik	=	=	>
H1099 – Rivierprik	=	=	>
H1103 – Fint	=	=	>
H1351 – Bruinvis	=	>	=
H1364 – Grijze zeehond	=	=	=
H1365 – Gewone zeehond	=	=	=
H1903 – Groenknolorchis*	=	=	=
Broedvogels			
A137 – Bontbekplevier	=	=	niet van toepassing.
A138 – Strandplevier	>	>	niet van toepassing.
A195 - Dwergstern	>	>	niet van toepassing.
Niet-broedvogels			
A001 - Roodkeelduiker	=	=	=
A002 – Parelduiker	=	=	=
A017 – Aalscholver	=	=	1.900
A048 – Bergeend	=	=	520
A062 – Toppereend	=	=	=
A063 - Eider	=	=	26.200
A065 – Zwarte zee-eend	=	=	51.900
A130 – Scholekster	=	=	3.300
A132 - Kluut	=	=	120
A137 – Bontbekplevier	=	=	510
A141 – Zilverplevier	=	=	3.200
A143 - Kanoetstrandloper	=	=	560
A144 – Drieteenstrandloper	=	=	2.000
A149 – Bonte strandloper	=	=	7.400
A157 – Rosse grutto	=	=	1.800
A160 - Wulp	=	=	640
A169 – Steenloper	=	=	160
A177 - Dwergmeeuw	=	=	=



BIJLAGE: OVERIGE BESCHERMDE SOORTEN

II.1 OSPAR conventie

Tabel II.1 Lijst van soorten die beschermd zijn onder OSPAR conventie

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Soortgroep
baltsiche mantelmeeuw	<i>Larus fuscus</i>	vogel
bruinvis	<i>Phocoena</i>	zeezoogdier
dikkopschildpad	<i>Caretta caretta</i>	zeeschildpad
dougalls stern	<i>Sterna dougallii</i>	vogel
elft	<i>Alosa alosa</i>	vis
gevlekte rog	<i>Raja montagui</i>	vis
houting	<i>Coregonus oxyrinchus</i>	vis
kabeljauw	<i>Gadus morhua</i>	vis
lederschildpad	<i>Dermochelys coriacea</i>	zeeschildpad
noordkromp	<i>Arctica islandica</i>	weekdier
platte oester	<i>Ostrea edulis</i>	weekdier
purperslak	<i>Nucella lapillus</i>	weekdier
reuzenhaai	<i>Cetorhinus maximus</i>	vis
stellers Eider	<i>Polysticta stelleri</i>	vogel
steur	<i>Acipenser sturio</i>	vis
tonijn	<i>Thunnus thynnus</i>	vis
vleet	<i>Raja batis</i>	vis
zalm	<i>Salmo salar</i>	vis
zee-engel	<i>Squatina</i>	vis
zeeprik	<i>Petromyzon marinus</i>	vis

II.2 Ascobans

Tabel II.2 Lijst van soorten die beschermd zijn onder Ascobans.

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam
bruinvis	<i>Phocoena</i>
butskop	<i>Hyperoodon ampullatus</i>
dwergpotvis	<i>Kogia breviceps</i>
gestreepte dolfijn	<i>Stenella coeruleoalba</i>
gewone dolfijn	<i>Delphinus delphis</i>
gewone spitsdolfijn	<i>Mesoplodon bidens</i>
griend	<i>Globicephala melas</i>
grijze dolfijn	<i>Grampus griseus</i>
kleine zwaardwalvis	<i>Pseudorca crassidens</i>
narwal	<i>Monodon Monoceros</i>
orca	<i>Orcinus orca</i>
spitsdolfijn van Gray	<i>Mesoplodon grayi</i>
tuimelaar	<i>Tursiops truncatus</i>
witflankdolfijn	<i>Lagenorhynchus acutus</i>
witsnuitdolfijn	<i>Lagenorhynchus albirostris</i>
witte dolfijn	<i>Delphinapterus leucas</i>



BIJLAGE: TECHNISCH RAPPORT ONDERWATERGELUID ZEEZOOGDIEREN

Offshore windenergiegebied IJmuiden Ver

Effecten van aanleg van kavel III en IV (perceel 1) op zeezoogdieren

Dr. F. Heinis

Eindrapport d.d. 14 juni 2022



*onderzoek en advies in
waterbeheer en ecologie*

Inhoud

1	Inleiding.....	3
1.1	Achtergrond en kader.....	3
1.2	Windenergiegebied IJmuiden Ver (perceel 1)	4
2	Uitgangspunten bepaling effecten van impulsief geluid door aanleg windpark	6
2.1	Overzicht stappen effectbepaling.....	6
2.2	Bepaling van het brongeluid en de verspreiding ervan	7
2.3	Berekening van effecten door heien op bruinvissen en zeehonden	10
2.4	Effectbeoordeling en toetsing	16
3	Effecten van aanleg kavels III en IV in windenergiegebied IJmuiden Ver.....	18
3.1	Inleiding	18
3.2	Effecten op populaties van zeezoogdieren.....	18
3.3	Effecten op Natura 2000-gebieden	23
3.4	Effecten op beschermde soorten	25
3.5	(Verder) beperken van effecten door het nemen van aanvullende maatregelen.....	25
4	Cumulatieve effecten	28
4.1	Afbakening.....	28
4.2	Cumulatieve effecten windenergiegebied IJmuiden Ver.....	28
4.3	Cumulatieve Effecten wind op zee op NCP (2016 – 2030)	32
5	Onzekerheden en leemten in kennis.....	35
5.1	Procedure voor het bepalen van populatie-effecten	35
5.2	Overige onzekerheden	37
6	Referenties	39

BIJLAGEN

Bijlage 1 Geluidsberekeningen voor de kavelbesluiten van IJmuiden Ver

Bijlage 2 Effecten van impulsief geluid op het gehoor (PTS)

Bijlage 3 Modelleringsgeofysische surveys

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 heillocatie 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*).

Om ervoor te zorgen dat geen onaanvaardbare effecten van de constructie van windparken op de omvang van de populaties van belangrijke soorten in het Nederlandse deel van de Noordzee ontstaan, is het toetsingskader Ecologie en Cumulatie (KEC) ontwikkeld. In de eerste versie daarvan betrof het de windenergiegebieden van het Energieakkoord uit 2013, te weten Borssele, Hollandse Kust (zuid) en Hollandse Kust (noord). Op basis van de destijds meest recente kennis en inzichten bevatte het onderdeel 'Onderwatergeluid' een aanpak voor het bepalen en beoordelen van cumulatieve effecten van het tijdens de aanleg geproduceerde impulsieve onderwatergeluid op belangrijke populaties van zeezoogdieren (KEC 1.0, onderdeel onderwatergeluid: Heinis & de Jong et al., 2015). In de (kleine) update in 2016 (KEC 2.0) werd het KEC 1.0 uitgebreid met een ecologische norm voor maximaal toelaatbare effecten op de bruinvispopulatie. Het onderzoek had uitgewezen dat effecten op de bruinvispopulatie maatgevend zouden zijn. Voor de bruinvispopulatie op het NCP werd als ecologische norm gesteld dat door de aanleg van de windparken van het Energieakkoord 'de reductie van de populatie met grote zekerheid (95%) niet meer dan 5% mag zijn'. Dit is voorzichtiger dan de 80%-norm die in het kader van het ASCOBANS-verdrag is gesteld (zie Intermezzo Ecologische norm en ASCOBANS).

Intermezzo Ecologische norm en ASCOBANS

Voor het kunnen toetsen van de gevolgen van impulsief onderwatergeluid voor bruinvissen is met name de vraag relevant of hiermee de staat van instandhouding van de populatie in het geding is. In het kader van het ASCOBANS-verdrag (Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas) is als interim doel voor bruinvissen gesteld dat de populatie niet onder 80% van het draagkracht-niveau mag komen. Het is niet bekend wat dit niveau op het NCP is. Het met grote zekerheid instandhouden van de populatie op minimaal 95% van de huidige omvang als gevolg van de aanleg van windparken op zee voor de gehele periode 2016 – 2030 kan als een veilige keuze worden beschouwd.

Met de publicatie van de routekaart windenergie op zee 2030 op 27 maart 2018 heeft het kabinet de voorziene uitrol gepresenteerd voor de verdere realisatie van windenergie op zee voor de periode 2024 tot en met 2030. In deze routekaart zijn de planning en keuze voor gebruik van drie nieuwe windenergiegebieden voor de periode tot 2030 opgenomen, te weten Hollandse kust (west), Ten noorden van de Waddeneilanden en IJmuiden Ver. Om toetsing van de kavelbesluiten voor deze windenergiegebieden aan het KEC mogelijk te maken is het KEC uit 2016 geüpdatet. In dit KEC 3.0 zijn de resultaten van recent onderzoek en de nieuwste inzichten op het gebied van (de effecten van) impulsief onderwatergeluid verwerkt (Heinis & de Jong et al., 2019). In het KEC 3.0 zijn ook voorstellen gedaan voor te stellen grenzen aan de hoeveelheid tijdens de bouw te produceren onderwatergeluid (geluidsnorm) om ervoor te zorgen dat de eerder bepaalde ecologische norm voor bruinvissen niet wordt overschreden.

Op basis van recente EU-afspraken is het nodig de doelstelling voor de bijdrage van duurzame energie aan het totaal voor 2030 aan te scherpen (55% i.p.v. 49%). Een deel van de oorspronkelijke planning voor de uitrol 2030-2040 van 27 GW extra opgesteld vermogen moet daarom in de tijd

naar voren worden gehaald. Om de reductiedoelstelling van 55% in 2030 te halen, is minimaal 10 GW boven op de al geplande en gebouwde windparken nodig, die bij elkaar een vermogen hebben van ongeveer 10 GW. Aanvullend is sprake van een nog niet gepland restant van 0,7 GW, dat nodig is om de 49% reductiedoelstelling te halen. In het 'Programma Noordzee 2022-2027' is daarom ruimte gereserveerd voor 10 GW + 0,7 GW extra aan opgesteld vermogen voor 2030. In een later voorziene, partiële herziening van het Programma Noordzee 2022-2027 zal de aanvullende 17 GW worden opgenomen om zo aan de totale opgave van 27 GW te komen.

Het kabinet heeft in maart 2022 middels het Programma Noordzee 2022 – 2027 zoekgebieden aangewezen om extra windparken voor de versnelling in de periode tot 2030 te kunnen realiseren (Ministeries van IenW, LNV, EZK en BZK, 2022). Van de geselecteerde zoekgebieden is verondersteld dat ontwikkeling binnen deze periode, onder voorwaarden, mogelijk is. Ook voor de windparken in deze, nieuw aan te wijzen gebieden zijn de cumulatieve effecten volgens de KEC-methodiek bepaald (KEC 4.0). Naast een update van de scenario's voor de aanleg van wind op zee, is daarbij ook een aantal verbeteringen in de KEC-procedure geïmplementeerd. Zo is de methodiek uitgebreid om ook de effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden te kunnen bepalen, zijn recentere gegevens over de populatiedichtheden van bruinvissen, gewone en grijze zeehonden op de Noordzee gebruikt en is het bepalen van het aantal verstoorde dieren rond een heilocatie verbeterd door gebruik te maken van nieuwe dosis-effect relaties in plaats van de in voorgaande KEC-versies toegepaste discrete drempelwaarde voor verstoring (Heinis & de Jong et al., 2022).

De opgedane inzichten en de resultaten van de berekeningen van het KEC 4.0 vormen het uitgangspunt voor de bepaling en de beoordeling van de effecten van de kavels III en IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver op zeezoogdieren.

1.2 WINDENERGIEGEBIED IJMUIDEN VER (PERCEEL 1)

In het windenergiegebied IJmuiden Ver zullen zes kavels worden uitgegeven, waaronder kavel III en kavel IV. Voor deze kavels wordt geen alternatieve verkaveling onderzocht. Om een beeld te krijgen van de maximale bandbreedte van de effecten van de constructie van het windpark op zeezoogdieren zijn bij het bepalen en beoordelen ervan twee alternatieve opstellingen onderzocht:

- Alternatief 1, een opstelling met 67 turbines van 15 MW;
- Alternatief 2, een opstelling met 50 turbines van 20 MW.

Daarnaast is, in tegenstelling tot eerdere effectonderzoeken, voor beide alternatieven niet alleen uitgegaan van monopaalfunderingen, maar is de mogelijke toepassing van tripod- of jacketfunderingen ook onderzocht. Voor deze funderingstypen worden per windturbine respectievelijk 3 of 4 (dunnere) palen geheid.

TNO heeft voor het KEC 4.0 berekeningen uitgevoerd. Daarbij zijn voor het windenergiegebied IJmuiden Ver op een enkele, centraal gelegen locatie mogelijke effecten op bruinvissen en zeehonden onderzocht (Heinis et al., 2022). Voor de berekeningen in dit MER zijn dezelfde uitgangspunten gekozen, maar zijn voor zowel bruinvissen als zeehonden nieuwe berekeningen op meerdere locaties uitgevoerd. Er is daarbij uitgegaan van een geluidsnorm van 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (op 750 m). De resultaten van deze berekeningen zijn volgens Heinis et al. (2022) geïnterpreteerd waarna de mogelijke effecten op de populaties van bruinvissen en zeehonden zijn bepaald en beoordeeld. Een schatting van cumulatieve effecten van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030, inclusief de aanleg van TenneT-platforms en het geofysisch onderzoek binnen het windenergiegebied en langs de kabeltracés maakt hier onderdeel van uit. Daarnaast is onderzocht

in hoeverre (significante) effecten op de, voor bruinvissen en zeehonden natuurlijke kenmerken van Natura 2000-gebieden zijn te verwachten en is op nationale en internationale schaal getoetst of de gunstige staat van instandhouding van de populaties in het geding is. Deze is voor alle drie de onderzochte soorten bij de laatste update in 2019 als gunstig beoordeeld, met voor de bruinvis de kanttekening dat het toekomstperspectief onduidelijk is. Recent is een update van het Bruinvisbeschermingsplan uit 2011 gepubliceerd (Ministerie van LNV, 2020). Hierin wordt uitgebreid ingegaan op de huidige en toekomstige bedreigingen van bruinvissen op het NCP. Ook wordt daarin geadviseerd om voor bepaalde industriële sectoren (waaronder windenergie, seismisch onderzoek) zogenaamde geluidsbudgetten vast te stellen. Via het KEC 4.0 (en eerdere versies) is daar voor de realisatie van windenergie op zee invulling aan gegeven.

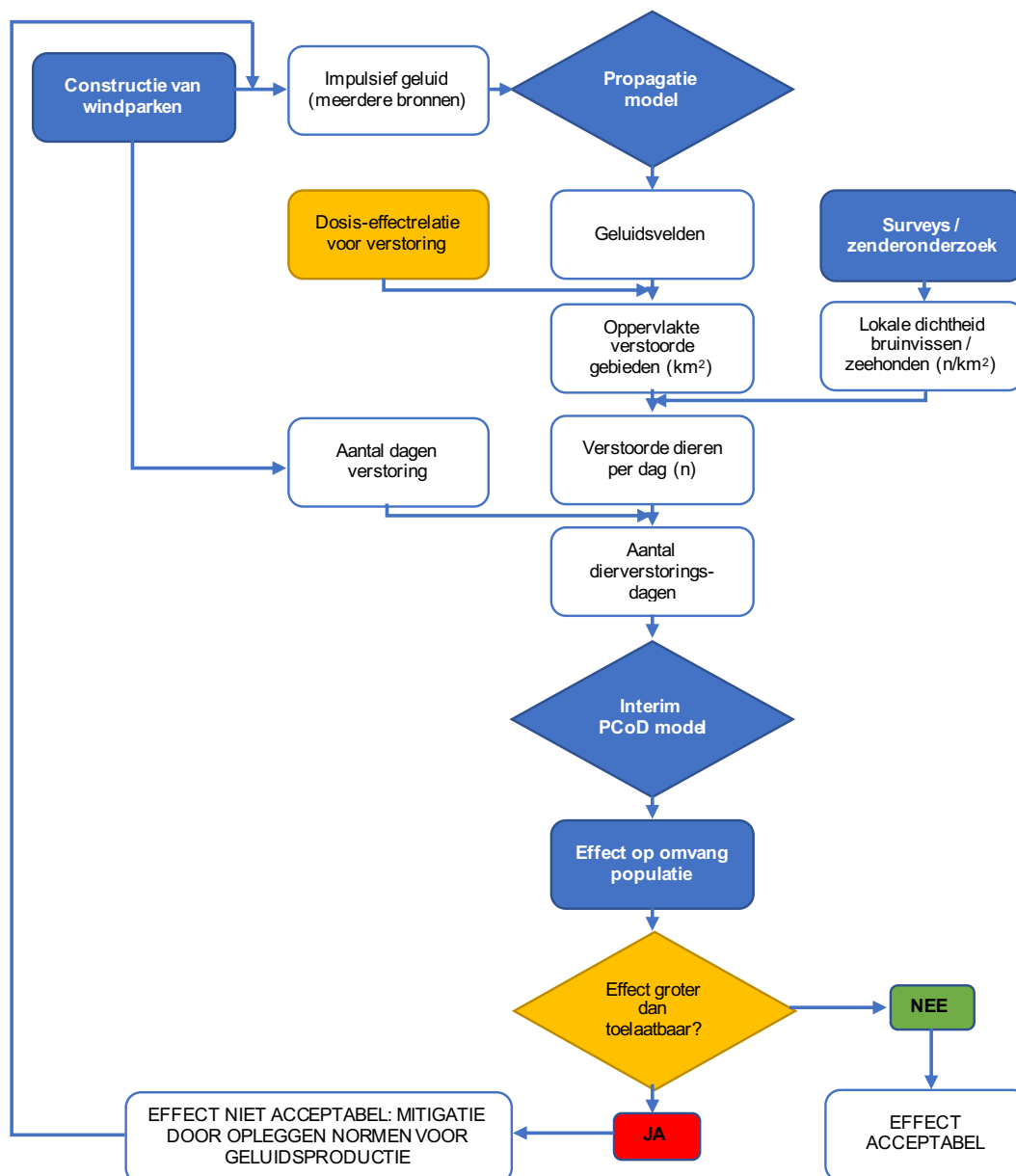
2 Uitgangspunten bepaling effecten van impulsief geluid door aanleg windpark

2.1 OVERZICHT STAPPEN EFFECTBEPALING

Voor het bepalen van de cumulatieve effecten van impulsief geluid door de aanleg van windparken op zee op bruinvissen en zeehonden is voor het KEC 1.0 een procedure ('redeneerlijn') ontwikkeld voor het kwantificeren van de verschillende stappen in de effectketen (Heinis & de Jong et al., 2015). Deze redeneerlijn is in het KEC 3.0 opnieuw gebruikt om effecten op de bruinvispopulatie te kwantificeren en te beoordelen (Heinis & de Jong et al., 2019). In het KEC 4.0 vormt de redeneerlijn opnieuw het uitgangspunt voor het kwantificeren van de cumulatieve effecten van impulsief geluid op de populaties van bruinvissen, gewone en grijze zeehonden. Hierbij is ervan uitgegaan dat effecten van impulsief geluid op het gedrag zowel voor bruinvissen als gewone en grijze zeehonden maatgevend zijn en dat permanente effecten op het gehoor (*Permanent Threshold Shift*, PTS) niet zullen optreden. In het achtergrondrapport bij het KEC 4.0 is dit voor een *worst case* situatie onderbouwd (Heinis & de Jong et al., 2022). Bij de berekening zijn de volgende, in Figuur 2-1 weergegeven stappen te onderscheiden:

1. Berekenen van een realistische *worst case* in de verspreiding van het geluid als gevolg van een enkele heiklap voor elk windpark; aan deze berekening ligt informatie over de bronsterkte, lokale omgevingsfactoren (w.o. bathymetrie en bodemsamenstelling) en kennis over de wijze waarop geluid in water propageert ten grondslag; het resultaat van deze stap is een kaart waarin het geluidsveld als gevolg van de geluidsproductie van de geluidsbron is weergegeven;
2. Berekenen van de oppervlakte door impulsief geluid verstoord gebied voor elk windpark; de berekende geluidverspreiding en een geluidsdosis-effectrelatie voor het optreden van een significante gedragsverandering zijn hiervoor bepalend;
3. Berekenen van het aantal per heidag door geluid verstoorde bruinvissen en zeehonden uit de berekende verstoorde oppervlakten vermenigvuldigd met de lokale dichtheid van de dieren per seizoen;
4. Berekenen van het aantal dierverstoringsdagen uit het aantal verstoorde dieren per dag vermenigvuldigd met het aantal verstoringsdagen;
5. Schatten van het mogelijke effect op de populatie, met gebruikmaking van het Interim PCoD model (versie 5.2);
6. Beoordelen van de geschatte populatieafname en toetsen aan de, door de overheid gestelde ecologische doelstelling voor de uitrol van windenergie op zee tot 2030 voor bruinvissen (Rijkswaterstaat Zee en Delta, 2019 a, b) en de in het KEC 4.0 voorgestelde vergelijkbare doelstelling voor zeehonden (zie aan Ministerie van LNV uitgebracht advies in Bijlage A van Heinis & de Jong et al., 2022).

De hiernavolgende paragrafen 2.2 tot en met 2.4 bevatten een uitgebreidere beschrijving van de stappen die zijn doorlopen bij het bepalen van de effecten van de aanleg van de kavels III en IV in het windenergiegebied IJmuiden Ver op zeezoogdieren.



Figuur 2-1 Schematische weergave van de stappen in de redeneerlijn voor het bepalen en beoordelen van de cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op bruinvissen en zeehonden bij de constructie van windparken op zee.

2.2 BEPALING VAN HET BRONGELUID EN DE VERSPREIDING ERVAN

De berekening van de geluidsverspreiding heeft als doel in te kunnen schatten hoeveel bruinvissen en zeehonden effecten kunnen ondervinden van de geluidbelasting tijdens heien (en het uitvoeren van geofysisch onderzoek). Voor het schatten van de onderwatergeluidniveaus die optreden bij de constructie van windparken volgens de 'routekaart windenergie op zee 2030'¹ is gebruik gemaakt van het, in het kader van Wozep² verder ontwikkelde, Aquarius 4 model (de Jong et al., 2018). Het gebruik van het Aquarius 4 model leidt voor breedbandgeluid tot rekenresultaten die goed overeenkomen met de in het veld gemeten breedband geluidsniveaus (zie Intermezzo 'Validatie

¹ Kamerstukken II, 2017/18, 33 561, nr. 42.

² Wozep = Wind op Zee Ecologisch Programma, zie <https://zoek.officielebekendmakingen.nl/kst-33561-26.html> en www.noordzeeloket.nl/functionalities-gebruik/windenergie/ecologie/wind-zee-ecologisch-programma-wozep/

Aquarius 4 model' en de Jong et al., 2018). Voor het berekenen van de effecten op zeezoogdieren zijn met Aquarius 4 onderwatergeluidkaarten gegenereerd.

Intermezzo Validatie Aquarius 4 model

Het hier toegepaste Aquarius 4 model is gevalideerd aan de hand van de resultaten van metingen verricht tijdens de aanleg van de windparken Gemini en Luchterduinen (de Jong et al., 2018). Daarbij zijn vergelijkingen gemaakt tussen gemeten en berekende onderwater geluidniveaus tot op een maximale afstand van 66 km van de heillocatie. Uit deze vergelijkingen blijkt dat het gemodelleerde breedband *Single Strike Sound Exposure Level* (SELss) goed overeenkomen met de gemeten waarden in het veld. Dit geldt echter in mindere mate als naar de niveaus van afzonderlijke frequenties wordt gekeken: de voorspelde niveaus bij hogere frequenties (> 1 kHz) liggen tot 10 dB onder die van de gemeten niveaus (zie § 9.2 in de Jong et al., 2018). Het is nog niet duidelijk of dit voor deze frequenties een gevolg is van een onderschatting van het afgestraalde geluid van de paal of een overschatting van het propagatieverlies (of een combinatie daarvan). Voor het reduceren van deze onzekerheid is het van belang dat de modellen worden gevalideerd met meetgegevens van andere windenergieprojecten op zee³. Genoemde onderschatting van de niveaus in de hogere frequenties hebben echter geen gevolgen voor de berekeningen van de *worst case* effecten op zeezoogdieren. Deze zijn namelijk gebaseerd op breedband geluidsniveaus en geven vanwege de goede overeenkomst tussen gemeten en gemodelleerde niveaus een betrouwbare inschatting van genoemde effecten.

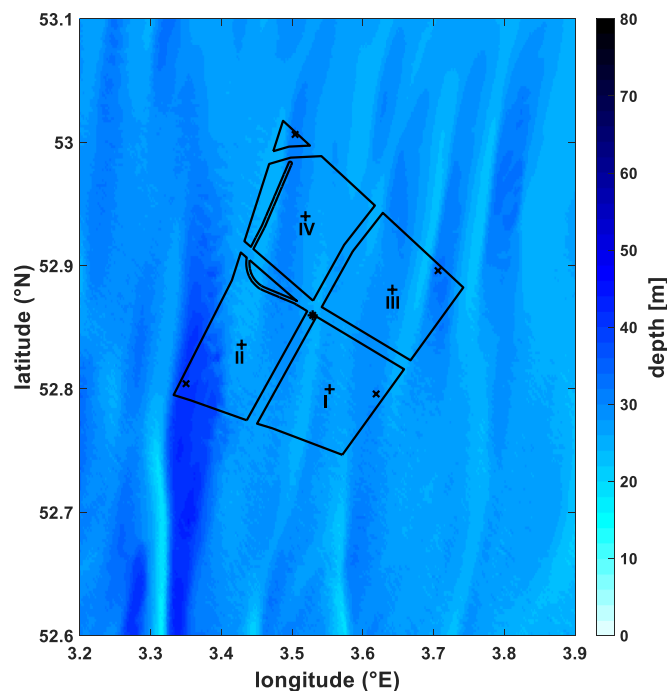
Voor het KEC 4.0 zijn effecten van de 'routekaart 2016 en 2030 windparken', inclusief versnelde aanleg van 10 – 16 GW extra opgesteld vermogen berekend voor de situatie dat geluidsnormen zullen worden toegepast waardoor de propagatie van het heigeluid door het nemen van mitigerende maatregelen wordt gedempt. In deze notitie wordt er voor het windenergiegebied IJmuiden Ver en voor de windergiezoekgebieden van de versnelling van uitgegaan dat een geluidsnorm van 160 db re $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) wordt toegepast. Voor de al aangelegde of nog aan te leggen windparken in de windenergiegebieden Borssele, Hollandse Kust (zuid), Hollandse kust (noord), Hollandse Kust (west) en Ten noorden van de Waddeneilanden is uitgegaan van de in (concept)kavelbesluiten vastgelegde geluidsnormen.

Om een indruk te krijgen van de invloed van de locatie binnen het windenergiegebied op de effecten zijn voor de kavels III en IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver voor een viertal representatieve paalposities berekeningen uitgevoerd (Figuur 2-2). De resultaten hiervan worden afgezet tegen de resultaten van de berekeningen die in het kader van het KEC 4.0 voor het windenergiegebied IJmuiden Ver zijn uitgevoerd (* in Figuur 2-2). In elk van de twee kavels III en IV is een locatie in het centrum (het zwaartepunt) en een locatie op het diepste punt gekozen. In de twee kavels ligt de waterdiepte tussen 28,1 en 33,4 m. Voor overige parameters, zoals de geluidssnelheid in het water en de bodem en de bodemabsorptie zijn realistische waarden gekozen. Per locatie zijn niet alleen heigeluidberekeningen uitgevoerd voor monopaalfunderingen (twee typen), maar ook voor tripod- en jacketfunderingen. Deze worden vooral toegepast in dieper water. De uitgangspunten voor de vier varianten zijn samengevat in Tabel 2-1. Voor overige invoergegevens wordt verwezen naar het memo van TNO in Bijlage 1.

Tabel 2-1 Turbinevarianten waarvoor berekeningen zijn uitgevoerd

Turbinevermogen	15 MW	20 MW	20 MW	20 MW
Type fundering	Monopaal	Monopaal	Tripod	Jacket
Aantal palen	1	1	3	4
Paaldiameter (m)	9	15	5	3
Hamerenergie (kJ)	4000	7000	2000	2000

³ Tijdens de constructie van de windparken in windenergiegebied Borssele zijn metingen van onderwatergeluid uitgevoerd. Analyseresultaten zijn eind 2021 beschikbaar gekomen. Omdat bij Borssele met mitigatie is geheid, kon geen directe modelvalidatie worden uitgevoerd, maar is wel een empirische correctie voor de geluidreductie door verschillende geluid reducerende systemen afgeleid.



Figuur 2-2 Contouren van de vier kavels van IJmuiden Ver en de geselecteerde heilocalaties: het zwaartepunt (+) en het diepste punt (x) van de vier kavels. In het centrum (*) van het hele gebied ligt de voor het KEC 4.0 geselecteerde heilocalatie (Heinis et al., 2022). De kleurenschaal geeft de bathymetrie (laagste astronomische getij, bron: EMODnet).

Bij de interpretatie van berekende effecten van het door heien gegenereerde onderwatergeluid op zeezoogdieren is verder het te hanteren heischema van belang. In deze effectbeschrijving is ervan uitgegaan dat in elk van de kavels III en IV in het windenergiegebied IJmuiden Ver 67 windturbines van 15 MW (alternatief 1) of 50 windturbines van 20 MW (alternatief 2) zullen worden opgesteld. Het heien van één monopaal turbinefundering zal, zo blijkt uit opgedane ervaring bij de aanleg van o.a. het windpark Luchterduinen, inclusief korte pauzes maximaal ongeveer 2 uur duren. Bij het gebruik van tripod- of jacket-funderingen neemt de totale duur van het heien per fundering toe, omdat per fundering meerdere kleinere palen (met een lagere hei-energie) worden geheid, respectievelijk 3 voor een tripod- of 4 voor een jacket-fundering. De totale (netto) heitijd per fundering bedraagt naar verwachting 5 – 8 uur voor tripod funderingen en 3 – 9 uur voor jacket-funderingen (Brandt et al., 2018; Graham et al., 2019)⁴. Dat betekent dat er in het bouwseizoen bij toepassing van monopaalfunderingen maximaal zo'n 134 uur wordt geheid voor alternatief 1 (67 palen x 2 uur) en 100 uur voor alternatief 2 (50 palen x 2 uur). Voor tripod- en jacket-funderingen is dit respectievelijk maximaal 300 en 450 uur voor 50 funderingen (alternatief 2).

Afankelijk van de weersomstandigheden en andere, technische of logistieke omstandigheden is de verwachting dat de heiwerkzaamheden bij toepassen van monopaalfunderingen binnen een periode van 3,5 tot 4 maanden (alternatief 1) of 2,5 – 3 maanden kunnen worden uitgevoerd (alternatief 2). Deze schattingen zijn gebaseerd op de totale aanlegduur van de 4 kavels in het windenergiegebied Borssele. Bij de aanleg hiervan werd een limiet gesteld aan het maximale geluidsniveau op 750 m van de heilocalatie en werden systemen voor het reduceren van het

⁴ Op basis van Brandt et al. (2019) en Graham et al. (2019) is er bij de berekeningen van uitgegaan dat het heien voor een tripod- en jacketfundering gemiddeld genomen niet meer dan één dag in beslag neemt.

onderwatergeluid gebruikt. Bij toepassen van tripod- of jacket-funderingen zullen de werkzaamheden meer tijd in beslag nemen, omdat voor de aanvoer van het grotere aantal palen meer tijd nodig is. Op basis van door Graham et al. (2019) gepubliceerde gegevens voor het Beatrice Offshore Windpark is geschat dat de totale aanlegduur bij toepassen van tripod- of jacket-funderingen zo'n 4,5 maanden voor de 50 funderingen van alternatief 2 zal bedragen. Bij aanleg van dit windpark is geen geluidsmitigatie toegepast. In Tabel 2-2 zijn genoemde uitgangspunten samengevat.

Tabel 2-2 Uitgangspunten voor berekeningen en effectbepaling

	Alternatief 1	Alternatief 2
Aantal turbines	67	50
Geïnstalleerd vermogen per turbine	15 MW	20 MW
Netto heitijd per funderingstype		
Monopaalfundering	2 uur	
Tripod-fundering	n.v.t.	3 – 6 uur
Jacket-fundering	n.v.t.	3 – 9 uur (gem. 5 uur)
Geschatte periode waarin heiwerkzaamheden plaatsvinden		
Monopaalfundering	3,5 – 4 maanden	2,5 – 3 maanden
Tripod & jacketfundering	n.v.t.	4,5 maanden

Bij de aanleg van windparken in kavels III en IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver spelen naast het heigeluid de volgende bronnen van impulsief onderwatergeluid een rol:

- Geluid dat wordt geproduceerd bij de constructie van het TenneT-platform;
- Geluid dat wordt geproduceerd tijdens de twee geofysische surveys in het windenergiegebied, voorafgaand aan de bouw van het windpark.

Beide bronnen van impulsief onderwatergeluid zullen, tezamen met de effecten van de aanleg van windparken in de kavels I en II in de bepaling van de cumulatieve effecten worden meegenomen.

2.3 BEREKENING VAN EFFECTEN DOOR HEIEN OP BRUINVISSEN EN ZEEHONDEN

2.3.1 Relevante effectparameters

De berekening van de geluidsverspreiding heeft als doel in te kunnen schatten hoeveel bruinvissen en zeehonden effecten kunnen ondervinden van de geluidbelasting tijdens het heien. Deze effecten kunnen zich manifesteren in de vorm van een gedragsrespons, zoals een versnelde ademhaling en wegzwemmen van de geluidsbron of in de vorm van een – fysiologisch – effect op het gehoor waardoor de dieren als gevolg van een langere blootstelling aan verhoogde geluidsniveaus tijdelijk (TTS: tijdelijke verhoging van de gehoordrempel) of permanent (PTS: permanente verhoging van de gehoordrempel) minder goed kunnen horen. Een effect op het gedrag treedt op zodra het geluid begint; dieren reageren op de eerste heiklap. Bij effecten op het gehoor (TTS of PTS) gaat het om de totale geluidsdosis, *i.e.* de 'optelsom' van meerdere geluidspulsen, waaraan dieren tijdens het heien van één paal zijn blootgesteld (cumulatieve SEL).

Op grond van de resultaten van eerdere, voor het KEC 1.0 windparken uitgevoerde berekeningen is geconcludeerd dat **effecten op het gedrag maatgevend** zijn voor mogelijke effecten op populaties. Dit heeft onder andere te maken met het feit dat het gebied waarin bruinvissen en zeehonden TTS en PTS kunnen oplopen veel kleiner is dan het gebied waarbinnen gedragseffecten kunnen optreden. 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).

Voor het KEC 4.0 is op grond van geüpdatete *worst case* uitgangspunten opnieuw berekend of er een kans is dat bruinvissen of zeehonden PTS oplopen bij het heien van turbinefunderingen (zie Bijlage 2). Uit de *worst case* berekening volgt dat er een verwaarloosbare kans is dat bruinvissen of zeehonden een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS) oplopen ten gevolge van het onderwatergeluid bij het heien voor de aanleg van wind op zee, mits daarbij het onderwatergeluid wordt gelimiteerd tot de geluidnorm $SEL_{SS}(750m) = 168 \text{ dB re } 1 \mu Pa^2s$, of lager. Deze conclusie is mede het gevolg van het recente wetenschappelijke inzicht (Southall et al., 2019) dat het optreden van permanente effecten op het gehoor bij blootstelling aan onderwatergeluid afhangt van de frequentie-afhankelijke gehoorgevoeligheid van de dieren.

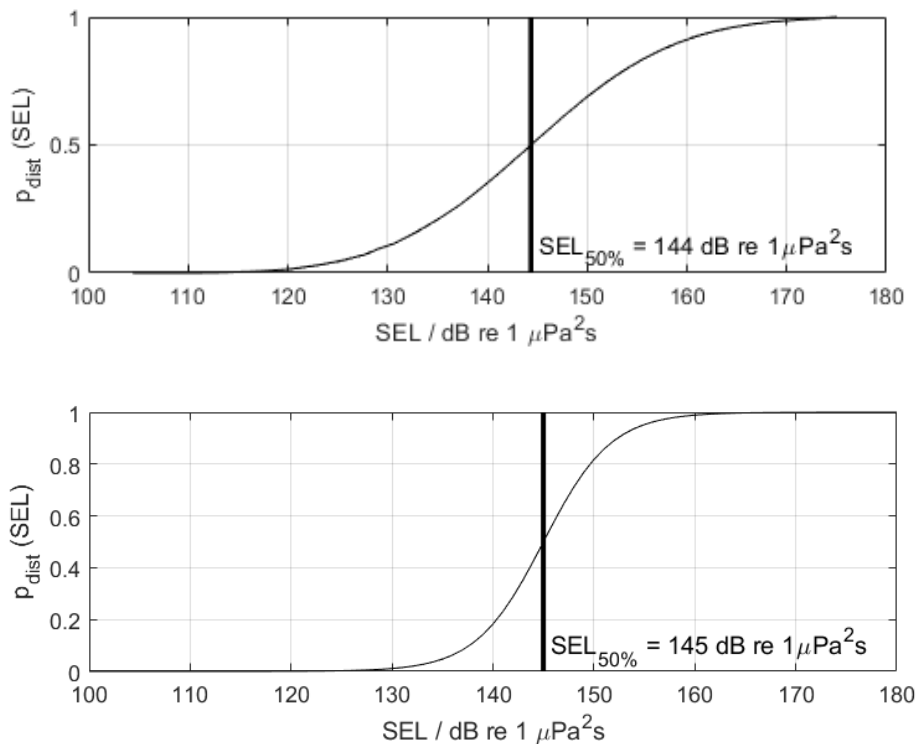
2.3.2 Relatie tussen blootstelling aan geluid en gedragsrespons

Relaties tussen het geluidsniveau (ongewogen breedband Single Strike Sound Exposure Level) en het optreden van een significante gedragsrespons⁵ zijn afgeleid uit recente ‘peer reviewed’ literatuur. Daarbij is ervan uitgegaan dat de geluidsenergie van een enkele (maximale) heiklap bepaalt of er een significante gedragsverandering optreedt (verstoring).

Of een dier in zijn gedrag door geluid wordt beïnvloed, hangt af van het geluidsniveau en daarmee van de afstand tot de geluidsbron. Ook is er binnen een soort sprake van individuele variatie in de gedragsrespons, die context-afhankelijk is (leeftijd, geslacht, motivatie, e.d.). In de KECs 1.0 t/m 3.0 en de daarop gebaseerde effectstudies is met deze variatie geen rekening gehouden en is ervan uitgegaan dat bij geluidsniveaus boven een bepaalde drempelwaarde alle dieren een gedragsrespons vertonen en bij lagere geluidsniveaus geen enkel dier. Tyack & Thomas (2019) geven aan dat het gebruik van een dergelijke discrete drempelwaarde tot een foute inschatting van het aantal door geluid verstoorde dieren kan leiden. Voor het achtergrondrapport ‘Zeezoogdieren’ bij het KEC 4.0 is daarom besloten met de variatie in gedragsrespons rekening te houden door gebruik te maken van een dosis-reponsrelatie in plaats van een discrete drempelwaarde (Heinis & de Jong et al., 2022). Het betekent dat in de berekeningen rekening is gehouden met verschillen in de kans op verstoring van dieren die zich bij aanvang van de heiwerkzaamheden dicht bij de heilocatie bevinden, waar het geluidsniveau hoger is, en dieren die zich op grotere afstand bevinden.

Voor bruinvissen is deze relatie geschat op basis van waarnemingen rond heiwerkzaamheden in Nederland, Duitsland en Schotland (o.a. Geelhoed et al., 2018, Brandt et al., 2018, Graham et al., 2019) en voor zeehonden op basis van Kastelein et al. (2011), Russell et al. (2016), Whyte et al. (2020) en Aarts et al. (2018). De gebruikte relaties zijn in Figuur 2-3 weergegeven (zie Heinis & de Jong et al. (2022) voor verdere details over de toegepaste dosis-responsrelaties).

⁵ 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).

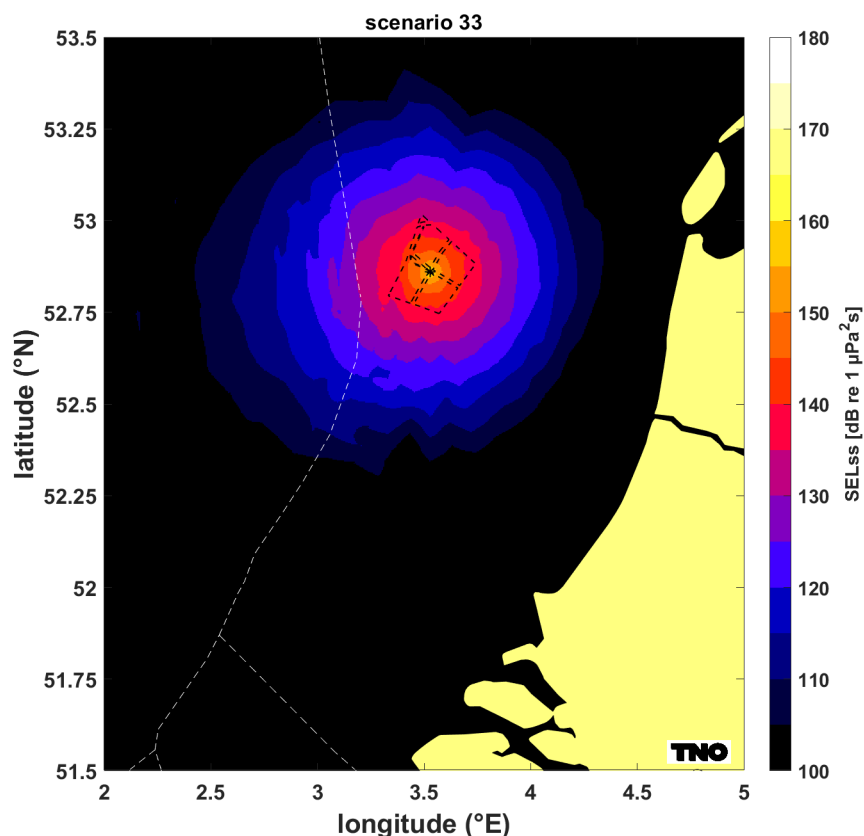


Figuur 2-3 Relaties tussen geluidsdosis (ongewogen breedband single strike sound exposure level) en kans op het optreden van een gedragsrespons bij bruinvissen (boven) en zeehonden (onder). Er is van uitgegaan dat de respons van gewone en grijze zeehonden vergelijkbaar is (zie Heinis et al., 2022 voor onderbouwing). De verticale lijn en de in de figuren weergegeven $SEL_{50\%}$ -waarde geven aan bij welke SEL er 50% kans op verstoring van de dieren is. Uit Heinis et al. (2022).

2.3.3 Toepassen effectrelaties bij bepalen van oppervlakte beïnvloed gebied

De oppervlakte rond de heillocatie waarbinnen dieren verstoord kunnen worden door het heigeluid is berekend aan de hand van de met het Aquarius 4 model gegenereerde onderwatergeluidkaarten. Hierin is de geluidverspreiding als gevolg van een enkele heiklap weergegeven (Single Strike Sound Exposure Level = SEL_{SS}). Een voorbeeld van een dergelijke geluidkaart is weergegeven in Figuur 2-4. Op grond van de in Figuur 2-3 weergegeven relaties is voor elk heiscenario (locatie, type fundering, hamerenergie) en een zogenaamd effectief verstoringsoppervlak voor bruinvissen en zeehonden berekend door per punt op de kaart de berekende kans te vermenigvuldigen met het oppervlak van de gridcel rond het punt en dit vervolgens te sommeren over alle punten van de geluidkaart. Voor de in Figuur 2-4 weergegeven centrale locatie bedraagt dat 626 km² voor bruinvissen en 240 km² voor zeehonden.

Voor het bepalen van de mogelijke cumulatieve effecten van het heien van een gehele fundering op het gehoor van bruinvissen en zeehonden (PTS) zijn voor dit MER geen aparte berekeningen uitgevoerd. In § 2.3.1 is op basis van de berekeningen die voor het KEC 4.0 zijn uitgevoerd aangetoond dat PTS door het toepassen van de geluidnorm van SEL_{SS} (750m) = 168 dB re 1 μPa^2s of lager niet zal optreden (zie ook Bijlage 2).



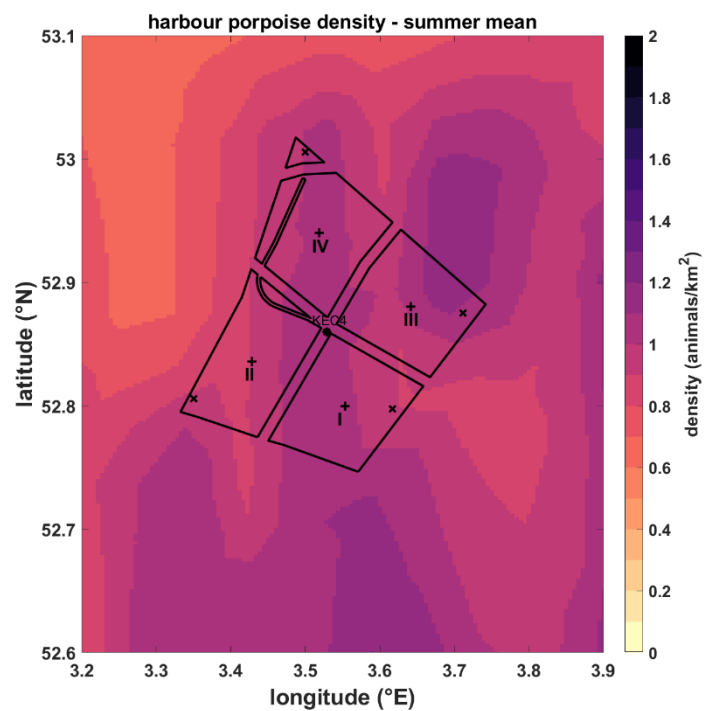
Figuur 2-4 Berekende verspreiding van de SELss rond de centrale KEC 4.0-locatie bij het heien van de monopaal-fundering voor een 15 MW turbine.

2.3.4 Berekenen van het aantal verstoorde dieren

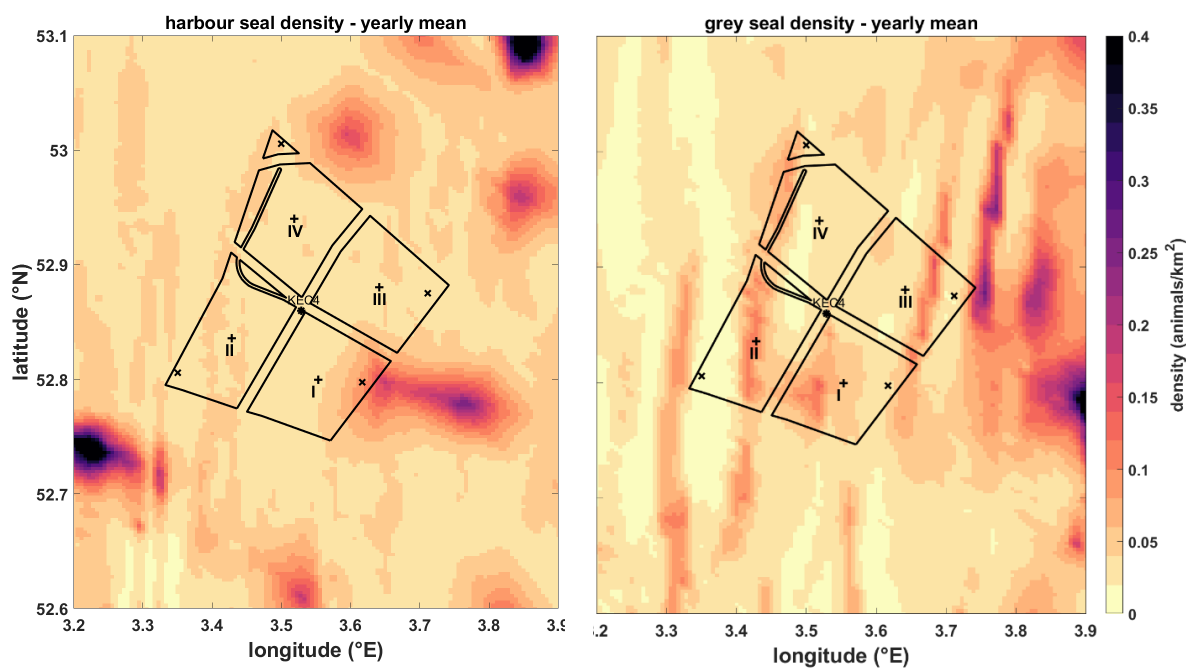
In het KEC 4.0 is gebruik gemaakt van de meest recente verspreidingskaarten van bruinvissen en gewone en grijze zeehonden. Het aantal verstoorde dieren per heidag is voor de drie soorten berekend door voor elk punt in de geluidkaart de kans verstoring te vermenigvuldigen met het oppervlak van de grid-cel rond het punt én met de lokale schatting van de dichtheid van de dieren op dit punt (uit de dierverspreidingskaarten, geïnterpoleerd naar hetzelfde grid als de geluidkaarten). Vervolgens zijn alle, zo verkregen waarden van de punten gesommeerd.

Voor **bruinvissen** is de lokale dichtheid afgeleid van de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld. Het betreft een update van de kaart voor de zomerdichtheid van bruinvissen van Gilles et al. (2016), aangevuld met gegevens van de 2016 SCAN-III survey en jaarlijkse zomertellingen uit België, Nederland (door WMR), Duitsland en Denemarken over de periode 2014 – 2019. Vanwege het ontbreken van actuele kaarten voor de overige seizoenen, is er voor deze studie, net zoals in Heinis & de Jong et al. (2022) van uitgegaan dat de gemiddelde verspreidingskaart uit Gilles et al. (2020) voor het hele jaar geldt. In Figuur 2-5 is de dichtheid en en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver weergegeven.

Voor **zeehonden** op het NCP is uitgegaan van de ten behoeve van het KEC 4.0 samengestelde kaarten van Aarts et al. (2021). Hierin is op basis van alle beschikbare zendergegevens voor elke maand de dichtheid van de gewone en grijze zeehonden gemodelleerd. Figuur 2-6 toont de jaargemiddelde dichtheid voor gewone en grijze zeehond en en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver.



Figuur 2-5 Lokale bruinvisdichtheid in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver, uit de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld.



Figuur 2-6 Jaargemiddelde lokale dichtheid van gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver, uit de kaarten die door Aarts et al. (2021) in opdracht van Rijkswaterstaat zijn samengesteld.

2.3.5 Bepalen van populatie-effecten

Voor het bepalen van de effecten van heigeluid op de populaties van zeezoogdieren is uitgegaan van de aanpak en uitgangspunten van het KEC 4.0 (Heinis et al., 2022). Ten opzichte van het eerdere KEC 3.0 (Heinis et al., 2019) zijn in het KEC 4.0 op basis van de meest recente kennis en inzichten opnieuw enkele verbeteringen in de stappen van de voor het KEC 1.0 ontwikkelde redeneerlijn aangebracht (zie Figuur 2-1 en begeleidende tekst). Zoals eerder aangegeven is er bij het bepalen van de mogelijke doorwerking van effecten van heigeluid op zeezoogdieren van uitgegaan dat de effecten op het gedrag maatgevend zijn en dat door het nemen van mitigerende maatregelen (toepassen 'slow start' en geluidsnorm, eventueel in combinatie met Acoustic Deterrent Devices, zie Intermezzo) wordt voorkomen dat permanente effecten op het gehoor optreden (PTS).

Intermezzo Acoustic Deterrent Devices (ADD)

Met ADD's wordt voorafgaand aan het heien gedurende korte tijd voor zeezoogdieren als hinderlijk ervaren geluid geproduceerd, waardoor zij van de heillocatie wegzwemmen (zie bijvoorbeeld Kastelein et al., 2017). Hierdoor wordt voorkomen dat permanente effecten op het gehoor optreden. Uit de de in Bijlage 2 weergegeven berekeningen blijkt dat de kans dat deze effecten op het gehoor bij bruinvissen en zeehonden optreden verwaarloosbaar is als ervan wordt uitgegaan dat de dieren bij de start van het heien wegzwemmen en zeer klein (m.n. bij zeehonden) als de dieren niet zouden wegzwemmen. Bruinvissen die zich bij aanvang van het heien binnen een afstand van 1,2 km van de heillocatie bevinden en niet wegzwemmen, zouden PTS kunnen oplopen als wordt uitgegaan van de hogere geluidsnorm van SELss (750 m) = 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Het zou dan om maximaal 4 bruinvissen per geheide turbinefundering gaan. Bij de aanleg van de kavels III en IV van windenergiegebied IJmuiden Ver zullen het er zeker minder zijn, omdat een strengere geluidsnorm van SELss (750 m) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ zal worden gehanteerd en omdat een 'slow start' zal worden toegepast. De hoeveelheid geluid waaraan eventuele niet wegzwemmende bruinvissen worden blootgesteld zal daardoor beduidend minder zijn.

Voor het KEC 4.0 is een schatting gemaakt van de cumulatieve effecten op de populaties bruinvissen en zeehonden van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030, inclusief een drietal rekenvarianten voor een versnelde aanleg (totaal ca. 21 – 27 GW geïnstalleerd vermogen). Daarbij is voor de drie soorten zeezoogdieren gebruik gemaakt van het Interim Population Consequences of Disturbance (PCoD) model van SMRU/University St. Andrews (Harwood et al., 2013). De benaderingswijze die aan dit model ten grondslag ligt, wordt internationaal gebruikt (NRC 2005; New et al., 2014) wat betekent dat niet alleen de werkwijze, maar ook de verkregen uitkomsten internationaal vergelijkbaar zijn (voor andere modellen zie Intermezzo Berekenen van effecten van verstoring op populaties van zeezoogdieren).

Intermezzo Berekenen van effecten van verstoring op populaties van zeezoogdieren

Met ander model, DEPONS (Disturbance Effects on the harbour POrpoise population in the North Sea), worden de effecten van verstoring door heigeluid op de bruinvisspopulatie geschat op basis van de beweging en het gedrag van individuele bruinvissen (Agent-Based Modelling ABM of Individual-Based Modelling IBM). Dit model was ten tijde van het KEC 1.0 nog niet beschikbaar (Van Beest et al., 2015; Nabe-Nielsen et al., 2014). Een eerste versie voor algemene toepassing kwam in april 2017 beschikbaar. Er is inmiddels van die versie een update verschenen die is te downloaden via depons.au.dk.

Naast het waarborgen van de internationale vergelijkbaarheid is een belangrijke motivatie om in het geval van bruinvissen te kiezen voor het Interim PCoD model, dat voor het zuidelijke deel van de Noordzee gegevens ontbreken over beweging en gedrag van individuen in de ruimte en tijd. Voor zeehonden zijn dergelijke data wel beschikbaar en zou de energetische consequentie van een interruptie in foerageermogelijkheden op basis van de locatie- en duikdata in principe kunnen worden berekend (e.g. New et al., 2014, Costa 2012). Een op de berekening van cumulatieve effecten van impulsief geluid op zeehondenpopulaties toegespitst model waarin van deze gegevens gebruik wordt gemaakt, is in ontwikkeling (WMR, G. Aarts c.s.), maar nu nog niet beschikbaar. Effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden zijn daarom, net als voor bruinvissen met de meest recente versie van het Interim PCoD model bepaald.

In het Interim PCoD model wordt een kwantitatieve relatie gelegd tussen de duur van de gedragsverandering (= aantal dagen dat een dier in zijn normale gedrag wordt verstoord, het aantal **dierverstoringsdagen**) en factoren als overlevingskans en reproductiesucces (*vital rates*). De relatie is afgeleid door het raadplegen van deskundigen volgens een formeel *expert elicitation* proces, aangezien voor veel soorten meetgegevens voor het ontwikkelen van een ‘full’ PCoD model (cf. New et al., 2014) ontbreken. Daarbij zijn diverse technieken toegepast om de meningen van experts onafhankelijk te wegen en een numerieke schatting van de onzekerheid in de relatie te kunnen geven. In 2018 zijn twee workshops gehouden waarin via *expert elicitation* op basis van nieuwe kennis en verbeterde inzichten voor bruinvissen en zeehonden opnieuw relaties zijn afgeleid (Booth & Heinis 2018; Booth et al., 2019). De resultaten zijn verwerkt in versie 5.0 van het Interim PCoD model, die in maart 2019 voor algemeen gebruik is vrijgegeven⁶. Bij de berekeningen voor het KEC 4.0 is gebruik gemaakt van de nieuwste versie 5.2 van het Interim PCoD model (<http://www.smruconsulting.com>).

Het totale aantal **dierverstoringsdagen** is berekend door het aantal mogelijk verstoorde dieren per dag (zie § 2.3.4) te vermenigvuldigen met het aantal **heidagen**. Daarbij is aangenomen dat alle funderingstypen binnen 1 dag worden geheid. In het iPCoD model versie 5.0 (en later) wordt ervan uitgegaan dat elke heidag (ongeacht de heiduur) gemiddeld genomen tot een 6 uur durende verstoring leidt bij **bruinvissen** die zich in het door geluid verstoorde gebied bevinden. Dit is een pragmatische keuze. Voor **zeehonden** is in het model van een langere verstoringduur van 24 uur uitgegaan, ondanks dat de deskundigen het er tijdens de expert elicitation over eens waren dat hiermee de duur van de verstoring wordt overschat. Ondanks dat Russell et al. (2016) hebben laten zien dat de verstoring bij gewone zeehonden veel korter duurt (ca. 4 uur: heitijd + 2 uur), konden zij het niet met elkaar eens worden over wat de verstoringduur zou moeten zijn⁷.

2.4 EFFECTBEOORDELING EN TOETSING

2.4.1 Principes

De laatste stap van de redeneerlijn betreft het beoordelen van de geschatte populatieafname en de toetsing aan het, door de overheid vastgestelde maximaal toelaatbare effect op de populatie. In het vergunningstraject rond de kavels I en II van windenergiegebied Borssele is, mede op basis van advies van de Commissie m.e.r. voor bruinvissen een ecologische norm, te weten een maximaal toelaatbaar effect, voor de windparken van het Energieakkoord vastgelegd met een bijbehorend stelsel van geluidnormen. De principes hiervan zijn vastgelegd in de KEC-update 2016 (Ministerie EZ & Ministerie IenM 2016a, b). Uitgangspunt bij de toetsing van de effecten op de bruinvispopulatie was dat met grote zekerheid (95%) moest kunnen worden vastgesteld dat de huidige (Nederlandse) bruinvispopulatie als gevolg van de aanleg van de windparken op zee van het Energieakkoord met niet meer dan 5% zou afnemen.

Bij het KEC 3.0 en KEC 4.0 is voor bruinvissen van dezelfde ecologische norm (of *Acceptable Level of Impact*) uitgegaan als in 2016. Dit betekent dat de met grote zekerheid geschatte afname van de bruinvispopulatie als gevolg van de constructie van windparken op het NCP tot en met 2030 niet meer dan 5% mag bedragen (en bij voorkeur minder). In een overleg met het ministerie van LNV is

⁶ Een beta-versie van het geüpdatete Interim PCoD model is al in 2018 gebruikt voor de KEC 3.0 berekeningen van de cumulatieve effecten op de bruinvispopulatie (zie Heinis et al., 2019).

⁷ Het is niet ondenkbaar dat enkele experts bij hun inschattingen van de kans op effecten op de vital rates van een kortere verstoringduur zijn uitgegaan.

voorgesteld om voor het KEC 4.0 eventuele cumulatieve effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden aan dezelfde ecologische norm te toetsen als de norm voor bruinvissen. Het ministerie van LNV heeft erkend dat dit een veilige grens is en stelt voor deze ecologische norm nog niet vast te stellen, maar als 'werknorm' in het KEC 4.0 te gebruiken.

In overeenstemming met het KEC 4.0 is dus van de volgende ecologische norm uitgegaan:

“Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5% bedraagt mag niet groter zijn dan 5% zijn).”

Bij een verwachte overschrijding van de ecologische norm voor bruinvissen of zeehonden, kunnen windparken uitsluitend worden aangelegd als dusdanige mitigerende maatregelen worden getroffen dat wel aan de ecologische norm wordt voldaan. De Nederlandse overheid stelt daartoe een limiet aan de maximaal te produceren hoeveelheid onderwatergeluid.

2.4.2 Beoordeling van de effecten van aanleg windparken in IJmuiden Ver

Voor het onderzoek naar de effecten op zeezoogdieren van de aanleg van windparken in windenergiegebied IJmuiden Ver vormen de dierverstoringsdagen die ten grondslag liggen aan de Interim PCoD berekeningen voor het KEC 4.0 het referentiekader. Het aantal berekende dierverstoringsdagen door aanleg van de kavels van IJmuidenVer wordt daarom vergeleken met de voor hetzelfde windenergiegebied berekende dierverstoringsdagen in het KEC 4.0. Als dat aantal kleiner of vergelijkbaar is met dat van het KEC 4.0, kan ervan worden uitgegaan dat de effecten op de populaties van bruinvissen of zeehonden in cumulatie met de effecten van de aanleg van de andere windparken in de periode 2016 – 2030 ook kleiner of vergelijkbaar zijn.

3 Effecten van aanleg kavels III en IV in windenergiegebied IJmuiden Ver

3.1 INLEIDING

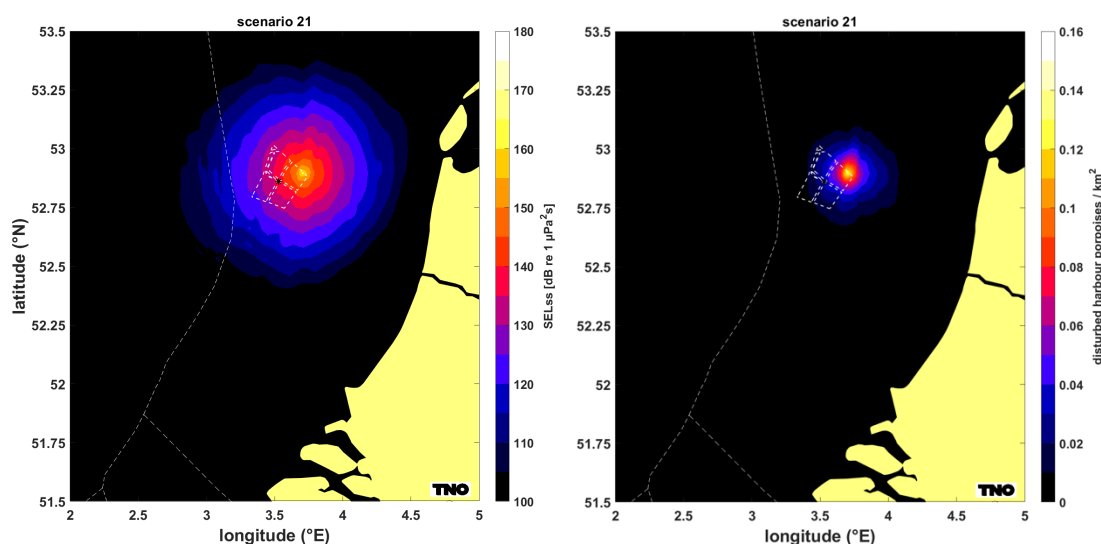
Dit hoofdstuk bevat een beschrijving van de mogelijke effecten van heigeluid voor de aanleg van twee kavels van elk 1.000 MW in het windenergiegebied IJmuiden Ver in twee alternatieve opstellingen. De berekeningen zijn uitgevoerd voor twee paalposities per kavel (Figuur 2-2). Verder is er voor de berekening van de maximale omvang van het effect van uitgaan dat het breedbandgeluidsniveau op 750 meter van de heilocatie 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ bedraagt. De mogelijke effecten op de populaties van bruinvissen en zeehonden worden in § 3.2 beschreven. De toetsing van de effecten aan de Natura 2000-doelstellingen van relevante Natura 2000-gebieden is opgenomen in § 3.3, waarna in § 3.4 wordt getoetst aan de bepalingen voor beschermde soorten in de Wet natuurbescherming (Wnb).

3.2 EFFECTEN OP POPULATIES VAN ZEEZOOGDIEREN

3.2.1 Bruinvis

Effecten op het gedrag van bruinvissen

In Figuur 3-1 is de door TNO berekende verdeling van het voor bruinvissen relevante geluid tijdens het heien voor de constructie van windturbines op het diepste punt van kavel III in het windenergiegebied IJmuiden Ver weergegeven. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan, dat een 'soft start' procedure⁸ wordt toegepast en dat een limiet aan het maximaal te produceren geluidsniveau is gesteld. Er is uitgegaan van een breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie van $\text{SEL}_{\text{ss}} = 160$ dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Tijdens het heien onder deze voorwaarde ontstaat voor bruinvissen een verstoord gebied van 538 km². Het rechterpaneel van Figuur 3-1 toont het aantal op een heidag verstoorde bruinvissen per km². Voor het scenario dat in deze figuur is getoond (hamerenergie 4.000 kJ op het diepste punt in kavel III), is berekend dat op een heidag 547 bruinvissen worden verstoord.



Figuur 3-1 Voorbeeld van de berekende verdeling van SEL_{ss} (ongewogen, breedband) bij heien met toepassing van een geluidsnorm van $\text{SEL}_{\text{ss}} = 160$ dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) voor een heiscenario op het diepste punt in kavel

⁸ De 'soft start' procedure heeft geen invloed op de totale omvang van het verstoorte gebied.

III van windenergiegebied IJmuiden Ver (links) en het aantal verstoorde bruinvissen per km² a.g.v. heien op deze locatie (rechts).

De berekende effecten van het heien voor de aanleg van turbinefunderingen in kavel III en IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver op bruinvissen zijn opgenomen in Tabel 3-1 en Tabel 3-2.

Tabel 3-1 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van kavels III en IV in het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 (67 funderingen van 15 MW) voor bruinvissen. De voor de kavels weergegeven bandbreedte is gebaseerd op berekeningen voor twee locaties binnen één kavel (zie Figuur 2-2). Er is van uitgegaan dat een geluidnorm van SEL_{ss} = 160 dB re 1 µPa²s (750 m) wordt toegepast. N.B. Eventuele permanente effecten van het heien op het gehoor (PTS) van bruinvissen zijn uit te sluiten (zie § 2.3.1).

Alternatief 1 (67 turbines)	Kavel III	Kavel IV	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	538 – 586	567 – 606	626
Verstoorde bruinvissen per heidag (n)			
Monopaalfundering	547 – 581	497 – 556	596
Dierverstoringsdagen (1000-tallen)			
Monopaalfundering	36,7 – 38,9	33,3 – 37,3	39,9

Tabel 3-2 Als Tabel 3-1 voor alternatief 2 (50 funderingen van 20 MW)

Alternatief 2 (50 turbines)	Kavel III	Kavel IV	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	485 – 547	513 – 569	598
Tripodfundering	447 – 518	475 – 541	576
Jacketfundering	447 – 514	475 – 536	570
Verstoorde bruinvissen per heidag (n)			
Monopaalfundering	493 – 543	451 – 524	569
Tripodfundering	455 – 514	419 – 498	549
Jacketfundering	455 – 509	418 – 493	543
Dierverstoringsdagen (1000-tallen)			
Monopaalfundering	24,7 – 27,1	22,6 – 26,2	28,5
Tripodfundering	22,7 – 25,7	20,9 – 24,9	27,5
Jacketfundering	22,8 – 25,5	20,9 – 24,7	27,1

Uit de resultaten blijkt:

- De verschillen in de berekende oppervlakten verstoord gebied zijn relatief klein, wat een gevolg is van de toegepaste geluidnorm van SEL_{ss} = 160 dB re 1 µPa²s op 750 m.
- Afgemeten aan het aantal dierverstoringsdagen verschillen de twee onderzochte alternatieven in effecten op de bruinvispopulatie. Dit hangt vooral samen met het aantal heidagen (= aantal funderingen): de aanleg van alternatief 1 (67 funderingen) leidt tot 1,4 maal zo veel dierverstoringsdagen als die van alternatief 2 (50 funderingen).
- Voor de twee kavels zijn vergelijkbare effecten berekend. De iets kleinere, voor kavel IV berekende effecten zijn toe te schrijven aan (toevallige) verschillen in bruinvisdichtheid rond de gekozen rekenlocaties en zijn niet representatief voor systematische verschillen tussen de kavels (zie Figuur 2-5).
- In vergelijking met het aantal dierverstoringsdagen dat het uitgangspunt vormde voor de Interim PCoD berekeningen in het KEC 4.0 (vetgedrukte getal in Tabel 3-1) zijn de berekende waarden voor de kavels III en IV in alle gevallen vergelijkbaar of lager.

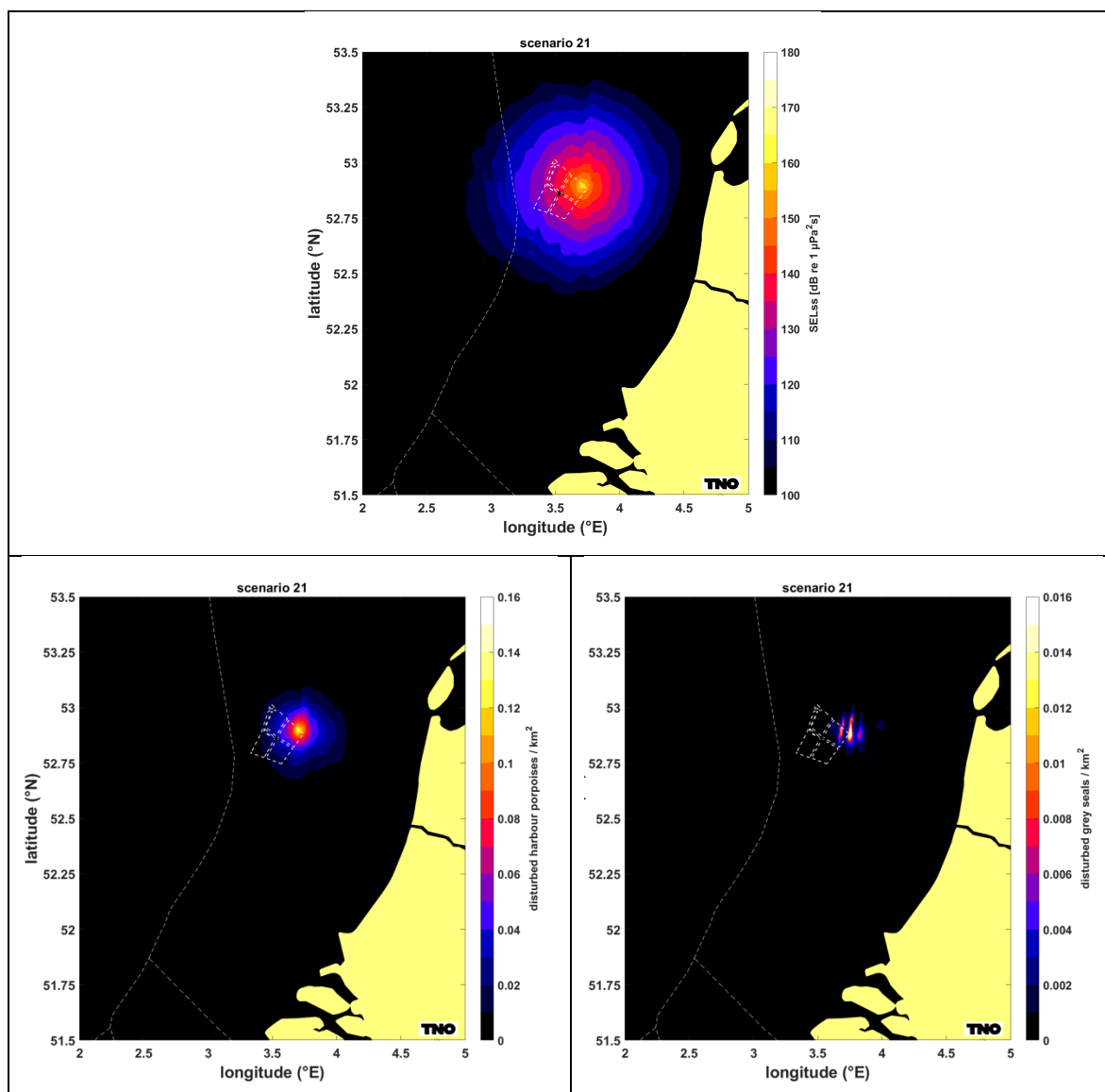
Effecten op het gehoor van bruinvissen

Effecten op het gehoor van bruinvissen (PTS) treden niet op en worden voorkomen door het toepassen van geluid reducerende maatregelen (zie § 2.3.1 en bijlage 2).

3.2.2 Zeehonden

Effecten op het gedrag van zeehonden

In Figuur 3-2 is de door TNO berekende verdeling van het voor gewone en grijze zeehonden relevante geluid tijdens het heien voor de constructie van windturbines op het diepste punt van kavel III in het windenergiegebied IJmuiden Ver weergegeven. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan, dat een 'soft start' procedure⁹ wordt toegepast en dat een limiet aan het maximaal te produceren geluidniveau is gesteld. Er is uitgegaan van een breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie van $SEL_{SS} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2 s$. Tijdens het heien onder deze voorwaarde ontstaat voor zeehonden een verstoord gebied van 214 km². De rechterpanelen van Figuur 3-2 tonen het aantal op een heidag verstoorde gewone zeehonden (boven) en grijze zeehonden (onder) per km². Voor het scenario dat in deze figuur is getoond (hamerenergie 4.000 kJ op het diepste punt in kavel III), is berekend dat op een heidag gemiddeld 10 gewone zeehonden en 16 grijze zeehonden worden verstoord.



⁹ De 'soft start' procedure heeft geen invloed op de totale omvang van het verstoord gebied.

Figuur 3-2 Voorbeeld van de berekende verdeling van SEL_{ss} (ongewogen, breedband) bij heien met toepassing van een geluidsnorm van SEL_{ss} = 160 dB re 1 µPa²s (750 m) voor een heiscenario op het diepste punt in kavel III van windenergiegebied IJmuiden Ver (boven) en het aantal verstoorde gewone zeehonden (linksonder) en grijze zeehonden (rechtsonder) per km² a.g.v. heien op deze locatie.

De resultaten van de berekening van de effecten van heigeluid op gewone en grijze zeehonden bij het heien van funderingen voor windturbines in kavels III en IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver voor twee alternatieve opstellingen zijn opgenomen in Tabel 3-3 en Tabel 3-4. Afhankelijk van de periode in het jaar kunnen 3 – 31 gewone zeehonden en 7 – 23 grijze zeehonden tijdens het heien worden verstoord.

Tabel 3-3 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van kavels III en IV in het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 (67 funderingen van 15 MW) voor gewone zeehonden en grijze zeehonden. De voor de kavels weergegeven bandbreedte is gebaseerd op berekeningen voor twee locaties binnen één kavel (zie Figuur 2-2) en de maandelijkse variatie in de dichtheid van zeehonden (gemiddelde waarden tussen haakjes). Er is van uitgegaan dat een geluidsnorm van SEL_{ss} = 160 dB re 1 µPa²s (750 m) wordt toegepast. N.B. Eventuele permanente effecten van het heien op het gehoor (PTS) van zeehonden zijn uit te sluiten (zie § 2.3.1).

Alternatief 1 (67 turbines)	Kavel III	Kavel IV	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	214 – 234	218 – 234	240
Gewone zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	5 – 30 (10 – 11)	3 – 31 (10)	3 – 31 (10)
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	6,9 – 7,2	6,6	6,6
Monopaalfundering met geluidnorm SEL _{ss} = 168 dB re 1 µPa ² s (750 m)			10,5
Grijze zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	10 – 23 (13 – 16)	7 – 13 (8 – 9)	8 – 16 (10)
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	8,6 – 10,4	6,6	7,0
Monopaalfundering met geluidnorm SEL _{ss} = 168 dB re 1 µPa ² s (750 m)			11,3

Tabel 3-4 Als Tabel 3-3 voor alternatief 2 (50 funderingen van 20 MW)

Alternatief 2 (50 turbines)	Kavel III	Kavel IV	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	180 – 206	185 – 208	217
Tripodfundering	161 – 190	167 – 193	203
Jacketfundering	164 – 190	169 – 192	202
Gewone zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	4 – 26 (8 – 9)	3 – 28 (8 – 9)	3 – 28 (9)
Tripodfundering	4 – 24 (7 – 8)	3 – 25 (8)	3 – 26 (8)
Jacketfundering	4 – 24 (8)	3 – 25 (8)	3 – 26 (8)
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	4,2 – 4,6	4,2 – 4,4	4,4
Tripodfundering	3,7 – 4,2	3,8 – 4,0	4,1
Jacketfundering	3,8 – 4,2	3,9 – 4,0	4,0
Grijze zeehonden			

Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	9 – 20 (11 -13)	6 – 12 (7 – 8)	7 – 14 (9)
Tripodfundering	8 – 18 (10 – 12)	5 – 11 (6 – 7)	7 – 13 (9)
Jacketfundering	8 – 18 (10 – 12)	5 – 11 (6 – 7)	7 – 13 (9)
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	4,6 – 6,5	3,4 – 4,0	4,7
Tripodfundering	5,1 – 5,8	3,1 – 3,7	4,4
Jacketfundering	5,1 – 5,9	3,1 – 3,7	4,3

Uit de resultaten blijkt:

- De verschillen in de berekende oppervlakten verstoord gebied zijn relatief klein, wat een gevolg is van de toegepaste geluidnorm van $SEL_{SS} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$ op 750 m.
- Afgezet tegen het totale aantal zeehonden op het Nederlandse deel van de Noordzee is het aantal op een heidag mogelijk beïnvloede dieren beperkt; voor gewone zeehonden betreft het $< 0,01 - 0,2\%$ van de populatie op het NCP en voor grijze zeehonden is $< 0,05 - 0,2\%$; de dichtheid van gewone en grijze zeehonden is in het windenergiegebied IJmuiden Ver laag, vanwege de relatief grote afstand tot de ligplaatsten in het waddengebied en het daarom als foerageergebied van beperkt belang is.
- Afgemeten aan het aantal dierverstoringsdagen verschillen de twee onderzochte alternatieven in effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden. Dit hangt vooral samen met het aantal heidagen (= aantal funderingen): de aanleg van alternatief 1 (67 funderingen) leidt tot 1,6 maal zo veel dierverstoringsdagen als die van alternatief 2 (50 funderingen).
- Voor de twee kavels zijn voor gewone zeehonden vergelijkbare effecten berekend. De kleinere, voor kavel IV berekende effecten voor grijze zeehonden zijn toe te schrijven aan (toevallige) verschillen in de dichtheid rond de gekozen rekenlocaties en zijn waarschijnlijk niet representatief voor systematische verschillen tussen de kavels (zie Figuur 2-6).
- In vergelijking met het aantal dierverstoringsdagen dat het uitgangspunt vormde voor de Interim PCoD berekeningen in het KEC 4.0 (vetgedrukte waarden in Tabel 3-3) zijn de berekende waarden voor de kavels III en IV in alle gevallen lager. De voor het KEC 4.0 berekende waarden zijn aanmerkelijk hoger dan de nu berekende waarden voor de KEC 4.0 locatie. Voor het KEC 4.0 is voor zeehonden namelijk alleen een scenario doorgerekend waarbij voor het windenergiegebied IJmuiden Ver (en de 10 GW extra geïnstalleerd vermogen van de 'versnelling') werd uitgegaan van een geluidnorm van $SEL_{SS} = 168$ dB re $1 \mu Pa^2s$ op 750 m. In dit scenario bleek de ecologische (werk)norm¹⁰ voor gewone en grijze zeehonden niet te worden overschreden. Het werd daarom niet zinvol geacht om voor deze windparken de berekeningen voor zeehonden nogmaals uit te voeren met de lagere geluidnorm van $SEL_{SS} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$ op 750 m.

Effecten op het gehoor van zeehonden

Effecten op het gehoor van zeehonden (PTS) treden niet op en worden voorkomen door het toepassen van geluid reducerende maatregelen (zie § 2.3.1 en Bijlage 2).

¹⁰ Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid ($>95\%$) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5% bedraagt mag niet groter zijn dan 5% zijn)

3.3 EFFECTEN OP NATURA 2000-GEBIEDEN

3.3.1 Instandhoudingsdoelstellingen

Met uitzondering van de Vogelrichtlijngebieden Friese Front en Bruine Bank gelden in alle marien-estuariene Nederlandse Natura 2000-gebieden (ontwerp)instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden (Tabel 3-5).

Tabel 3-5 Instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvis, gewone zeehond en grijze zeehond in Nederlandse Natura 2000-gebieden. = : behoud omvang/kwaliteit leefgebied; > : verbetering kwaliteit leefgebied.

N2000-gebied	Bruinvis		Gewone zeehond		Grijze zeehond	
	omvang	kwaliteit	omvang	kwaliteit	omvang	Kwaliteit
Waddenzee	=*	=*	=	=	=	=
Noordzeekustzone	=	>	=	=	=	=
Voordelta	=*	>*	=	>	=	=
Vlakte van de Raan	=	=	=	=	=	=
Oosterschelde	=*	=*	=	>	=*	=*
Westerschelde en Saeftinghe	=*	=*	=	>	=*	=*
Klaverbank	=	=	=	=	=	=
Doggersbank	=	=	=	=	=	=

* Doel is vastgelegd in ontwerpwijzigingsbesluit van 5 maart 2018, maar nog niet definitief vastgesteld.

Effecten van de aanleg en exploitatie van de kavels III en IV van windenergiegebied IJmuiden Ver zijn alleen tijdens de aanlegfase van die omvang dat effecten op instandhoudingsdoelen voor zeezoogdieren in Natura 2000-gebieden niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. Het gaat om de effecten van de toename van onderwater geluidsniveaus als gevolg van het heien van de funderingen voor de windturbines via zogenaamde externe werking. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in:

- Directe externe werking: het geluid beïnvloedt de kwaliteit van het leefgebied van de dieren waarvoor in het N2000-gebied instandhoudingsdoelstellingen gelden en
- Indirecte externe werking: de invloed van het geluid op dieren buiten het betreffende N2000-gebied moet deels worden toegerekend aan dit N2000-gebied (bijvoorbeeld als de foerageerfunctie buiten het N2000-gebied zodanig negatief zou worden beïnvloed dat dit niet verenigbaar is met de gestelde doelen voor het N2000-gebied).

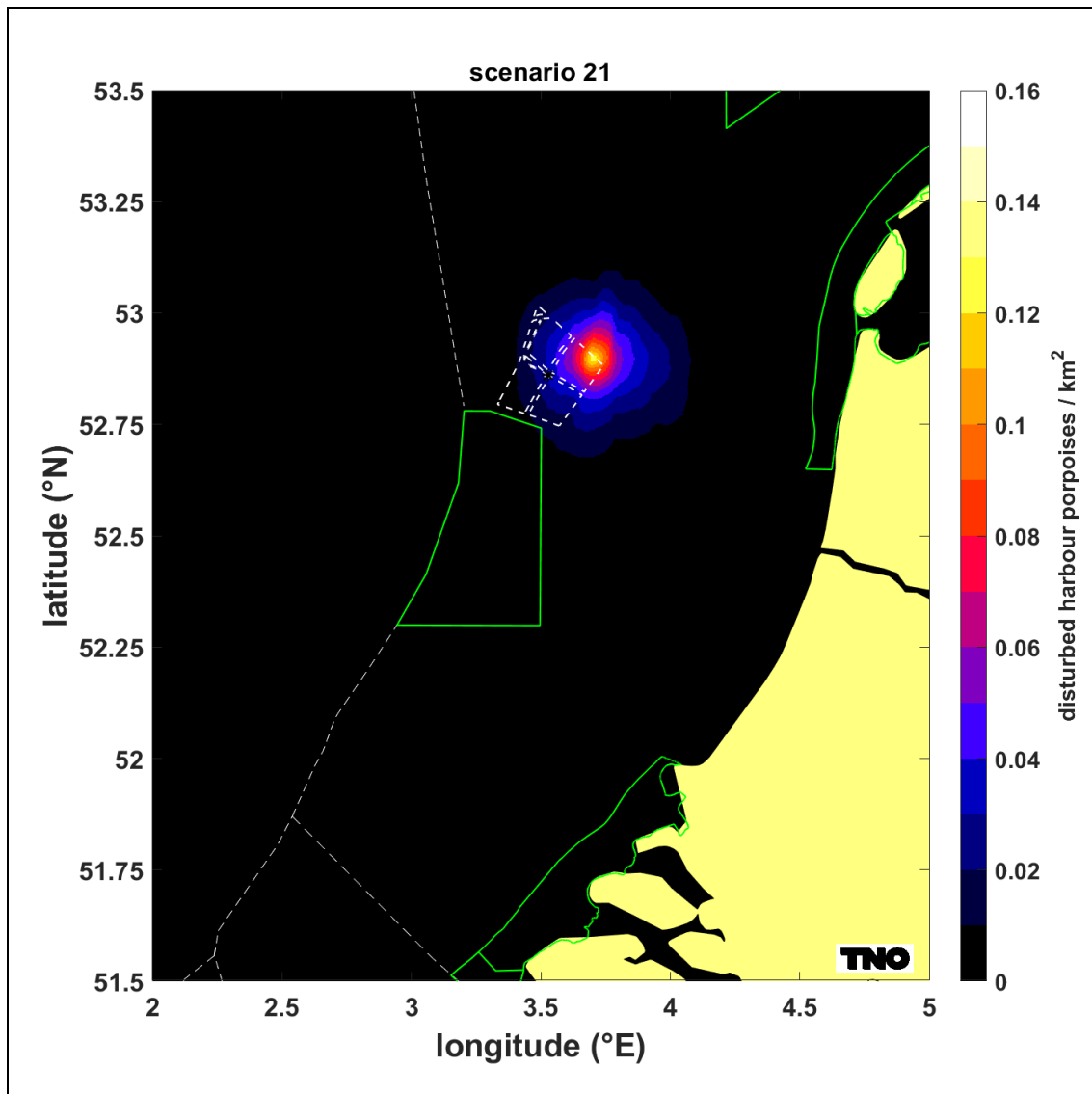
Indirecte effecten op zeezoogdieren als gevolg van effecten op de populatieomvang van vissen (als stapelvoedsel voor zeezoogdieren) kunnen wel op voorhand worden uitgesloten. Door de geringere gevoeligheid van vissen voor geluidverstoring, de tijdelijkheid ervan, het lokale karakter en het grote verspreidingsgebied van de aanwezige soorten is uit te sluiten dat de Noordzeepopulatie negatief wordt beïnvloed. Dit betekent ook dat een negatieve invloed op de beschikbaarheid van voedsel voor dieren hoger in de voedselketen (vogels en zeezoogdieren) is uit te sluiten.

Deze paragraaf bevat de toetsing van de, in paragraaf 3.3 beschreven en nader geanalyseerde effecten van onderwatergeluid op bruinvissen en zeehonden aan de instandhoudingsdoelstellingen van de in Tabel 3-5 weergegeven Natura 2000-gebieden.

3.3.2 Bruinvissen

Een negatieve invloed van de constructie van windturbines in de kavels III en IV van windenergiegebied IJmuiden Ver op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden is uit te sluiten. De verstoringscontouren overlappen namelijk niet met de Natura 2000-gebieden (Figuur 3-3). Er is **dus geen sprake van directe externe**

werking. De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt echter wel tijdelijk af, waardoor een effect op de totale bruinvispopulatie op het NCP, en daarmee op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden, kan ontstaan (indirecte externe werking).



Figuur 3-3 Verstoringcontour voor bruinvis door heien op de dichtst bij de Nederlandse kust gelegen rekenlocaties (in kavel III) voor de constructie van windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver in relatie tot Natura 2000-gebieden. N.B. het nabijgelegen Natura 2000-gebied Bruine Bank is aangewezen als Vogelrichtlijngebied voor een zestal vogelsoorten.

Uit de in § 3.2.1 gepresenteerde resultaten blijkt dat voor de onderzochte scenario's is uit te sluiten dat het aantal bruinvisverstoringdagen door de constructie van turbinefunderingen in de kavels III en IV boven het aantal uitkomt dat voor het windenergiegebied IJmuiden Ver in het KEC 4.0 is berekend. In alle gevallen is het aantal bruinvisverstoringdagen vergelijkbaar of lager. Hierbij is er net als in het KEC 4.0 van uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van $SEL_{SS} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$. Onder deze voorwaarde is voor het KEC 4.0 berekend dat **significante gevolgen** van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelde aanleg van 10 – 16 GW) zijn **uit te sluiten**. Dit betekent dat negatieve gevolgen

voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via **indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten**.

3.3.3 Gewone en grijze zeehonden

Ook voor zeehonden geldt dat het windenergiegebied IJmuiden Ver zo ver van de Natura 2000-gebieden ligt dat er geen sprake is van overlap van de verstoringcontouren met een van de gebieden. Het maximaal verstoorde en het dichtst bij de kust gelegen oppervlak is met 214 km² voor beide zeehondensoorten aanmerkelijk kleiner dan dat van bruinvissen (538 km²). Er is dus **geen sprake van directe externe werking**. De omvang van het foerageergebied op de Noordzee neemt echter tijdelijk af, waardoor er sprake zou kunnen zijn van indirecte externe werking.

Uit de in § 3.2.2 gepresenteerde resultaten blijkt dat voor de onderzochte scenario's is uit te sluiten dat voor gewone en grijze zeehonden het aantal dierverstoringsdagen door de constructie van turbinefunderingen in de kavels III en IV boven het aantal uitkomt dat voor het windenergiegebied IJmuiden Ver in het KEC 4.0 is berekend. In alle gevallen is het aantal dierverstoringsdagen lager. Hierbij is ervan uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heillocatie wordt gesteld van $SEL_{SS} = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$. Voor het KEC 4.0 is, uitgaande van een hogere geluidnorm van $SEL_{SS} = 168 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$, berekend dat **significante gevolgen** van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelde aanleg van 10 – 16 GW) voor de gewone en grijze zeehonden op het NCP zijn **uit te sluiten**. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de gewone en grijze zeehond in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via **indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten**.

3.4 EFFECTEN OP BESCHERMDE SOORTEN

Tijdens de aanleg van windturbines in kavels III en IV van windenergiegebied IJmuiden Ver treedt verstoring van gewone zeehonden, grijze zeehonden en bruinvissen op. Het verstoren van bruinvissen als gevolg van de constructie van een windpark kan door het bevoegd gezag worden beschouwd als een overtreding van verbodsbepalingen genoemd in artikel 3.5, lid 2 (opzettelijk verstoren) van de Wet natuurbescherming en daarmee dus ook in de Wet Windenergie op Zee (2014).

Uit de in voorgaande paragrafen opgenomen resultaten van berekeningen blijkt dat deze verstoring bij bruinvissen niet tot significante effecten op de populatie zal leiden. De Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) is niet in het geding, omdat de geluidsnormen erop zijn gericht dat door de aanleg van windparken op zee de afname van de bruinvispopulatie met grote zekerheid (95%) niet meer dan 5% zal bedragen. Een effect op de GSI van de betreffende populatie kan daarmee met zekerheid worden uitgesloten.

3.5 (VERDER) BEPERKEN VAN EFFECTEN DOOR HET NEMEN VAN AANVULLENDE MAATREGELEN

In de vorige paragrafen zijn de resultaten beschreven van het onderzoek naar de effecten van de realisatie van windparken in de kavels III en IV van windenergiegebied IJmuiden Ver. Er is daarbij van uitgegaan dat bij de aanleg van deze windparken een geluidnorm wordt opgelegd van $SEL_{SS} (750 \text{ m}) = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$.

Hierna volgt een overzicht van de verschillende mogelijkheden om de negatieve effecten van onderwatergeluid bij de aanleg van windparken op zee op zeezoogdieren te beperken. Het overzicht bevat zowel maatregelen/mogelijkheden die nodig zijn om de gestelde geluidnorm te halen (beperken van geproduceerd geluid door heimantels, bellenschermen e.d.), maar geeft ook inzicht in mogelijke maatregelen om ecologische effecten (in de toekomst) verder te beperken.

Uit de analyses is gebleken dat effecten op het gedrag door geluidverstoring maatgevend zijn voor de omvang van het effect op de populatie. De totale omvang van deze effecten wordt uitgedrukt in het aantal dierverstoringsdagen. Op grond van de berekeningen die voor het KEC 4.0 zijn uitgevoerd is aannemelijk gemaakt dat permanente effecten op het gehoor (PTS: *permanent threshold shift*) niet zullen optreden.

Het aantal dierverstoringsdagen wordt berekend door het aantal door het onderwatergeluid verstoorde dieren te vermenigvuldigen met het aantal dagen waarop wordt geheid (= aantal turbinefunderingen). Het aantal verstoorde dieren wordt berekend uit de vermenigvuldiging van het oppervlak door geluid verstoord gebied met de lokale zeezoogdierdichtheid. Effecten kunnen dus worden beperkt door:

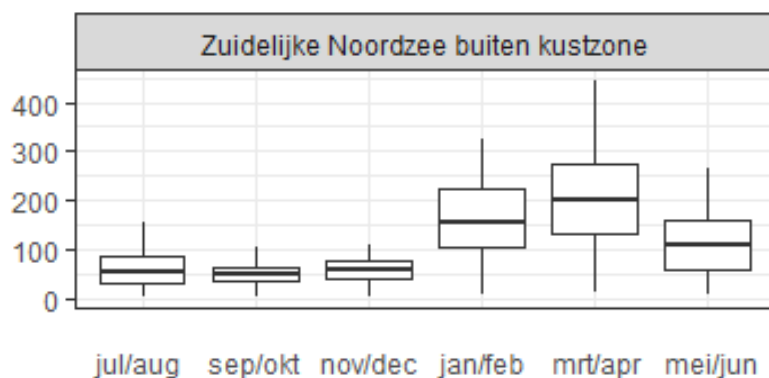
1. De oppervlakte door impulsief geluid van heihamers verstoord gebied te beperken en/of
2. De heiwerkzaamheden uit te voeren in een seizoen met een relatief lage dichtheid van zeezoogdieren en/of
3. Het aantal verstoringsdagen (= het aantal funderingen) te beperken of
4. Een andere, minder geluid producerende funderingstechniek gebruiken (bijvoorbeeld trillen, blue piling of schroeven).

Ad 1. Het oppervlak verstoord gebied kan worden beperkt door:

- De propagatie van heigeluid (verder) te beperken door het toepassen van geluiddemping (heimantels, bellenschermen e.d.);
- Voor de aanleg van windparken gebieden te kiezen met een relatief geringe waterdiepte. Het geluid draagt dan minder ver.

Ad 2. Heien als de dichtheid van zeezoogdieren laag is

Voor het KEC 4.0 is voor **bruinvissen** gebruik gemaakt van de recente kaart van Gilles et al. (2020) met een schatting van de dichtheid in het zomerseizoen. Uit eerder onderzoek van Geelhoed et al. (2011) en recenter onderzoek door Soldaat & Poot (2019) is gebleken dat er grote verschillen in de verspreiding tussen de seizoenen kunnen zijn. Uit de analyse van gegevens uit de periode 1991 – 2016 die in het kader van het MWTL-programma zijn verzameld, blijkt dat in het offshore deel van de Zuidelijke Noordzee, waar het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt, de dichtheid van bruinvissen duidelijk hoger is in de periode januari – juni dan in de zes maanden ervoor (Figuur 3-4). De over genoemde periode gemiddeld hoogste waarden werden in maart/april gezien.



Figuur 3-4 Voorkomen van bruinvissen in de zuidelijke Noordzee op basis van de MWTL-vliegtuigtellingen.
Naar: Soldaat & Poot (2020).

Op grond van de door Aarts et al. (2021) geproduceerde kaarten kunnen seizoensverschillen voor **gewone en grijze zeehonden** wel worden meegenomen. Voor de berekeningen van het aantal dierverstoringsdagen is uitgegaan van de over de maanden gemiddelde dichtheid rond de heillocatie. In Tabel 3-6 is de jaarlijkse variatie in de per kwartaal gemiddelde dichtheid in het windenergiegebied weergegeven.

Tabel 3-6 Jaarlijkse variatie in de dichtheid van gewone en grijze zeehonden in het windenergiegebied IJmuiden Ver (gemiddelden per kwartaal).

n / km ²	jan - mrt	apr - jun	jul - sep	okt - dec
gewone zeehond	0,03	0,03	0,07	0,06
grijze zeehond	0,06	0,06	0,07	0,01

Ad 3. Beperken van het aantal verstoringsdagen

Voor het aanleggen van een windpark met een klein aantal, relatief grote turbines is een hogere hei-energie nodig dan voor de aanleg van een windpark met meer, kleinere turbines. Bij het toepassen van één universele geluidsnorm maakt het voor de omvang het verstoringsoppervlak in principe echter in zeer beperkte mate uit met welke energie wordt geheid (zie Tabel 3-1 tot en met Tabel 3-4). Op 750 m van de heillocatie mag het geluidsniveau de betreffende waarde immers niet overschrijden. In het geval dat gekozen wordt voor een kleiner aantal, relatief grote turbines zal het uiteraard wel moeilijker zijn de gestelde geluidsnorm te halen. Vanwege het feit dat er tussen verschillende alternatieven hoegenaamd geen verschil in de omvang van het verstoringsoppervlak is, zullen effecten van een windpark met een geringer aantal, relatief grote turbines voor zeezoogdieren altijd gunstiger uitpakken dan die van een windpark met meer, kleinere turbines (vergelijk bijvoorbeeld dierverstoringsdagen in Tabel 3-1 met die in Tabel 3-2). Bij de keuze voor een bepaalde grootte van windturbines moet uiteraard ook met andere soorten, zoals vogels en vleermuizen rekening worden gehouden. Gebleken is dat een kleiner aantal, relatief grote turbines ook voor zeevogels en vleermuizen gunstiger uitpakt.

Ad 4. Toepassen van alternatieve funderingstechnieken

Niet-impulsief geluid dat wordt geproduceerd tijdens de installatie van turbinefunderingen met andere technieken dan heien (trilhamers, schroeven, blue piling) is mogelijk minder verstorend. Uit resultaten van proefprojecten is gebleken dat met deze technieken een mogelijk substantiële geluidsreductie is te bereiken (zie review van Verfuss et al., 2019). Hoewel enkele technieken veelbelovend zijn, worden ze voor windenergie op zee nog niet in de praktijk toegepast (zie § 5.2).

4 Cumulatieve effecten

4.1 AFBAKENING

In het onderzoek naar de cumulatieve effecten op zeezoogdieren is uitsluitend gekeken naar de effecten van impulsief geluid dat ten behoeve van en tijdens de constructie van windparken op zee wordt geproduceerd. Het betreft de volgende geluidsbronnen:

- Apparatuur die wordt gebruikt voor geofysisch onderzoek in het plangebied en de kabeltracés voor het windpark (seismische surveys);
- Apparatuur voor het in de zeebodem verankeren van de funderingen van de TenneT-platforms;
- Apparatuur voor het in de zeebodem verankeren van de turbinefunderingen door middel van heihammers; andere niet-impulsieve funderingstechnieken (trillen, bluepiling) worden nog niet toegepast, maar veroorzaken vanwege de te verwachten lagere geluidsniveaus waarschijnlijk minder effecten op zeezoogdieren¹¹.

Mogelijke effecten van continu geluid (w.o. scheepsgeluid en geluid van operationele windparken) en de effecten van andere bronnen van impulsief geluid (sonar, ruiming van explosieven en seismische surveys voor olie en gas) zijn buiten beschouwing gebleven. Voor wat betreft de mogelijke effecten van scheepsgeluid (door de reguliere scheepvaart) en seismische surveys betreft het reeds bestaande activiteiten; er kan van worden uitgegaan dat deze al zijn verdisconteerd in de huidige populatieomvang. Het door draaiende windturbines geproduceerde geluid is weliswaar continu, maar komt alleen op zeer korte afstand van de turbine boven het achtergrondgeluid uit en is dus geen relevante verstorende factor voor zeezoogdieren (Tougaard et al. 2009). Voor de overige bronnen van impulsief geluid geldt dat ze of niet op het NCP voorkomen (sonar) of op zo'n manier worden uitgevoerd dat effecten op zeezoogdieren worden voorkomen (explosieven).

4.2 CUMULATIEVE EFFECTEN WINDENERGIEGEBIED IJMUIDEN VER

4.2.1 Scenario

Cumulatieve effecten op zeezoogdieren door de geluidsproductie van alle impulsieve geluidsbronnen die worden gebruikt bij de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver zijn berekend voor de volgende situatie:

- Heien van windturbinefunderingen voor de kavels I tot en met IV, in combinatie met de constructie van twee TenneT-platforms en een seismisch vooronderzoek volgens het KEC 4.0 scenario (zie Heinis & de Jong et al., 2022).

De TenneT-platform hebben een zogenaamde jacketfundering, die elk met 8 palen in de zeebodem worden verankerd. Er wordt in overeenstemming met het KEC 4.0 van uitgegaan dat deze met een hei-energie van 2.000 kJ worden geheid en dat per dag 2 palen worden geheid. Bij de berekeningen is er voor de funderingen van de TenneT-platforms, anders dan voor de funderingen, conform het KEC 3.0 van uitgegaan dat een geluidnorm van SELss (750 m) = 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ wordt toegepast.

In het kader van het KEC 4.0 is voor bruinvissen ook een inschatting gemaakt van de mogelijke cumulatieve effecten van het geofysisch onderzoek dat wordt uitgevoerd voor de aanleg van

¹¹ In het SIMOX project ([/ www.grow-offshorewind.nl](http://www.grow-offshorewind.nl)) wordt de toepasbaarheid van verschillende funderingstechnieken onderzocht. Metingen en modellering van het geproduceerde onderwatergeluid maken daar onderdeel van uit.

Nederlandse windparken in de periode 2016 – 2030 en rond de geplande tracés voor de zeekabels. Het betreft losstaande, indicatieve berekeningen met als doel een indruk te krijgen van de relatieve bijdrage van het aantal dierverstoringsdagen door deze activiteit ten opzichte van die van het heien van funderingen voor de windturbines en TennT-platforms. De bijdrage bleek zeer beperkt. De resultaten van de berekeningen zijn in het totaal van de populatie-effecten in het KEC 4.0 daarom niet meegenomen. Voor de volledigheid zijn de resultaten van die berekeningen voor het plangebied van IJmuiden Ver hier overgenomen. Voor de daarbij gehanteerde uitgangspunten wordt verwezen naar bijlage 3.

Volgens het scenario dat voor het KEC 4.0 is ontwikkeld worden in dezelfde periode dat voor IJmuiden Ver wordt gebouwd, ook drie windparken door andere landen rond de Noordzee aangelegd. Het betreft het Duitse N-3.6, het Princess Elisabeth Fairybank windpark in België en Norfok Boreas in het Verenigd Koninkrijk. Van geen van deze windparken zullen de verstoringsconturen tijdens de aanleg overlappen met het NCP. Daarmee is uit te sluiten dat in de periode van aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver ook effecten van de aanleg van andere windparken op het aantal, aan het NCP toegerekende bruinvissen optreden.

4.2.2 Effecten op de bruinvisspopulatie

De resultaten van de berekening van de cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen door het aanleggen van de windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver in twee alternatieve opstellingen en de bijbehorende TenneT-platforms zijn weergegeven in Tabel 4-1 en Tabel 4-2. Ter indicatie zijn de resultaten van indicatieve berekeningen van de effecten van het seismisch onderzoek hierin ook opgenomen.

Tabel 4-1 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 = 67 turbines 15 MW), de tweeTenneT-platforms en het benodigde seismische vooronderzoek

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (1000-tallen)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopaalfunderingen	67	153 ± 11
Totaal funderingen turbines en platforms		164 ± 11

Tabel 4-2 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 = 50 turbines 20 MW), de tweeTenneT-platforms en het benodigde seismische vooronderzoek

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (1000-tallen)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopaalfunderingen	50	105 ± 9
Aanleg Tripod-funderingen	50	99 ± 10
Aanleg Jacket-funderingen	50	98 ± 9
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 115 ± 9

De Nederlandse overheid heeft bepaald dat significante gevolgen van de aanleg van windparken vanaf 2016 voor de bruinvisspopulatie zijn uit te sluiten als met grote zekerheid kan worden

vastgesteld dat de bruinvispopulatie op het NCP op minimaal 95% van omvang blijft zonder aanleg van windparken. Door het impulsief geluid dat gepaard gaat met de constructie van funderingen voor windturbines en TenneT platforms in de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver blijft het totale aantal bruinvisverstoringdagen voor beide alternatieven en in alle gevallen onder het totaal van ca. **169.000 bruinvisverstoringdagen** dat voor dit gebied in het KEC 4.0 is berekend. Bij deze waarde konden in cumulatie met de effecten van de aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelling) significante gevolgen op de bruinvispopulatie worden uitgesloten. Aangezien deze waarde niet wordt overschreden is de conclusie dat met de hier gehanteerde scenario's voor de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP ook zijn uit te sluiten.

4.2.3 Effecten op zeehonden

De resultaten van de berekening van de cumulatieve effecten van impulsief geluid op **gewone zeehonden** door het aanleggen van de windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver in twee alternatieve opstellingen en de bijbehorende TenneT-platforms zijn weergegeven in Tabel 4-3 en Tabel 4-4.

Tabel 4-3 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 = 67 turbines 15 MW) en de tweeTenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierverstoringdagen (100-tallen)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopaalfunderingen	67	29 ± 3
Totaal funderingen turbines en platforms		30 ± 3

Tabel 4-4 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 = 50 turbines 20 MW) en de tweeTenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierverstoringdagen (100-tallen)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopaalfunderingen	50	19 ± 2
Aanleg Tripod-funderingen	50	17 ± 2
Aanleg Jacket-funderingen	50	17 ± 2
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 19 ± 2

De Nederlandse overheid heeft bepaald dat significante gevolgen van de aanleg van windparken vanaf 2016 voor de zeezoogdierenpopulaties zijn uit te sluiten als met grote zekerheid kan worden vastgesteld dat de populaties op het NCP op minimaal 95% van omvang blijft zonder aanleg van windparken. Door het impulsief geluid dat gepaard gaat met de constructie van funderingen voor windturbines en TenneT platforms in de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver blijft het totale aantal dierverstoringdagen voor gewone zeehonden voor beide alternatieven en in alle gevallen ruim onder het totaal van ca. **4.200 dierverstoringdagen** dat voor dit gebied in het KEC 4.0 is berekend. Bij deze waarde konden in cumulatie met de effecten van de aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelling) significante gevolgen op de populatie van gewone zeehonden worden uitgesloten. Aangezien deze waarde niet wordt overschreden is de conclusie dat met de hier gehanteerde scenario's voor de aanleg van de

kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP ook zijn uit te sluiten.

Een vergelijkbare conclusie is te trekken voor de populatie van **grijze zeehonden**. Voor deze soort is in het KEC 4.0 berekend dat significante effecten op de populatie zijn uit te sluiten bij ca. **4.5200 dierverstoringsdagen** voor het windenergiegebied IJmuiden Ver in cumulatie met de effecten van aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030. De resultaten van de berekeningen voor dit MER zijn weergegeven in onderstaande Tabel 4-5 en Tabel 4-6.

Tabel 4-5 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 = 67 turbines 15 MW) en de tweeTenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (100-tallen)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopaalfunderingen	67	30 ± 6
Totaal funderingen turbines en platforms		30 ± 6

Tabel 4-6 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 = 50 turbines 20 MW) en de tweeTenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (100-tallen)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopaalfunderingen	50	19 ± 4
Aanleg Tripod-funderingen	50	17 ± 4
Aanleg Jacket-funderingen	50	18 ± 4
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 20 ± 4

4.2.4 Natura 2000-gebieden

Bruinvissen

In § 3.3.2 is vastgesteld dat de constructie van windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden niet negatief beïnvloedt (verstoringscontouren overlappen niet met de Natura 2000-gebieden). Er is dus geen sprake van directe externe werking. De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt echter wel af, waardoor een effect op de totale bruinvispopulatie op het NCP, en daarmee op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden, kan ontstaan (indirecte externe werking).

Uit de in § 4.2.2 gepresenteerde resultaten blijkt dat het met de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver gepaard gaande impulsieve geluid door heien en het benodigde seismische onderzoek significante gevolgen voor de bruinvispopulatie zijn uit te sluiten. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten.

Zeehonden

Ook voor zeehonden geldt dat het windenergiegebied IJmuiden Ver zo ver van de Natura 2000-gebieden ligt dat er geen sprake is van overlap van de verstoringscontouren met een van de

gebieden. Er is dus geen sprake van directe externe werking. De omvang van het foerageergebied op de Noordzee neemt echter tijdelijk af, waardoor er sprake zou kunnen zijn van indirecte externe werking. In § 4.2.3 is vastgesteld dat cumulatieve effecten van de constructie van het windpark, inclusief de constructie van twee TenneT-platforms in het windenergiegebied IJmuiden Ver op de populaties van gewone en grijze zeehonden zijn uit te sluiten. Negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van deze soorten in de Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking zijn dan ook uit te sluiten.

4.2.5 Beschermde soorten

De Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) is voor **bruinvissen** is niet in het geding, omdat in het KEC 4.0 is vastgelegd dat aan het impulsieve geluid bij de aanleg van windparken op zee in de periode 2016 – 2030 zodanige restricties worden opgelegd dat de bruinvispopulatie op het NCP met grote zekerheid (95%) op een niveau van minimaal 95% dieren zal blijven. Een effect op de GSI van de betreffende populatie kan daarmee met zekerheid worden uitgesloten. De berekeningen voor het KEC 4.0 en de daarin gehanteerde geluidsnorm voor het windenergiegebied IJmuiden Ver van SEL_{ss} (750 m) = 160 dB re 1 μPa^2s vormde de grondslag voor de berekeningen in dit rapport (zie ook hierna).

4.3 CUMULATIEVE EFFECTEN WIND OP ZEE OP NCP (2016 – 2030)

Voor het KEC 4.0 zijn voor de periode 2016 – 2030 de cumulatieve effecten van impulsief geluid door de constructie van windparken, inclusief een drietal rekenvarianten voor de versnelling, op de populaties van bruinvissen en zeehonden op het NCP berekend (Tabel 4-7). Er is daarbij ook rekening gehouden met de aanleg van de TenneT-platforms en het uitvoeren van het benodigde seismische onderzoek in de windenergiegebieden en langs de kabeltracés. Voor de windparken uit het Energieakkoord is ervan uitgegaan dat de in de (ontwerp)kavelbesluiten vastgelegde, naar seizoen en aantal turbines gedifferentieerde geluidsnormen worden toegepast. Voor de windparken van de routekaart windenergie op zee 2030 is voor Hollandse Kust (west) en Ten noorden van de Waddeneilanden uitgegaan van één universele geluidnorm van SEL_{ss} (750 m) = 168 dB re 1 μPa^2s . Voor IJmuiden Ver en de windenergiezoekgebieden van de versnelling zijn de drie soorten berekeningen uitgevoerd uitgaande van een geluidnorm van SEL_{ss} (750 m) = 168 dB re 1 μPa^2s . Omdat met het toepassen van deze geluidnorm de ecologische norm voor bruinvissen werd overschreden zijn voor IJmuiden Ver en de windenergiezoekgebieden van de versnelling alleen voor bruinvissen ook berekeningen met een lagere geluidnorm van SEL_{ss} (750 m) = 160 dB re 1 μPa^2s uitgevoerd.

Tabel 4-7 Windparken van het Energieakkoord/Routekaart 2030 en zoekgebieden voor versnelling van de realisatie van windenergie op zee in de periode 2027 – 2030 in drie varianten.

Energieakkoord en oude routekaart 2030	Rekenvarianten 2027-2030 (versnelling – 2030)		
	I	II	III
Borssele III/IV	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel
Borssele I/II	IJmuiden Ver (noord)	IJmuiden Ver (noord)	IJmuiden Ver (noord)
Borssele V	Zoekgebied 5 (oost)	Zoekgebied 5 (oost)	Zoekgebied 5 (oost)
Hollandse Kust (zuid) I/II	Zoekgebied 2 (noord)	Zoekgebied 2 (noord)	Zoekgebied 2 (noord)
Hollandse Kust (zuid) III/IV		Zoekgebied 1 (zuid)	Zoekgebied 1 (zuid)
Hollandse Kust (noord)			Zoekgebied 1 (noord)
Hollandse Kust (west) VI/VII			

Ten noorden van de Waddeneilanden			
IJmuiden Ver			
Ca. 10 GW	10,7 GW	12,7 GW	16,7 GW

De berekende cumulatieve effecten van de constructie van windparken op de **bruinvispopulatie** van de Noordzee en het NCP in de periode 2016-2030, inclusief de drie rekenvarianten voor de versnelling zijn opgenomen in Tabel 4-8. Uit de resultaten blijkt dat bij toepassen van een geluidnorm van SEL_{ss} (750 m) = 160 dB re 1 μPa^2s voor windenergiegebied IJmuiden Ver en de versnellingsgebieden de geschatte populatiereductie, afhankelijk van de rekenvariant met grote zekerheid (>95%) ligt tussen 2,3% en 2,9% van het aantal bruinvissen op het NCP. Dat betekent dat de gestelde ecologische norm **niet wordt overschreden** (en ruimte geeft voor toekomstige ontwikkelingen).

Tabel 4-8 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee op de bruinvispopulatie op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief rekenvarianten voor de versnelling. Geluidnorm: SEL_{ss} (750 m) = 160 dB re 1 μPa^2s voor windenergiegebied IJmuiden Ver + windenergiezoekgebieden voor versnelling Overige geluidnormen volgens (ontwerp)kavelbesluiten.

	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10	10	10
Geïnstalleerd extra vermogen 2016-2030	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal bruinvisverstoringsdagen internationaal	23,9 x 10 ⁶	23,8 x 10 ⁶	23,7 x 10 ⁶
Aantal bruinvisverstoringsdagen NL-bijdrage	1,4 x 10 ⁶	1,3 x 10 ⁶	1,2 x 10 ⁶
Populatiereductie internationaal zonder NL	44.464	44.464	44.464
Populatiereductie NL-bijdrage	1.797	1.624	1.410
Populatiereductie (% NCP-populatie)	2,9%	2,6%	2,3%

In het kader van het KEC 4.0 is voor bruinvissen ook een inschatting gemaakt van de mogelijke cumulatieve effecten van het geofysisch onderzoek dat wordt uitgevoerd: binnen **alle windenergiegebieden** waar in de periode 2016 – 2030 windturbines worden geplaatst (inclusief de versnelde aanleg van max. 16 GW extra opgesteld vermogen), én rond het geplande tracé voor de zeekabels.

Uit de resultaten van de uit het KEC 4.0 rapport van Heinis & de Jong et al. (2022) overgenomen en in Tabel 4-9 weergegeven indicatieve berekeningen blijkt (zie bijlage 3 voor de gehanteerde uitgangspunten):

- Het totale aantal bruinvisverstoringsdagen door de surveys voor de Nederlandse windparken is maximaal 2,4% van het aantal bruinvisverstoringsdagen door het heien;
- De toename van de berekende 5% kans op een reductie van de populatie op het NCP is verwaarloosbaar (van 6,3% naar 6,5%).

Tabel 4-9 Berekende bruinvisverstoringsdagen (bvvd) als gevolg van het uitvoeren van geofysische surveys voor de aanleg van windparken op het NCP in de periode 2016-2030 (rekenvariant III = maximumvariant) van 16 GW extra opgesteld vermogen).

Activiteit	Wanneer	Systeem	Verstoord oppervlak per dag (km ²)	Bvvd NL-parken 2016 – 2030 (rekenvariant III)
Globale survey windenergiegebied	5 jaar voor aanleg	Sparker	~ 84 km ²	22.664
Gedetailleerde survey windenergiegebied	1 jaar voor aanleg	Sparker	~ 84 km ²	22.664

Globale survey kabeltracé	2 jaar voor aanleg	Sub-bottom profiler	~ 36 km ²	8.148
Gedetailleerde survey kabeltracé	1 jaar voor aanleg	Sub-bottom profiler	~ 36 km ²	8.148
Totaal				61.622

De berekende cumulatieve effecten van de constructie van windparken op de populaties van gewone en grijze zeehonden op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief de drie rekenvarianten voor de versnelling zijn opgenomen in Tabel 4-10 en Tabel 4-11. Er is daarbij uitgegaan van toepassing van een geluidnorm van SEL_{ss} (750 m) = 168 dB re 1 µPa²s voor de windenergiegebieden van de 'oude' Routekaart 2030 (inclusief IJmuiden Ver) en de zoekgebieden voor de versnelling.

Uit de resultaten blijkt dat op basis van de gehanteerde uitgangspunten een versnelde uitrol van wind op zee in de periode 2016-2030 geen negatieve effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden zal hebben, zelfs als het totale aantal dierverstoringsdagen als gevolg van het uitvoeren van geofysisch onderzoek zou verdubbelen. Er worden in deze berekeningen waarschijnlijk geen cumulatieve effecten gevonden, omdat de kans dat een zeehond gedurende meerdere dagen wordt verstoord heel klein is¹². Dit is een gevolg van het feit dat op de locaties waar windparken zijn voorzien, de dichtheid van zeehonden heel laag is en daarmee de kans dat een zeehond meerdere dagen wordt verstoord ook. Hierbij wordt aangetekend dat er in de berekeningen van is uitgegaan dat de kans dat een individuele zeehond wordt verstoord voor alle individuen uit de populatie gelijk is. Als er *worst case* van wordt uitgegaan dat een veel kleiner deel van de populatie kan worden verstoord en er sprake is van dieren die steeds naar dezelfde locatie toegaan (grote mate van plaatstrouw), neemt de kans dat een zeehond meerdere malen wordt verstoord toe. Omdat het in een dergelijke situatie om een verwaarloosbaar aandeel van de totale populatie gaat, is het effect op de populatie als geheel nog steeds nihil.

Tabel 4-10 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee op de populatie van gewone zeehonden op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief rekenvarianten voor de versnelling. Geluidnorm: SEL_{ss} (750 m) = 168 dB re 1 µPa²s voor windenergiegebied van de oude Routekaart 2030 (inclusief IJmuiden Ver) + windenergiezoekgebieden voor versnelling. Overige geluidnormen volgens (ontwerp)kavelbesluiten.

	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10	10	10
Aantal dierverstoringsdagen oude routekaart 2030	92 × 10 ³	92 × 10 ³	92 × 10 ³
Geïnstalleerd extra vermogen 2016-2030 (versnelling)	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal dierverstoringsdagen a.g.v. versnelling	48 × 10 ³	45 × 10 ³	44 × 10 ³
Populatiereductie (% NCP-populatie)	0%	0%	0%

Tabel 4-11 Als Tabel 4-10 voor grijze zeehonden.

	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10	10	10
Aantal dierverstoringsdagen oude routekaart 2030	58 × 10 ³	58 × 10 ³	58 × 10 ³
Geïnstalleerd extra vermogen 2016-2030 (versnelling)	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal dierverstoringsdagen a.g.v. versnelling	24 × 10 ³	22 × 10 ³	21 × 10 ³
Populatiereductie (% NCP-populatie)	0%	0%	0%

¹² In het Interim PCoD model bepaalt het aantal dagen verstoring de mate van effect op de *vital rates* (overlevingskans en voortplantingssucces).

5 Onzekerheden en leemten in kennis

5.1 PROCEDURE VOOR HET BEPALEN VAN POPULATIE-EFFECTEN

Elke stap van de procedure die is doorlopen bij het bepalen van de effecten op populaties met de daarbij behorende parameters kent een bepaalde mate van onzekerheid. Het kan daarbij gaan om onzekerheden als gevolg van een min of meer bekende variatie of onzekerheden over de aard of het tempo van technische ontwikkelingen, maar ook als gevolg van het feit dat over een bepaalde parameter weinig of vrijwel niets bekend is (dit is een kennisleemte). Een overzicht:

Kwantificering van brongeluid en geluidpropagatie

- Ondanks dat in de beschrijving van de fysica van de afstraling en propagatie van geluid significante verbeteringen zijn aangebracht in het Aquarius 4 model (de Jong e.a., 2018), blijft de kwantitatieve voorspelling van de SEL_{SS} onzeker. Dit geldt met name voor de hoogfrequente component van het geluid, maar deze is niet van belang voor de ongewogen breedband SEL_{SS} . De resultaten van de modellering met Aquarius 4 kwamen goed overeen met de ongewogen breedband SEL_{SS} die tijdens de constructie van het Gemini windpark is gemeten. Om (nog) meer vertrouwen en de voorspelde geluidsniveaus te krijgen, vooral in verband met de akoestische eigenschappen van de zeebodem, is het nodig dat het model voor meer scenario's wordt gevalideerd (verschillende hamerconfiguraties en omgevingsvariabelen). Bovendien worden in het Aquarius 4 model de effecten van mitigerende maatregelen, zoals heimantels en bellenschermen, nog niet expliciet berekend, maar als een correctie achteraf meegenomen.

Dosis-responsrelatie voor verstoring/gedragsverandering

- In de berekeningen voor bruinvissen is vooralsnog geen rekening gehouden met de gehoorgevoeligheid als gevolg van de frequentie. Het is aannemelijk dat het toepassen van een met de frequentiegevoeligheid van het gehoor van de bruinvissen gewogen SEL -waarde een betere voorspelling geeft van de gedragsreactie. De ten tijde van het opstellen van het KEC 4.0 beschikbare gegevens lieten het echter niet toe duidelijke conclusies te trekken over de noodzaak daartoe. Tougaard et al. (2015) hebben er al enige tijd geleden op gewezen dat frequentieweging met een filter dat is gebaseerd op de inverse van het audiogram geschikt zou zijn voor het bepalen van effecten. De US National Marine Fisheries Service onderschrijft dit en heeft frequentieweging al geïmplementeerd in hun technische handleiding voor het bepalen van effecten op het gehoor van zeezoogdieren (NMFS 2016). Voor gedragseffecten en verstoring zijn er echter nog onvoldoende gegevens beschikbaar om frequentieweging te implementeren. Als het gaat om projecten waar het heigeluid wordt gemitigeerd door gebruik van bellenschermen zou de toepassing van frequentieweging bij het bepalen van gedragsverstoring bij bruinvissen tot kleinere voorspelde verstoringsoppervlakken kunnen leiden, omdat het geluid in de voor bruinvissen relevante frequenties beter wordt gedempt (Dähne et al., 2017).

Kwantificeren van het aantal verstoorde dieren

- Voor bruinvissen is in het KEC 4.0 gebruik gemaakt van de kaart van Gilles et al. (2020), die een schatting geeft van de gemiddelde zomerdichtheid van bruinvissen op de Zuidelijke Noordzee in de periode 2016-2019. Het betekent dat in de berekeningen geen rekening is

gehouden met seizoens-afhankelijke verschillen in de verspreiding. Verder is nog vrijwel niets bekend over eventuele seizoens-afhankelijke migratiepatronen, locatietrouw en mogelijke sexe- en leeftijd-specifieke variatie hierin. In de Deense wateren is relatief veel zenderonderzoek gedaan, waardoor voor individuele dieren meer informatie beschikbaar is gekomen (e.g. Sveegaard 2011; Nielsen et al., 2018). Voor het zuidelijke deel van de Noordzee zal deze leemte echter niet op korte termijn worden opgevuld, ondanks dat de Nederlandse overheid een pilot is gestart om levend gestrande bruinvissen, na rehabilitatie, voorzien van een zender in zee terug te zetten (zie Vrooman et al., 2022 voor overzicht van de huidige kennis over het zenderen van bruinvissen). Hierdoor blijft het lastig een nauwkeurigere schatting te maken van het aantal dieren die in verschillende tijden van het jaar worden beïnvloed.

- Voor zeehonden is wel rekening gehouden met seizoens-afhankelijke verschillen in de verspreiding, maar niet met de effecten van een waarschijnlijk grotere plaats-trouw van zeehonden dan bruinvissen. Daardoor zou het kunnen zijn dat het gedeelte van de zeehond-populaties dat regelmatig verblijft in de zoekgebieden een grotere kans heeft om gedurende meerdere dagen verstoord te worden dan nu in de berekeningen is aangenomen. Daar staat tegenover dat dit voor de meeste zoekgebieden slechts een klein gedeelte van de populatie betreft en dat de rest van de populatie in dat geval minder kans op verstoring ondervindt. In bijlage D van Heinis & de Jong et al. (2022) wordt voor zeehonden ingegaan op de mogelijke effecten van dierbeweging op de uitkomsten van het Interim PCoD model.

Doorvertalen van effecten op individuele bruinvissen naar populatie-effecten (iPCoD)

- De omvang van de gevoelige deelpopulatie van bruinvissen (*vulnerable subpopulation*) is een van de parameters in het *interim Population Consequences of Disturbance* (iPCoD) model. In de berekeningen voor het KEC 4.0, die aan de basis hebben gelegen voor de berekeningen in dit rapport, is voor bruinvissen uitgegaan van een *vulnerable subpopulation* die gelijk is aan de totale omvang van de Noordzeepopulatie (afgeleid uit Gilles et al., 2020). De belangrijkste redenen hiervoor zijn 1) dat er geen duidelijke aanwijzingen zijn dat er binnen de Noordzeepopulatie van bruinvissen deelpopulaties zijn die aan een kleiner deelgebied zijn gebonden en 2) uit een recente publicatie blijkt dat de *home range* van bruinvissen behoorlijk groot kan zijn (Nielsen et al., 2018). Voor het KEC 1.0 is de gevoeligheid van de modelresultaten voor drie verschillende grootten van de *vulnerable subpopulation* onderzocht (Heinis & de Jong et al., 2015). Uit deze analyses bleek dat de omvang van de *vulnerable subpopulation* een rol begint te spelen bij een (berekende) populatiereductie van ongeveer de helft van de omvang van de *vulnerable subpopulation*. Het totale effect wordt beperkt tot ongeveer 80% van de *vulnerable subpopulation*. Dit betekent ook dat bij hogere waarden berekende populatiereductie toeneemt met de gekozen omvang van de *vulnerable subpopulation*. Een keuze voor een relatieve grote *vulnerable subpopulation* reduceert daarom het risico dat effecten worden onderschat.
- Doorvertaling van bruinvisverstoring naar effecten op *vital rates*. Het iPCoD model is in 2018 grondig geüpdatet en verbeterd. Bij het bepalen van de relatie tussen verstoring en *vital rates* is voor bruinvissen gebruik gemaakt van een door de Universiteit van Amsterdam in samenwerking met de Universiteit van St. Andrews ontwikkeld state-of-the-art energiebudget model. Uit de modelberekeningen blijkt duidelijk dat bruinvissen in veel gevallen voor een (tijdelijk) verlies van foerageermogelijkheden kunnen compenseren. Het is echter nog niet duidelijk of en zo ja, waarom de gebieden waar de grootste dichtheid

wordt gezien ook de meest geschikte gebieden zijn. Hebben bruinvissen die uit een dergelijk geschikt gebied worden verdreven ook werkelijk minder kans te overleven en hoe hangen seizoensvariaties in het voorkomen samen met variaties in het voorkomen van voedsel?

- Aannames in iPCoD model over populatieontwikkeling en demografische parameters. In het Interim PCoD model is ervan uitgegaan dat de bruinvispopulatie stabiel is en dat de populatieontwikkeling niet afhangt van de dichtheid. Voor de modeluitkomsten betekent dit dat na een eenmaal aangebracht effect op de populatie, *i.e.* een afname als gevolg van de activiteiten, de populatie hiervan na het beëindigen van de activiteiten niet herstelt. Dit is waarschijnlijk niet realistisch. Voor een meer realistische inschatting van de populatieontwikkeling in de jaren van de verstoring, maar vooral na het beëindigen ervan is meer kennis nodig over dichtheidsafhankelijke effecten op populatieontwikkeling. Is de 'carrying capacity' bereikt en zo ja, wat zijn beperkende factoren voor populatiegroei? Speelt competitie om voedsel een rol als de dichtheid van dieren toeneemt als zij door onderwatergeluid uit een bepaald gebied worden verdreven?
- Toepassen van Interim PCoD model voor het doorvertalen van effecten op gewone en grijze zeehonden. Voor de **gewone en de grijze zeehond** zijn door zenderonderzoek veel gegevens over het natuurlijke gedrag in het veld beschikbaar. Het betreft zowel populatieschattingen als kennis over beweging van individuele dieren. In combinatie met experimenteel bepaalde gegevens over de energetische 'kosten' van gedragsverandering (zie bijvoorbeeld Rosen et al., 2007; Sparling & Fedak 2004; Sparling et al., 2007) zou het effect op de populatie kunnen worden ingeschat door een zogenaamd '*agent based*' model (zie bijvoorbeeld Nabe-Nielsen et al., 2014) te combineren met een Dynamisch Energie Budget. Inmiddels is door WMR, in samenwerking met SMRU/Universiteit van St. Andrews een start gemaakt met de ontwikkeling van een dergelijk model (Chudzinska et al., 2021). Het zal echter nog enkele jaren duren voordat dit model operationeel is. Voor het schatten van effecten op de gewone en grijze zeehonden op het NCP is daarom, net als voor de bruinvissen gebruik gemaakt van de 2019-update van het Interim PCoD model. Ook hier is ervan uitgegaan dat alle op het NCP voorkomende zeehonden tot de *vulnerable subpopulation* behoren. Verder is ervan uitgegaan dat de populatie van gewone zeehonden stabiel is en dat die van de grijze zeehonden met 1% per jaar groeit (zie Sinclair et al., 2020 voor overige demografische parameters).

5.2 OVERIGE ONZEKERHEDEN

- Toepasbaarheid van alternatieve installatietechnieken. Uit resultaten van proefprojecten is gebleken dat met andere technieken dan heien, zoals trilhamers en blue piling een substantiële geluidsreductie is te bereiken (zie review van Verfuss et al., 2019). Hoewel dergelijke technieken veelbelovend zijn, worden ze voor windenergie op zee nog niet in de praktijk toegepast. Dit heeft er o.a. mee te maken dat nog niet zeker is of de monopile bij toepassing van een van deze technieken net zo stevig is verankerd is als wanneer wordt geheid ('axial bearing capacity'). Ook is er onzekerheid over de toepasbaarheid van deze technieken op dieper water. Voor trilhamers geldt bovendien dat gegevens over de aard van het geproduceerde geluid (frequentie-inhoud en niveaus) nog grotendeels ontbreken. In het SIMOX project (Sustainable Installation of XXL Monopiles) wordt de toepasbaarheid van alternatieve funderingstechnieken onderzocht (www.grow-offshorewind.nl/). Doel van het project is om de bestaande en benodigde kennis op elkaar af te stemmen van nieuwe en innovatieve installatietechnieken en -mogelijkheden. Binnen het project wordt door de verschillende partners de nodige technische- en milieukennis verzameld, waaronder de

resultaten van metingen van onderwatergeluid. Het streven is om binnen vijf jaar één of meerdere gekwalificeerde en gevalideerde installatietechnologieën voor de volgende generatie monopiles beschikbaar te hebben.

- Onzekerheid over de effecten van toepassing van andere funderingstypen, waaronder tripod- en jacketfunderingen, 'gravity based' funderingen en drijvende windparken nu en in de toekomst. In KEC 4.0 studie is ervan uitgegaan dat de turbines in alle onderzochte windparken in binnen- en buitenland op monopilefunderingen worden geplaatst. Voor de gebouwde en te bouwen windparken op het relatief ondiepe zuidelijk deel van de Noordzee is dit aannemelijk, maar niet voor windparken die op dieper water worden aangelegd, zoals veel van de windparken in het Verenigd Koninkrijk, waar vaak gebruik wordt gemaakt van jackets of tripods. Het heien van een jacketfundering (4 palen) neemt waarschijnlijk meer tijd in beslag dan het heien van een enkele monopilefundering. Als dat meerdere dagen zijn, neemt het aantal bruinvisverstoringdagen en daarmee het berekende effect op de populatie ook toe.
- Continu geluid dat, met name door schepen, wordt geproduceerd tijdens de constructie- en operationele fase. Resultaten van recent onderzoek dat voorafgaand aan de werkelijke heiwerkzaamheden al effecten op bruinvissen kunnen optreden (Graham et al., 2017, Rose et al., 2019). Voor een deel is dit het gevolg van de inzet van Acoustic Deterrent Devices (ADD), waarmee het optreden van PTS wordt voorkomen, maar bij verschillende windparken is al voorafgaand aan het aanzetten van de ADD een verminderde activiteit van bruinvissen rond de heilocatie waargenomen. Het tijdens de verschillende activiteiten geproduceerde onderwatergeluid is de meest aannemelijke verklaring hiervoor. Daarbij kan worden gedacht aan het scheepsgeluid (m.n. schroefgeluid), geluid van sonars, ankerkettingen, het neerlaten van de poten van de jack-up schepen etc. Ook voor de mitigatie van het heigeluid is veel extra (scheeps)activiteit nodig. Al deze activiteiten leiden tot minder grote verstoringafstanden dan verstoringafstanden als gevolg van (ongemitteerd) heigeluid. In een zeer recente studie werd gerapporteerd dat scheepsgeluid bij bruinvissen tot verstoringafstanden van ca. 4 km kan leiden (Benhemma-Le Gall et al., 2021). Voor het doen van kwantitatieve uitspraken over mogelijke populatie-effecten van het aan de constructie en operatie van windparken gerelateerde geluid, zijn echter onvoldoende gegevens over aantal scheepsbewegingen, geluidsniveaus en de bijbehorende drempelwaarden voor verstoring van bruinvissen beschikbaar. De verwachting is echter dat de effecten ten opzichte van het aantal scheepsbewegingen van de reguliere scheepvaart op de zeer druk bevaren Zuidelijke Noordzee verwaarloosbaar zijn (zie ook nog niet gepubliceerde resultaten metingen Borssele windpark). Continu geluid van operationele windturbines is in het algemeen alleen van belang wanneer het omgevingsgeluid van wind en scheepvaart heel laag is (Tougaard et al., 2020).
- Verschillende offshore windparken zijn aan het einde van hun levensduur en meer en meer van deze parken zullen in de komende twee of drie decennia worden ontmanteld. Er zijn nog geen voorbeelden beschikbaar van de wijze waarop ontmanteling van windparken op zee zal plaatsvinden en dus ook niet of en zo ja, hoeveel onderwatergeluid daarbij zal worden geproduceerd. Om de monopiles op een duurzame en kosteneffectieve manier te verwijderen, worden nieuwe technieken ontwikkeld. Hydraulische extractie van monopiles is een van de nieuwe methoden voor het verwijderen van de volledige monopile. Hierbij kan al het staal worden teruggewonnen en gerecycled. Deze techniek verkeert echter nog in de onderzoeksfase.

6 Referenties

- Aarts, G., S. Brasseur, R. Kirkwood, 2017. Response of grey seals to pile-driving. Wageningen, Wageningen Marine Research (University & Research centre), Wageningen Marine Research report C006/18. 54 pp.
- Aarts, G., 2021. Memo “Estimated distribution of grey and harbour seals” for KEC 4.0, Wageningen Marine Research.
- Benhemma-Le Gal, A., I.M. Graham, N.D. Merchant & P.M. Thompson, 2021. Broad -scale responses of harbor porpoises to pile-driving and vessel activities during offshore windfarm construction. *Front. Mar. Sci.* 8:664724. doi: 10.3389/fmars.2021.664724.
- Booth, C., and F. Heinis, 2018. Updating the Interim PCoD Model: Workshop Report - New transfer functions for the effects of permanent threshold shifts on vital rates in marine mammal species.
- Booth, C., F. Heinis & J. Harwood, 2019. Updating the Interim PCoD Model: Workshop Report – New transfer functions for the effects of disturbance on vital rates in marine mammal species. Report Code SMRUC-BEI-2018-011
- Brandt, M.J., A-C. Dragon, A. Diederichs, M.A. Bellmann, V. Wahl, W. Piper, J. Nabe-Nielsen & G. Nehls, 2018. Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 596: 213 – 232.
- Brasseur, S. & G. Aarts, 2019. Memo: Gebruik van het Borndiep door zeehonden in relatie tot stroming. Een korte evaluatie op basis van beschikbare data. Wageningen Marine Research memo 1942583.
- Chudzinska, M., J. Nabe-Nielsen, S. Smout, G. Aarts, S. Brasseur, I. Graham, P. Thompson, B. McConnell, 2021. AgentSeal: Agent-based model describing movement of marine central-place foragers. *Ecological Modelling* 440 (2021) 109397.
- Costa, D.P., 2012. A bioenergetics approach to developing a population consequences of acoustic disturbance model. In: Popper AN, Hawkins A (eds) “The effects of noise on aquatic life. Advances in experimental medicine and biology.” Springer Science and Business Media, New York, NY, p. 423–426.
- Dähne, M., J. Tougaard, J. Carstensen, A. Rose & J. Nabe-Nielsen, 2017. Bubble curtains attenuate noise from offshore wind farm construction and reduce temporary habitat loss for harbour porpoises. *Mar Ecol Prog Ser* 580: 221–237.
- de Jong, C.A.F., B. Binnerts, M. Prior, M. Colin, M. Ainslie, I. Muller & I. Hartstra, 2018. Wozep – WP2: update of the Aquarius models for marine pile driving sound predictions. TNO Report, TNO 2018 R11671.
- Geelhoed, S.C.V., E. Friedrich, M. Joost, M.A.M. Machiels & N. Ströber, 2019 Gemini Tc: aerial surveys and passive acoustic monitoring of harbour porpoises 2015, Wageningen University & Research report C020/17.
- Gilles, A., S. Viquerat, E.A. Becker, K.A. Forney, S.C.V. Geelhoed, J. Haelters, J. Nabe-Nielsen, M. Schiedat, U. Siebert, S. Sveegaard, F.M. van Beest, R. van Bemmelen & G. Aarts, 2016. Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. *Ecosphere* 7: e01367. 10.1002/ecs2.1367.
- Gilles, A., N. Ramirez-Martinez, D. Nachtsheim & U. Siebert, 2020. Update of distribution maps of harbour porpoises in the North Sea. Commissioned by Rijkswaterstaat. University of Veterinary Medicine, Institute for Terrestrial and Aquatic Wildlife Research (ITAW).
- Graham, I.M., N.D. Merchant, A. Farcas, T.R. Barton, B. Cheney, S. Bono, P.M. Thompson, 2019, Harbour porpoise responses to pile-driving diminish over time. *R. Soc. Open sci.* 6: 190335. <http://dx.doi.org/10.1098/rsos.190335>.
- Harwood, J., S. King, R. Schick, C. Donovan & C. Booth, 2013. A protocol for implementing the interim population consequences of disturbance (PCOD) approach: quantifying and assessing the effects

- of UK offshore renewable energy developments on marine mammal populations. Report SMRUL-TCE-2013-014. Scottish Marine and Freshwater Science 5(2).
- Heinis F., C.J. de Jong & Werkgroep Onderwatergeluid, 2015. Cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op zeezoogdieren. Rapport TNO 2015 R10335.
- Heinis, F., C.A.F. de Jong, S. von Benda-Beckmann & B. Binnerts, 2019. Framework for Assessing Ecological and Cumulative Effects – 2018; Cumulative effects of offshore wind farm construction on harbour porpoises. HWE rapport: 18.153RWS_KEC2018, January 2019.
- Heinis, F., C.A.F. de Jong & A.M. von Benda-Beckmann, 2022. Kader Ecologie en Cumulatie 2021 (KEC 4.0) – Zeezoogdieren. Rapport TNO 2021 R12503, Januari 2022.
- Kastelein, R.A., D. van Heerden, R. Gransier & L. Hoek, 2013. Behavioral responses of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) to playbacks of broadband pile driving sounds, Mar. Environ. Res. 92: 206-214.
- Kastelein, R.A., J. Huybrechts, J. Covi & L. Helder-Hoek, 2017. Behavioral Responses of a Harbor Porpoise (*Phocoena phocoena*) to Sounds from an Acoustic Porpoise Deterrent. Aquatic Mammals 43: 233-244. DOI 10.1578/AM.43.3.2017.233.
- Kastelein, R.A., S. van de Voorde & N. Jennings, 2018. Swimming Speed of a Harbor Porpoise (*Phocoena phocoena*) During Playbacks of Offshore Pile Driving Sounds. Aquatic Mammals 44: 92 – 99, DOI 10.1578/AM.44.1.2018.92.
- Ministerie van Economische Zaken & Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016a. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee. Deelrapport A: Methodebeschrijving.
- Ministerie van Economische Zaken & Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016b. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee. Deelrapport B: Beschrijving en beoordeling van cumulatieve effecten bij uitvoering van de Routekaart Windenergie op zee.
- Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, 2021. Aanvullend Ontwerp Programma Noordzee 2022-2027. <https://www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2021/11/09/bijlage-aanvullend-ontwerp-programma-noordzee-2022-2027>.
- Ministeries van IenW, LNV, EZK en BZK, 2022. Programma Noordzee 2022 – 2027. www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2022/03/18/bijlage-programma-noordzee-2022-2027.
- Ministerie van LNV, 2020. Updated Conservation Plan for the Harbour porpoise *Phocoena phocoena* in the Netherlands: maintaining a Favourable Conservation Status.
- Nabe-Nielsen, J. R.M. Sibly, J. Tougaard, J. Teilmann & S. Sveegaard, 2014. Effects of noise and by-catch on a Danish harbour porpoise population. Ecol. Modell. 272, 242–251.
- New, L.F., J. S. Clark, D. P. Costa, E. Fleishman, M. A. Hindell, T. Klanjšček, D. Lusseau, S. Kraus, C. R. McMahon, P. W. Robinson, R. S. Schick, L. K. Schwarz, S. E. Simmons, L. Thomas, P. Tyack, J. Harwood. 2014. Using short-term measures of behaviour to estimate long-term fitness of southern elephant seals. MEPS 496:99-108.
- Nielsen, N.H., J. Teilmann, S. Sveegaard, R.G. Hansen, M-H.S. Sinding, R. Dietz & M.P. Heide-Jørgensen, 2018. Oceanic movements, site fidelity and deep diving in harbour porpoises from Greenland show limited similarities to animals from the North Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 597, 259 – 272.
- NMFS – National Marine Fisheries Service, 2016. Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing: Underwater Acoustic Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-55.
- NRC – National Research Council, 2005. Marine mammal populations and ocean noise: Determining when noise causes biologically significant effects. National Academies Press, Washington DC.
- Rosen, D.A.S., A.J. Winship & L.A. Hoopes, 2007. Thermal and digestive constraints of foraging behaviour in marine mammals. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 362: 2151-2168.

- Rijkswaterstaat Zee en Delta, 2019a. Kader Ecologie en Cumulatie 3.0: Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee tot 2030, deelrapport A: Methodebeschrijving. In opdracht van het Ministerie van LNV.
- Rijkswaterstaat Zee en Delta, 2019b. Kader Ecologie en Cumulatie 3.0: Beschrijving en Beoordeling van cumulatieve effecten bij uitvoering van de routekaart windenergie op zee tot 2030, deelrapport C: Samenvatting. In opdracht van het Ministerie van LNV.
- Russell, D.J.F., G.D. Hastie, D. Thompson, V.M. Janik, P.S. Hammond, L.A.S. Scott-Hayward, J. Matthiopoulos, E.L. Jones & B.J. McConnell, 2016. Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *Journal of Applied Ecology*.
- Sinclair, R.R., C.E. Sparling & J. Harwood, 2020. Review of Demographic Parameters and Sensitivity Analysis to Inform Inputs and Outputs of Population Consequences of Disturbance Assessments for Marine Mammals. *Scottish Marine and Freshwater Science Vol 11 No 14*.
- Southall, B.L., A.E. Bowles, W.T. Ellison, J.J. Finneran, R.L. Gentry, C.R. Greene Jr., D. Kastak, D.R. Ketten, J.H. Miller, P.E. Nachtigall, W.J. Richardson, J.A. Thomas & P.L. Tyack, 2007. Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Initial Scientific Recommendations. *Aquatic Mammals*, 33(4), 411–521.
- Soldaat, L. & M. Poot, 2020. Analyse bruinvisgegevens en evaluatie monitoring Noordzee – Kwaliteitsborging IHM 2019. CBS research paper, projectnummer 190220.
- Southall, B.L., J.J. Finneran, C. Reichmuth, P.E. Nachtigall, D.R. Ketten, A.E. Bowles, W.T. Ellison, D.P. Nowacek and P.L. Tyack, 2019. Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. *Aquatic Mammals* 2019, 45(2), 125-232.
- Sparling, C.E. & M.A. Fedak, 2004. Metabolic rates of captive grey seals during voluntary diving. *J Exp Biol* 207: 1615-1624.
- Sparling, C.E., J-Y. Georges, S.L. Gallon, M. Fedak & D. Thompson, 2007. How long does a dive last? Foraging decisions by breath-hold divers in a patchy environment: a test of a simple model. *Animal Behaviour* 74: 207-218.
- Sveegaard, S., J. Teilmann, P. Berggren, K.N. Mouritsen, D. Gillespie & J. Tougaard, 2011. Acoustic surveys confirm the high-density areas of harbor porpoises found by satellite tracking. *ICES Journal of Marine Science* 68: 929–936.
- Tougaard, J., O.D. Henriksen & L.A. Miller, 2009. Underwater noise from three types of offshore windturbines: estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *J. Acoust. Soc. Am.* 125: 3766 – 3773.
- Tougaard, J., A.J. Wright & P.T. Madsen, 2015. Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. *Marine Pollution Bulletin* 90: 196–208.
- Tougaard, J., L. Hermannsen & P.T. Madsen, 2020. How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? *J. Acoust. Soc. Am.* 148 (5): 2885-2893.
- Tyack, P.L. & L. Thomas, 2019. Using dose–response functions to improve calculations of the impact of anthropogenic noise. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.* 29(S1):242-253.
- Verfuss, U.K., R.R. Sinclair & C.E. Sparling, 2019. A review of noise abatement systems for offshore wind farm construction noise, and the potential for their application in Scottish waters. *Scottish Natural Heritage Research Report No. 1070*.
- van Beest, F.M., J. Nabe-Nielsen, J. Carstensen, J. Teilmann & J. Tougaard, 2015. Disturbance effects on the Harbour Porpoise Population in the North Sea (DEPONS): Status report on the model development. Aarhus University, DCE-Danish Centre for Environment and Energy, 43 pp. Scientific Report from DCE-Danish Centre for Environment and Energy No. 140.
- Wisniewska, D.M., M. Johnson, J. Teilmann, U. Siebert, A. Galatius, R. Dietz & P.T. Madsen, 2018. High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Proc. R. Soc. B* 285: 20172314.
- Whyte, K.F., D.J.F. Russell, C.E. Sparling, B. Binnerts and G.D. Hastie, 2020. Estimating the effects of pile driving sounds on seals: Pitfalls and possibilities. *J. Acoust. Soc. Am.* 147 (6): 3948-3958.

BIJLAGE 1 DE JONG, 2022 – GELUIDSBEREKENINGEN VOOR DE KAVELBESLUITEN VAN IJMUIDEN VER

Memorandum
TNO 2022 M11242**Aan**
Witteveen + Bos**Van**
Christ de Jong**Kopie aan**
Floor Heinis (HWE)**Onderwerp**
Geluidsberekeningen voor de kavelbesluiten van IJmuiden Ver**Defence, Safety & Security**Oude Waalsdorperweg 63
2597 AK Den Haag
Postbus 96864
2509 JG Den Haag

www.tno.nl

T +31 88 866 10 00

Datum
28 juni 2022**Onze referentie**
DHW-2022-AS-100345169**Contactpersoon**
Dr. ir. CAF de Jong**Doorkiesnummer**
+31888668034**Projectnummer**
060.51762**1 Inleiding**

Ten behoeve van de milieueffectrapportage (MER) en passende beoordeling (PB) voor de vier kavels in het offshore-windgebied IJmuiden Ver heeft TNO berekeningen uitgevoerd van de afstanden waarop het onderwatergeluid bij het heien van de turbinefundaties effect kan hebben op bruinvissen en zeehonden.

In overleg met Witteveen + Bos (W+B), Pondera Consult en marien ecooloog Floor Heinis (HWE) is besloten om de akoestische berekeningen voor heiwerkzaamheden op 10 geselecteerde representatieve locaties uit te voeren. Daarbij is er een bandbreedte aan scenario's opgesteld waarvoor de verspreiding van het onderwatergeluid bij het heien voor turbinefundaties is berekend en vertaald naar het oppervlak rond de heipaal waarbinnen het geluid tot verstoring van bruinvissen en zeehonden kan leiden. Daaruit is afgeleid tot welk aantal dierverstoringsdagen de aanleg van de verschillende kavels in het gebied mogelijk kan leiden. Bij de berekeningen zijn de in de meest recente update van het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC 4.0) vastgelegde procedures en grenswaarden toegepast (Heinis et al, 2022).

2 Aanpak

In deze studie is met behulp van het Aquarius 4 voorspellingsmodel (de Jong et al, 2018) uitgerekend wat het te verwachten onderwatergeluidniveau (ongewogen breedband single strike sound exposure level; SELss) is op 750 m van de heillocatie, en binnen welk oppervlak rond de heillocatie bruinvissen en zeehonden verstoord worden.

Bij het bepalen van het aantal mogelijk verstoorde dieren is gebruik gemaakt van de nieuwste methode die in het KEC 4.0 (Heinis et al, 2022) is beschreven.

3 Heillocaties

Voor de berekeningen zijn per kavel in het zoekgebied IJmuiden Ver twee representatieve heillocaties geselecteerd:

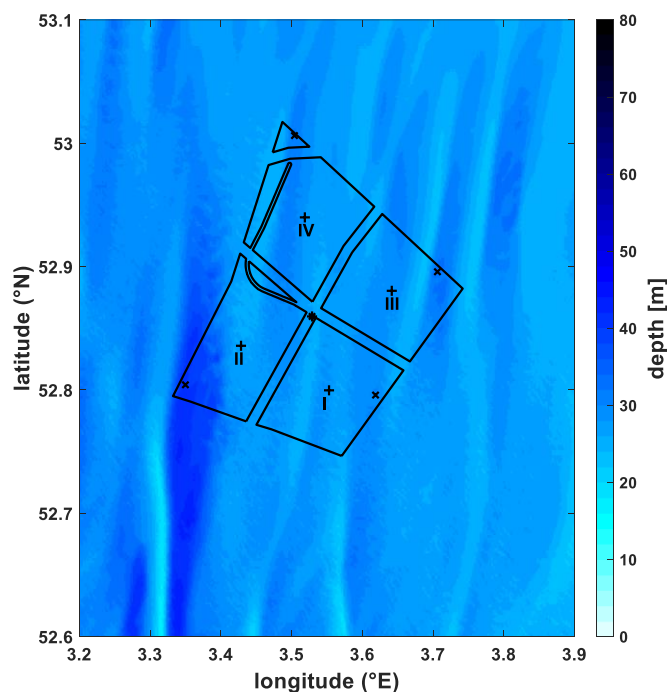
- Het centrum van de kavel (het zwaartepunt van de shapefile)
- Het punt met de grootste waterdiepte

Figuur 1 toont de geselecteerde locaties en Tabel 1 geeft de coördinaten.

Datum
28 juni 2022

Onze referentie
DHW-2022-AS-100345169

Blad
2/18



Figuur 1: Contouren van de vier kavels van IJmuiden Ver en de geselecteerde heilocaties: het zwaartepunt (+) en het diepste punt (x) van de vier kavels en het centrum () van het hele gebied, zoals geselecteerd voor de KEC 4.0 studie (Heinis et al, 2022). De kleurenschaal geeft de bathymetrie (laagste astronomische getij, bron: EMODnet).*

Tabel 1: Coördinaten (WGS84) van de geselecteerde heilocaties IJmuiden Ver.

Kavel	Locatie	Latitude	Longitude	Diepte
		[deg]	[deg]	[m]
I	centrum	52.7997	3.5530	27.2
I	diepste	52.7958	3.6188	30.6
II	centrum	52.8358	3.4286	26.1
II	diepste	52.8042	3.3500	41.8
III	centrum	52.8804	3.6417	28.5
III	diepste	52.8958	3.7063	33.4
IV	centrum	52.9399	3.5188	28.1
IV	diepste	53.0063	3.5042	32.2
IJver	KEC	52.8596	3.5290	25.4

4 Heiscenario's

Per kavel worden twee mogelijke alternatieven beschouwd:

- a Installatie van 67 turbines met een vermogen van 15 MW
- b Installatie van 50 turbines met een vermogen van 20 MW

Datum

28 juni 2022

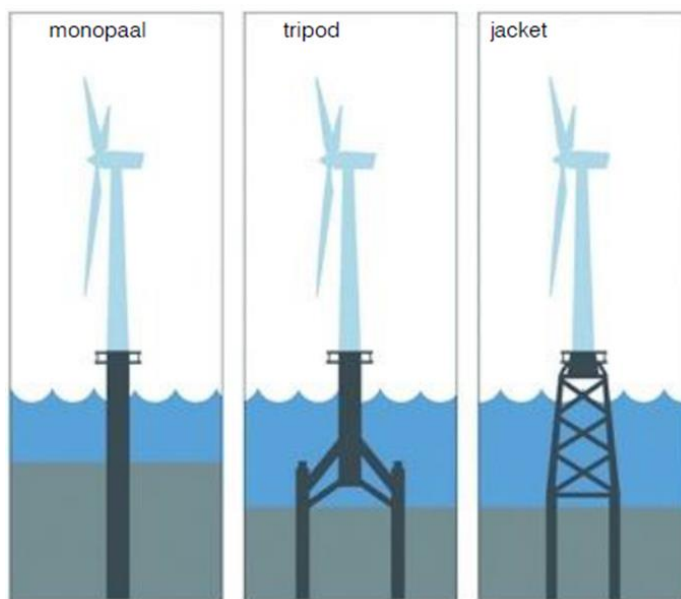
Onze referentie

DHW-2022-AS-100345169

Blad

3/18

Het KEC 4.0 gaat uit van installatie van turbines met een vermogen van 15 MW of groter op monopalen met een diameter van 7.5 m. Uit gesprekken met de industrie blijkt dat nu al monopalen voor 15 MW turbines worden toegepast met een diameter van 9 à 10 meter. Voor de 20 MW turbines wordt een monopaal diameter van 15 meter onderschreven als relevant voor de realisatie van offshore wind in 2030. De hei-energie hiervoor betreft een inschatting (extrapolatie) van de huidige kennis. Vanwege bedrijfsgevoelige informatie wordt deze informatie niet gedeeld. In overleg is gekozen voor een maximale hamerklap energie van 7000 kJ. Daarnaast is rekening gehouden met de mogelijke toepassing van tripod of jacket fundaties, zie Figuur 2, die vooral toegepast worden in dieper water. Deze fundaties worden vastgezet met meerdere kleinere palen.



Figuur 2: De drie typen turbinefundatie (figuur aangeleverd door W+B).

De heigeluidberekeningen zijn per locatie uitgevoerd voor vier verschillende turbine- en fundatievarianten van fundatie. De toegepaste invoergegevens voor de vier varianten zijn samengevat in Tabel 2.

Tabel 2: Geschatte parameters voor de vier varianten

Turbinevermogen	15 MW	20 MW	20 MW	20 MW
Type fundering	monopaal	monopaal	tripod	jacket
Aantal palen	1	1	3	4
Paaldiameter	9 m	15 m	5	3
Wanddikte	96 mm	156 mm	56 mm	36 mm
Hamerenergie	4000 kJ	7000 kJ	2000 kJ	2000 kJ
Massa ram	200 ton	350 ton	100 ton	100 ton
Massa aambeeld	200 ton	350 ton	100 ton	100 ton
Contactstijfheid	20 GPa	20 GPa	20 GPa	20 GPa

Datum

28 juni 2022

Onze referentie

DHW-2022-AS-100345169

Blad

4/18

Omdat gedetailleerde gegevens in dit stadium niet voorhanden zijn, zijn deze parameters geschat op basis van de geselecteerde paaldiameter en hamerenergie. De wanddikte is geschat met behulp van een ontwerpformule (API, 2003). De massa's van de ram en het aambeeld zijn evenals in KEC 4.0 geschat: de massa van de ram gelijk aan 1 ton/20 kJ hamerenergie en de massa van het aambeeld massa gelijk aan die van de ram. De schatting van de stijfheid van het contact tussen ram en aambeeld is in eerdere studies empirisch vastgesteld.

Het TNO-rekenmodel Aquarius 4 (de Jong et al, 2018) berekent de onderwater-geluiduitstraling van de heipaal op basis van de eigenschappen van hamer, aambeeld en paal, gebruik makend van een ééndimensionaal (axisymmetrisch) model van de heipaal in combinatie met het hamermodel van Deeks & Randolph (1993). De toegepaste benadering is geldig bij lage frequenties, waarbij de omtrek van de paal kleiner is dan de golflengte van compressiegolven in de paalwand. Aquarius 4 is gevalideerd voor het heien van een monopaal met 7 m diameter in het Gemini windpark (de Jong et al, 2018). De onzekerheid in de SELss berekeningen voor grotere paaldiameters kan zonder verder onderzoek (buiten de scope van deze studie) niet gekwantificeerd worden, zie §12.

5 Aquarius 4 propagatieberekening

Het TNO-rekenmodel Aquarius 4 (de Jong et al, 2018) berekent de ruimtelijke verspreiding van het onderwatergeluid onder invloed van gegevens van de omgeving (bathymetrie en geologie). In de Aquarius modellen wordt het sediment gemodelleerd als een equivalente uniforme vloeistof (zonder afschuifstijfheid of gelaagdheid). In het Wozep onderzoek is aangetoond dat deze aanname laagfrequent leidt tot een goede match met metingen van het onderwatergeluid bij het heien voor het Gemini windpark, mits rekening gehouden wordt met een frequentieafhankelijke absorptie in het sediment (de Jong et al, 2018).

De berekeningen zijn uitgevoerd op de centerfrequenties van de tertsbanden vanaf 16 Hz tot en met 20 kHz. Het resultaat van de geluidberekeningen is de maximum waarde van het ongewogen breedband SELss over de waterdiepte.

Tabel 3 geeft een overzicht van de in de berekeningen toegepaste waarden van de omgevingsparameters. De bathymetrie (ten opzichte van het laagste astronomische getij) is verkregen uit het EMODnet dataportaal. De overige

gegevens zijn gebaseerd op standaardwaarden uit (Ainslie, 2010, tabel 4.18), aangepast voor frequenties onder 250 Hz naar aanleiding van een eerdere validatie van de berekeningsresultaten van het Aquarius 4 model met meetgegevens van het heien voor een turbinefundatie voor het Gemini offshore windpark (de Jong et al, 2018).

Datum

28 juni 2022

Onze referentie

DHW-2022-AS-100345169

Blad

5/18

Wind boven zee en golven verstoren het wateroppervlak, waardoor geluid verstrooid en geabsorbeerd wordt, vooral bij hogere frequenties. In de huidige berekeningen gaan we uit van het worst-case scenario waarbij het effect van wind en golven verwaarloosd wordt.

Tabel 3: Omgevingsparameters voor de geluidpropagatieberekeningen

Waterdiepte	EMODnet bathymetrie, 1/8 minuut resolutie, http://www.emodnet-bathymetry.eu/ , zie Figuur 1.
Bodemtype	'medium sand' (Ainslie, 2010; Tabel 4.18; $\phi = 1.5$)
Bodem geluidsnelheid	1797 m/s
Bodem dichtheid	2136 kg/m ³
Bodem absorptie (de Jong et al, 2018)	0,88 dB/golflengte voor $f \geq 250$ Hz $\left(\frac{f}{250 \text{ Hz}}\right)^{1.8} \times 0,88$ dB/golflengte voor $f < 250$ Hz
Zeewater geluidsnelheid	1500 m/s
Zeewater dichtheid	1000 kg/m ³
Windsnelheid (10 m hoogte)	0 m/s

6 Geluidnorm

Op basis van het advies uit KEC 4.0 (Heinis et al, 2022) gaan we uit van toepassing van een geluidnorm $SEL_{ss}(750 \text{ m}) = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor het windenergiegebied IJmuiden Ver. Het is aan de bouwers om te bepalen hoe aan deze norm voldaan wordt. Daarom is bij de modellering niet uitgegaan van een specifiek oplossing, maar is de berekende geluidverspreiding (SEL_{ss}) voor ongemitigeerd heien met een constante waarde verminderd zodat op 750 m van de paal juist aan de geluidnorm voldaan wordt. Daartoe is eerst de SEL_{ss} bepaald op 36 equidistante punten op een cirkel met 750 m straal rond de heilocatie, door lineaire interpolatie in het rekengrid. Het verschil tussen de maximale SEL_{ss} op deze cirkel en de geluidnorm (160 dB) is vervolgens op alle gridlocaties van de berekende SEL_{ss} afgetrokken. Daarbij is zodoende geen rekening gehouden met het effect van de frequentieafhankelijkheid van zowel de toegepaste maatregel om aan de geluidnorm te voldoen als van de propagatie. De onzekerheid in de SEL_{ss} berekeningen ten gevolge van deze benadering kan zonder verder onderzoek (buiten de scope van deze studie) niet gekwantificeerd worden.

7 Resultaten berekeningen onderwatergeluid

Aquarius 4 berekeningen zijn uitgevoerd voor de vier fundatievarianten op de 9 geselecteerde heilocaties (zie §3). Figuur 3 toont als voorbeeld een uitsnede van de berekende kaart van het ongewogen breedband SELss (maximum over de waterdiepte) voor het gemitigeerd heien van de fundatie van een 15 MW turbine op de centrale locatie in het IJmuiden Ver gebied, die ook voor het KEC 4.0 geselecteerd is (scenario 33 in Tabel 4).

Datum

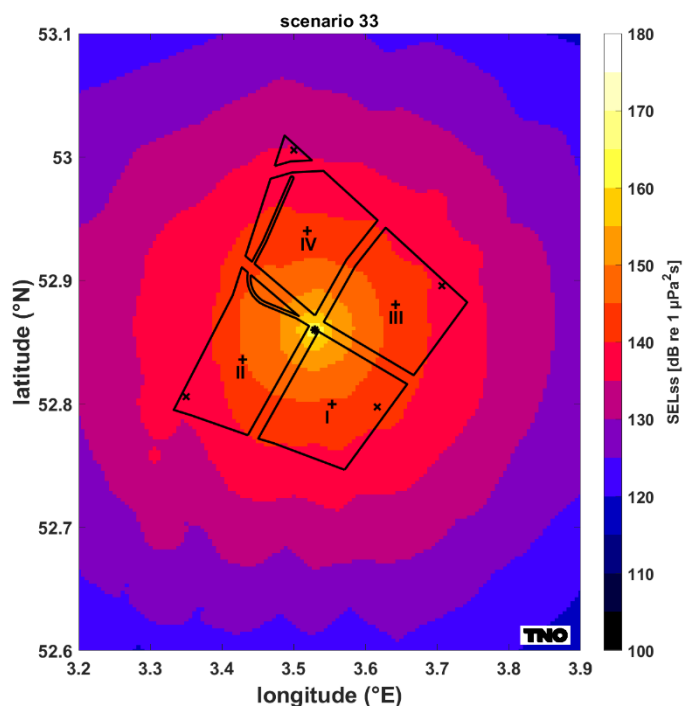
28 juni 2022

Onze referentie

DHW-2022-AS-100345169

Blad

6/18



Figuur 3: Berekende verspreiding van de SELss rond de centrale locatie bij het heien van de monopaal fundatie voor een 15 MW turbine (scenario 33).

Tabel 4 geeft een overzicht van de berekende maximum ongewogen breedband SELss-waarden op 750 m van de heillocatie voor ongemitigeerd heien. Waarden variëren van 172 tot 188 dB re 1 μPa²s. Het gemiddelde is 181 dB, met een standaard deviatie van 6 dB. Dat betekent dat een geluidreductie van 12 tot 28 dB vereist is om binnen de norm van 160 dB te blijven. Een recent overzicht (Bellmann et al, 2020) geeft aan dat met de huidige beschikbare mitigatiemaatregelen een maximale reductie van 22-23 dB gerealiseerd is. Dat rapport geeft ook aan dat het heien van de kleinere palen voor jacket-fundaties in de praktijk niet tot lagere geluidniveaus lijkt te leiden dan het heien van monopalen, mogelijk vanwege aanstoting van trillingen in de jacket-structuur. Deze structuur is niet gemodelleerd in Aquarius 4. Bovendien kunnen mitigatiemaatregelen nabij de paal (zoals van IHC¹ en AdBm²), niet zonder meer toegepast worden bij het heien van jacket- en tripod-palen.

¹ <https://iqip.com/products/pile-driving-equipment/integrated-monopile-installer/>

² <https://adbmtech.com/>

Tabel 4: Ongewogen breedband SELss op 750 m van de heilocatie ten gevolge van ongemitigeerd heien voor de 36 rekenscenario's (4 fundatievarianten en 9 locaties).

nr	kavel	locatie	fundatie	Hamerenergie	SELss(750m)
				[kJ]	[dB re 1 μ Pa ² s]
1	I	centroid	monopile	4000	185
2	I	centroid	monopile	7000	186
3	I	centroid	tripod	2000	180
4	I	centroid	jacket	2000	172
5	I	diepste	monopile	4000	186
6	I	diepste	monopile	7000	187
7	I	diepste	tripod	2000	181
8	I	diepste	jacket	2000	173
9	II	centroid	monopile	4000	185
10	II	centroid	monopile	7000	186
11	II	centroid	tripod	2000	180
12	II	centroid	jacket	2000	172
13	II	diepste	monopile	4000	186
14	II	diepste	monopile	7000	188
15	II	diepste	tripod	2000	182
16	II	diepste	jacket	2000	174
17	III	centroid	monopile	4000	185
18	III	centroid	monopile	7000	187
19	III	centroid	tripod	2000	181
20	III	centroid	jacket	2000	173
21	III	diepste	monopile	4000	186
22	III	diepste	monopile	7000	187
23	III	diepste	tripod	2000	181
24	III	diepste	jacket	2000	174
25	IV	centroid	monopile	4000	185
26	IV	centroid	monopile	7000	186
27	IV	centroid	tripod	2000	180
28	IV	centroid	jacket	2000	173
29	IV	diepste	monopile	4000	186
30	IV	diepste	monopile	7000	187
31	IV	diepste	tripod	2000	181
32	IV	diepste	jacket	2000	173
33	IJver	KEC	monopile	4000	185
34	IJver	KEC	monopile	7000	186
35	IJver	KEC	tripod	2000	180
36	IJver	KEC	jacket	2000	172

Datum

28 juni 2022

Onze referentie

DHW-2022-AS-100345169

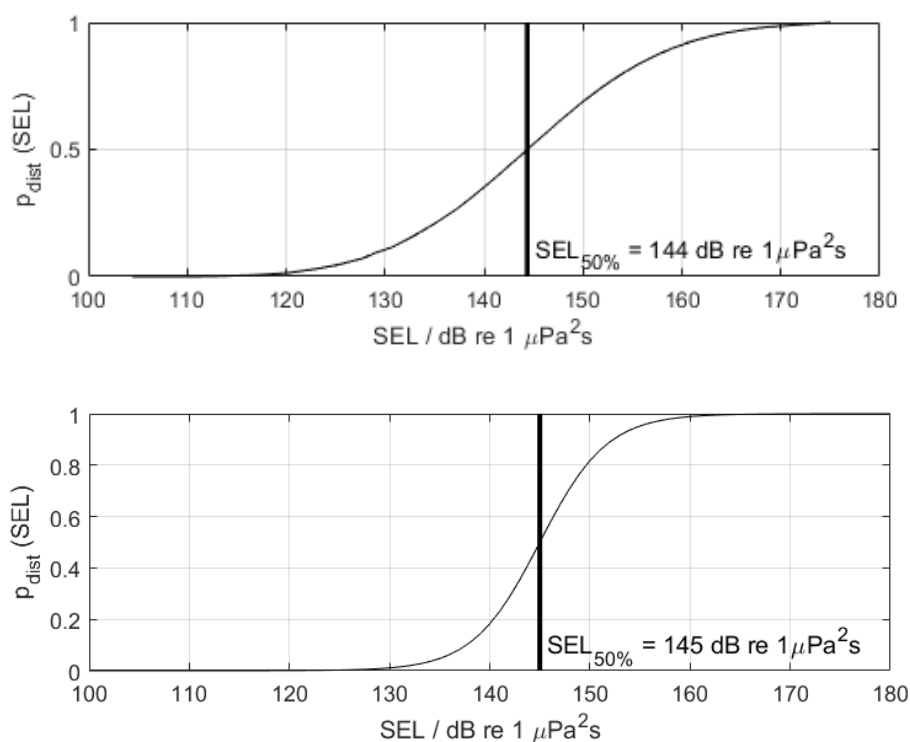
Blad

7/18

8 Dosis-effect relatie

De verstoring van dieren door geluid varieert per individu en is afhankelijk van de context waarin de dieren aan het geluid worden blootgesteld. Tyack & Thomas (2019) benadrukken het belang van het toepassen van dosis-respons relaties bij het schatten van het aantal dieren dat mogelijk beïnvloed wordt, en geven aan dat het toepassen van een discrete drempelwaarde tot een foute inschatting kan leiden. Daarom is in het KEC 4.0 (Heinis et al, 2022) besloten om gebruik te maken van dosis-respons relaties in plaats van de in KEC1.0-3.0 (Heinis et al, 2019) toegepaste discrete drempelwaarden voor verstoring.

Voor bruinvissen is deze relatie geschat op basis van waarnemingen rond heiwerkzaamheden in Nederland, Duitsland en Schotland (o.a. Geelhoed et al. 2019, Brandt et al. 2018, Graham et al. 2019) en voor zeehonden op basis van Kastelein et al. (2011), Russel et al. (2016), Whyte et al. (2020) en Aarts et al. (2018). De gebruikte relaties zijn in Figuur 4 weergegeven.



Figuur 4 Relaties tussen geluidsdosis (ongewogen breedband single strike sound exposure level) en kans op het optreden van een gedragsrespons bij bruinvissen (boven) en zeehonden (onder). Er is van uitgegaan dat de respons van gewone en grijze zeehonden vergelijkbaar is. De verticale lijn en de in de figuren weergegeven $SEL_{50\%}$ -waarde geven aan bij welke SEL er 50% kans op verstoring van de dieren is. Uit Heinis et al (2022).

Voor verdere details over de toegepaste dosis-effect relaties voor bruinvissen en zeehonden verwijzen we naar het KEC 4.0 rapport (Heinis et al, 2022).

Datum

28 juni 2022

Onze referentie

DHW-2022-AS-100345169

Blad

8/18

Datum

28 juni 2022

Onze referentie

DHW-2022-AS-100345169

Blad

9/18

9 Oppervlak waarover dieren verstoord worden door geluid

Uit de geluidverspreiding is per locatie op de kaart de kans op verstoring van bruinvissen en zeehonden berekend door het toepassen van de dosis-effectrelaties (Figuur 4). Het effectieve verstoringsoppervlak is vervolgens berekend door per punt op de kaart de berekende kans te vermenigvuldigen met het oppervlak van de gridcel rond het punt en dit vervolgens te sommeren over alle punten van de geluidkaart. De resulterende oppervlakken zijn opgenomen in Tabel 5.

10 Aantal verstoorde dieren per dag waarop geheid wordt

In het KEC 4.0 is gebruik gemaakt van de meest recente verspreidingskaarten van bruinvissen en gewone en grijze zeehonden. Het aantal verstoorde dieren per heidag is voor de drie soorten berekend door voor elk punt in de geluidkaart de kans op verstoring te vermenigvuldigen met het oppervlak van de gridcel rond het punt én met de lokale schatting van de dichtheid van de dieren op dit punt (uit de dierverspreidingskaarten, geïnterpoleerd naar hetzelfde grid als de geluidkaarten) en dit vervolgens te sommeren over alle punten van de kaart.

Voor **bruinvissen** is de lokale dichtheid afgeleid van de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld. Het betreft een update van de kaart voor de zomerdichtheid van bruinvissen van Gilles et al. (2016), aangevuld met gegevens van de 2016 SCAN-III survey en jaarlijkse zomertellingen uit België, Nederland (door WMR), Duitsland en Denemarken over de periode 2014 – 2019. Vanwege het ontbreken van actuele kaarten voor de overige seizoenen, is er voor deze studie, net zoals in Heinis et al. (2022) van uitgegaan dat de gemiddelde verspreidingskaart uit Gilles et al. (2020) voor het hele jaar geldt. Figuur 5 toont de dichtheid in het gebied rond IJmuiden Ver.

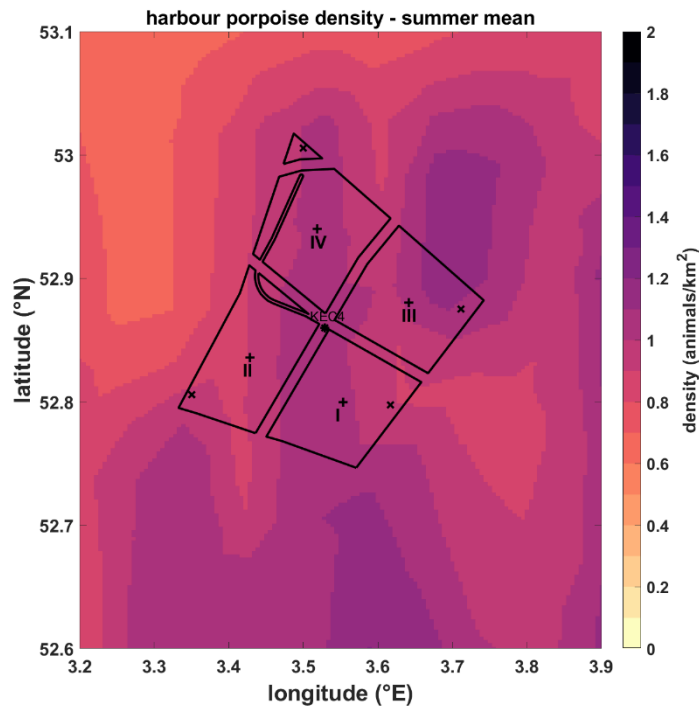
Voor **zeehonden** op het NCP is uitgegaan van de ten behoeve van het KEC 4.0 samengestelde kaarten van Aarts et al. (2021). Hierin is op basis van alle beschikbare zendergegevens voor elke maand de dichtheid van de gewone en grijze zeehonden gemodelleerd. Figuur 5 toont de jaargemiddelde dichtheid voor beide zeehond-soorten in het gebied rond IJmuiden Ver.

De berekende verstoringsoppervlakken en aantal verstoorde dieren per heidag voor de 36 scenario's zijn opgenomen in Tabel 5.

Datum
28 juni 2022

Onze referentie
DHW-2022-AS-100345169

Blad
10/18

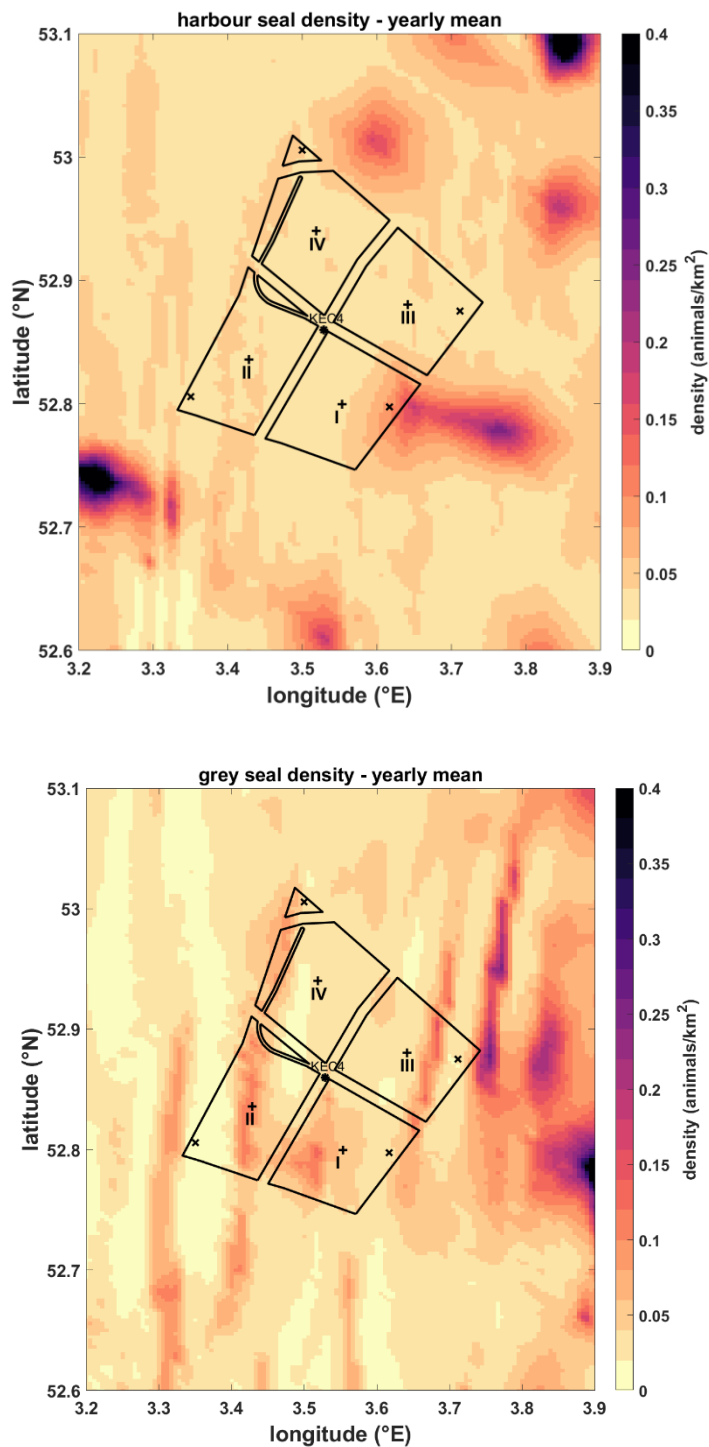


Figuur 5: lokale bruinvisdichtheid in het IJver gebied, uit de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld.

Datum
28 juni 2022

Onze referentie
DHW-2022-AS-100345169

Blad
11/18



Figuur 6: jaargemiddelde lokale dichtheid van gewone zeehonden (boven) en grijze zeehonden (onder) in het IJver gebied, uit de kaarten die door Aarts et al. (2021) in opdracht van Rijkswaterstaat zijn samengesteld.

Tabel 5: Berekend verstoringsooppervlak en aantal verstoorde dieren per heidag voor de 36 heiscenario's (Tabel 4). Voor de zeehonden is het aantal verstoorde dieren per kalendermaand berekend, in deze tabel samengevat in minimum, gemiddelde en maximum waarden.

Datum

28 juni 2022

Onze referentie

DHW-2022-AS-100345169

Blad

12/18

nr	verstoringsooppervlak (km ²)		aantal verstoorde dieren per heidag						
	bruinvis	zeehond	bruinvis	gewone zeehond			grijze zeehond		
				min	gem	max	min	gem	max
1	611	235	599	4	11	35	8	11	17
2	575	209	563	4	10	31	8	10	15
3	547	193	537	3	9	28	7	9	14
4	542	193	532	3	9	28	7	9	14
5	568	224	566	5	13	38	9	11	17
6	523	194	522	4	11	34	8	10	14
7	490	177	488	4	11	32	7	9	13
8	486	177	485	4	11	32	7	9	13
9	694	263	638	3	11	36	8	11	17
10	655	234	602	3	10	32	7	10	16
11	627	217	577	2	9	29	7	9	15
12	622	217	572	2	9	29	7	9	15
13	643	251	587	3	11	39	7	9	15
14	552	205	504	2	9	31	5	8	12
15	506	186	462	2	8	27	5	7	11
16	515	192	470	2	8	28	5	7	12
17	586	234	581	5	11	30	10	13	19
18	547	206	543	4	9	26	9	11	17
19	518	190	514	4	8	24	8	10	15
20	514	190	509	4	8	24	8	10	15
21	538	214	547	5	10	27	12	16	23
22	485	180	493	4	8	22	10	13	20
23	447	161	455	4	7	19	9	12	18
24	447	164	455	4	8	20	9	12	18
25	606	234	556	3	10	31	7	9	13
26	569	208	524	3	9	28	6	8	12
27	541	193	498	3	8	25	6	7	11
28	536	192	493	3	8	25	6	7	11
29	567	218	497	3	10	31	7	8	11
30	513	185	451	3	8	27	6	7	10
31	475	167	419	3	8	24	5	6	9
32	475	169	418	3	8	24	5	6	9
33	626	240	596	3	10	31	8	10	16
34	598	217	569	3	9	28	7	9	14
35	576	203	549	3	8	26	7	9	13
36	570	202	543	3	8	26	7	9	13

11 Dierverstoringsdagen

Het totale aantal dierverstoringsdagen per scenario is berekend door het aantal mogelijk verstoorde dieren per dag (Tabel 5) te vermenigvuldigen met het aantal heidagen (Tabel 2). Daarbij is aangenomen dat alle fundatietypen binnen één dag geheid worden.

De resultaten zijn opgenomen in Tabel 6. Figuur 7 geeft een overzicht van de berekende aantal verstoorde dieren per heidag voor de 36 scenario's. Vanwege het toepassen van dezelfde geluidnorm ($SEL_{ss}(750m)=160$ dB re $1 \mu Pa^2s$) voor alle scenario's zijn de verschillen relatief klein.

Datum

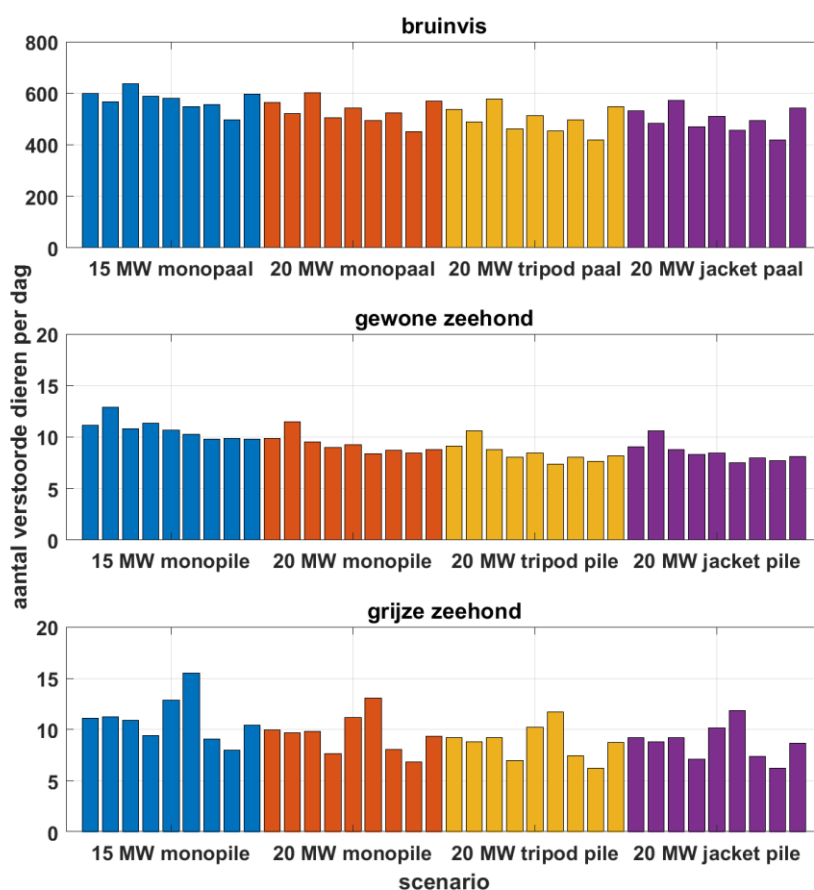
28 juni 2022

Onze referentie

DHW-2022-AS-100345169

Blad

13/18



Figuur 7: Overzicht van het berekende aantal dierverstoringsdagen voor de 9 locaties per heiscenario

Tabel 6: Berekend aantal dierverstoringsdagen bij de aanleg van één kavel voor de 36 heiscenario's (Tabel 4). Voor de zeehonden is uitgegaan van het gemiddelde aantal verstoorte dieren per kalendermaand (Tabel 5).

Datum
28 juni 2022

Onze referentie
DHW-2022-AS-100345169

Blad
14/18

nr	kavel	locatie	fundatie	aantal heidagen	aantal dierverstoringsdagen		
					bruinvis	gewone zeehond	grijze zeehond
1	I	centroid	monopile	67	40140	746	747
2	I	centroid	monopile	50	28175	493	498
3	I	centroid	tripod	50	26840	455	462
4	I	centroid	jacket	50	26594	454	461
5	I	diepste	monopile	67	37954	866	754
6	I	diepste	monopile	50	26097	573	485
7	I	diepste	tripod	50	24413	530	440
8	I	diepste	jacket	50	24242	531	440
9	II	centroid	monopile	67	42750	725	732
10	II	centroid	monopile	50	30113	476	492
11	II	centroid	tripod	50	28834	439	460
12	II	centroid	jacket	50	28602	438	460
13	II	diepste	monopile	67	39343	760	630
14	II	diepste	monopile	50	25221	449	383
15	II	diepste	tripod	50	23101	403	348
16	II	diepste	jacket	50	23487	415	358
17	III	centroid	monopile	67	38909	716	860
18	III	centroid	monopile	50	27133	464	560
19	III	centroid	tripod	50	25706	423	511
20	III	centroid	jacket	50	25467	422	509
21	III	diepste	monopile	67	36650	687	1040
22	III	diepste	monopile	50	24652	420	653
23	III	diepste	tripod	50	22744	370	585
24	III	diepste	jacket	50	22769	375	591
25	IV	centroid	monopile	67	37275	657	610
26	IV	centroid	monopile	50	26193	435	405
27	IV	centroid	tripod	50	24911	401	373
28	IV	centroid	jacket	50	24664	399	371
29	IV	diepste	monopile	67	33330	661	539
30	IV	diepste	monopile	50	22554	422	343
31	IV	diepste	tripod	50	20946	383	311
32	IV	diepste	jacket	50	20913	386	314
33	IJver	KEC	monopile	67	39920	656	697
34	IJver	KEC	monopile	50	28467	439	468
35	IJver	KEC	tripod	50	27460	408	436
36	IJver	KEC	jacket	50	27141	405	433

Vanwege de diverse onzekerheden in de modellering (zie §12) zijn de rekenresultaten niet exact. Ze geven een beeld van de orde van grootte en bandbreedte van de mogelijke verstoring van bruinvissen en zeehonden ten gevolge van het heien voor de turbinefundaties. Het gemiddelde en de standaarddeviatie van de verstoringsparameters over de diverse heilocaties in het gebied zijn voor de vier heivarianten (Tabel 2: Geschatte parameters voor de vier varianten) samengevat in Tabel 7.

Datum

28 juni 2022

Onze referentie

DHW-2022-AS-100345169

Blad

15/18

Tabel 7: gemiddelde ($\pm$ standaarddeviatie, afgerond) van het berekende verstoringsoppervlak, aantal verstoorde dieren per heidag en aantal dierverstoringsdagen per kavel, voor het heien van turbinefundaties in het IJmuiden Ver gebied. (HP: bruinvis; HS: gewone zeehond; GS: grijze zeehond).

Turbinevermogen [MW]		15	20	20	20
Type fundering		mono-paal	mono-paal	tripod	jacket
Aantal heidagen		67	50	50	50
Verstoringsoppervlak [km ²]	HP	600 ± 50	560 ± 50	530 ± 50	520 ± 30
	HS/ GS	240 ± 20	200 ± 20	190 ± 20	190 ± 20
verstoorde dieren per dag	HP	580 ± 40	530 ± 50	500 ± 50	500 ± 50
	HS	11 ± 1	9 ± 1	8 ± 1	9 ± 1
	GS	11 ± 2	10 ± 2	9 ± 2	9 ± 2
dierverstoringsdagen per kavel	HP	38.500 ± 2.600	26.500 ± 2.300	25.000 ± 2.500	24.900 ± 2.400
	HS	720 ± 70	460 ± 50	420 ± 50	430 ± 50
	GS	730 ± 150	480 ± 90	440 ± 80	440 ± 80

Dit overzicht laat zien dat de verschillen tussen de vier gemitigeerde heivarianten relatief klein zijn. Voor het aantal dierverstoringsdagen is vooral het aantal heidagen van belang.

12 Discussie modelonzekerheden

TNO heeft in de afgelopen jaren een suite van Aquarius rekenmodellen ontwikkeld waarmee de onderwatergeluidverspreiding rond een heipaal berekend kan worden. De keuze van een modelversie uit die suite hangt af van de beschikbare informatie en de complexiteit van de berekening. De onzekerheid in de berekende geluidverspreiding zou in theorie af moeten nemen wanneer meer gedetailleerde informatie beschikbaar is. De beperkte modelvalidatie aan de hand van meetgegevens voor het heien van funderingspalen voor offshore windturbines op het Nederlands Continentaal Plat (PAWP, Luchterduinen, Gemini; zie Binnerts et al. 2016) laat zien dat we nog niet goed in staat zijn om die onzekerheid te

kwantificeren, omdat we de bijdragen van de diverse parameters aan de onzekerheid niet goed kunnen scheiden. In een eerdere studie bleek de ongewogen breedband SELs uit de (worst-case) Aquarius berekening ongeveer 3 dB af te wijken van de maximaal gemeten waarde.

Voor het bepalen van het verstoringsooppervlak is in deze studie uitgegaan van de dosis-effect relaties zoals in het KEC 4.0 gehanteerd. Metingen van verstoring van bruinvissen bij het Gemini park (Geelhoed et al. 2018) suggereren dat deze berekening mogelijk leidt tot overschatting van aantal verstoorde bruinvissen ten opzichte van de daadwerkelijk gemeten verstoring bij het Gemini park (Geelhoed et al. 2018). Mogelijke verklaringen voor deze discrepanties kunnen zitten in de hypothese dat ook de frequentie-inhoud een rol kan spelen in de versturende werking van het geluid (Tougaard et al. 2015).

Ook de berekening van het mogelijke aantal verstoorde dieren per heidag is onzeker, vanwege diverse leemten in kennis over de aanwezigheid en het gedrag van bruinvissen en zeehonden, zie Heinis et al (2022).

Datum

28 juni 2022

Onze referentie

DHW-2022-AS-100345169

Blad

16/18

13 Referenties

- Aarts et al, 2018. Behavioural response of grey seals to pile-driving. Wageningen University & Research report C006/18
- Aarts, G., 2021, memo "Estimated distribution of grey and harbour seals" for KEC 4.0, Wageningen Marine Research.
- Ainslie, 2010. Principles of Sonar Performance Modeling, Springer-Praxis
- API, 2003. Recommended Practice for Planning, Designing and Constructing Fixed Offshore Platforms—Working Stress Design. American Petroleum Institute, 2003
- Bellmann M. A., Brinkmann J., May A., Wendt T., Gerlach S. & Remmers P., 2020 Underwater noise during the impulse pile-driving procedure: Influencing factors on pile-driving noise and technical possibilities to comply with noise mitigation values. Supported by the *Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU))*, FKZ UM16 881500. Commissioned and managed by the *Federal Maritime and Hydrographic Agency (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH))*, Order No. 10036866. Edited by the *itap GmbH*.
- Binnerts et al, 2016. Validation of the Aquarius models for prediction of marine pile driving sound, report TNO 2016 R11338
- Brandt et al, 2018. Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 596: 213 – 232
- Deeks & Randolph, 1993. Analytical modelling of hammer impact for pile driving, *International Journal for Numerical and Analytical Methods in Geomechanics*, Vol.17: 279-302
- de Jong et al, 2018. Wozep – WP2: update of the Aquarius models for marine pile driving sound predictions, report TNO 2018 R11671.
(https://www.noordzeeloket.nl/publish/pages/160801/update_aquarius_models_pile_driving_sound_predictions_tno_2019.pdf)
- Geelhoed et al, 2019. Gemini Tc: aerial surveys and passive acoustic monitoring of harbour porpoises 2015, Wageningen University & Research report C020/17
- Gilles et al, 2016. Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. *Ecosphere* 7: e01367. 10.1002/ecs2.1367.
- Gilles et al, 2020 Update of distribution maps of harbor porpoises in the North Sea. University of Veterinary Medicine Hannover, Foundation. Institute for Terrestrial and Aquatic Wildlife Research (ITAW) report to RWS.
- Graham et al, 2019. Harbour porpoise responses to pile-driving diminish over time. *R. Soc. Open Sci.* 6: 190335.
- Kastelein et al, 2011. Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds, SEAMARCO Ref: 2011/01
- Heinis et al, 2019. Kader Ecologie en Cumulatie – 2018 Cumulatieve effecten van aanleg van windparken op zee op bruinvissen.
(https://www.noordzeeloket.nl/publish/pages/157579/kec_update_2018_effecten_impulsief_geluid_op_bruinvissen_20190124def.pdf)
- Heinis et al, 2022. Kader Ecologie en Cumulatie 2021 (KEC 4.0) – zeezoogdieren. rapport TNO 2021 R12503
- Russell et al, 2016. Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *Journal of Applied Ecology*

Datum

28 juni 2022

Onze referentie

DHW-2022-AS-100345169

Blad

17/18

- Tougaard et al, 2015. Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises, Marine Pollution Bulletin 90, 196–208
- Tyack & Thomas, 2019. Using dose–response functions to improve calculations of the impact of anthropogenic noise. Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst. 29(S1):242–253
- Whyte et al, 2020. Estimating the effects of pile driving sounds on seals: Pitfalls and possibilities. J. Acoust. Soc. Am. 147 (6): 3948–3958

Datum

28 juni 2022

Onze referentie

DHW-2022-AS-100345169

Blad

18/18

BIJLAGE 2 EFFECTEN VAN IMPULSIEF GELUID OP HET GEHOOR (PTS) – NAAR HEINIS & DE JONG ET AL. (2022)

Uitgangspunten

In het KEC 1.0 is uitgewerkt hoe berekend kan worden of dieren kans lopen op een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS). Een dergelijk effect op het gehoor zou op kunnen treden wanneer dieren blootstaan aan het geluid van meerdere heiklappen.

Bij het berekenen van de totale geluidsdosis (cumulatieve SEL) wordt rekening gehouden met het mijdingsgedrag van het dier, waarbij de waargenomen SELs afneemt met toenemende afstand van de heilocatie. Het toegepaste zwemscenario is herzien en aangepast in KEC 4.0:

- In KEC 1.0 werd uitgegaan van de veronderstelling dat dieren tijdens de eerste twee waargenomen heiklappen met hoge snelheid naar het wateroppervlak zwemmen, waar de geluidsniveaus lager zijn. Deze veronderstelling was niet door waarnemingen onderbouwd. Inmiddels is in zenderonderzoek waargenomen dat een bruinvis bij verstoring door het naderen van een schip juist naar de bodem duikt (Wisniewska et al., 2018). Bij gebrek aan beter informatie over het verstoringsgedrag is besloten om als worst case benadering aan te nemen dat dieren zich tijdens het zwemmen steeds ophouden op de diepte waarbij de SELs het hoogste is.
- Bij aanvang van de heikwerkzaamheden bevinden de dieren zich op een afstand R_n van de heilocatie.
- Wanneer het blootstellingsniveau (SELs) op die locatie de drempelwaarde voor mijdingsgedrag overschrijdt, zwemt het dier tijdens het heien in een rechte lijn weg van de heilocatie.
- Voor de bruinvis is uitgegaan van een zwemsnelheid van 2 m/s, op basis van Kastelein et al. (2018).
- Voor zeehonden is uitgegaan van een zwemsnelheid van 2 m/s, zoals aangenomen als maximumsnelheid in AgentSeal (Chudzinska et al., 2021), en waargenomen door WMR in het Borndiep (Brasseur & Aarts 2019).
- Dieren stoppen met zwemmen zodra de afstand t.o.v. de heilocatie is bereikt waarop de SELs als gevolg van 1 heiklap lager of gelijk is aan de drempelwaarde waarop mijding optreedt.

Om te bepalen of een dier de kans loopt om PTS op te lopen wordt de cumulatieve blootstellingsdosis (SEL_{CUM}) berekend over de periode van het heien van een funderingspaal. Daarbij wordt rekening gehouden met het heiscenario (de variatie van de hamerklapenergie gedurende het heien) en met het zwemscenario, afhankelijk van de afstand van de heilocatie waar het dier zich bij aanvang van het heien bevindt. In navolging van de technische handleiding voor het bepalen van effecten op het gehoor van zeezoogdieren van de US National Marine Fisheries Service (NMFS, 2016) en de wetenschappelijke publicatie van Southall et al. (2019) wordt de voor de gehoorgevoeligheid van het dier gewogen SEL_{CUM} berekend en vergeleken met een frequentiegewogen drempelwaarde voor de cumulatieve geluidblootstelling die leidt tot PTS.

Worst case scenario voor berekeningen

De consequenties van de geüpdatete uitgangspunten voor de berekening van de kans op PTS zijn onderzocht door middel van een voorbeeldberekening voor een *worst case* scenario. Daarbij is gekeken naar het zoekgebied met de grootste waterdiepte (Zoekgebied 5, waterdiepte 39 m,

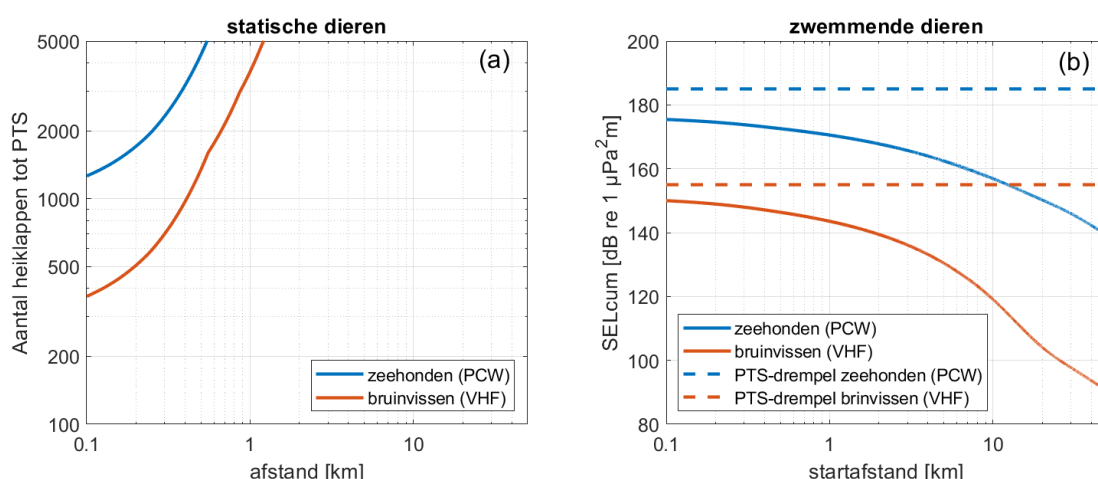
dieren wegzwemmend in Noordelijke richting), omdat daar het propagatieverlies van het heigeluid het laagste is. Verder is in deze *worst case* berekening geen rekening gehouden met een eventuele 'slow start', waarbij de hamerklapenergie en hamerfrequentie langzaam wordt opgevoerd naar de maximumwaarde. Bijlagetabel 2.1 geeft een overzicht van de belangrijkste invoergegevens voor deze berekening.

Bijlagetabel 2.1 Gegevens voor het *worst case* scenario voor de berekening van de kans op PTS.

Parameter	waarde
Zoekgebied	5
Locatie (lat, lon, WGS84)	54,2506 N; 5,556 E
Waterdiepte	39 m
Geluidnorm: ongewogen breedband SEL _{ss} (750m)	168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$
Heiscenario	35 klappen / minuut, max. 5000 gelijke heiklappen
Verstoringsafstand bruinvissen	29,7 km
Verstoringsafstand zeehonden	10,6 km
Zwemsnelheid bruinvissen	2 m/s
Zwemsnelheid zeehonden	2 m/s

Resultaat *worst case* berekeningen

Bijlagefiguur 2.1 toont de berekende blootstellingsdosis als functie van de afstand van de dieren tot de heilocatie bij aanvang van het heien. Bijlagefiguur 2.1a laat zien dat dieren de kans lopen op een gehoorbeschadiging (PTS) wanneer ze zich op relatief korte afstand van de heilocatie bevinden (550 m of minder voor zeehonden en 1,2 km voor bruinvissen) en niet wegzwemmen gedurende de blootstelling aan het geluid van een serie heiklappen (meer dan 350 voor bruinvissen en meer dan 1250 voor zeehonden). Vanwege de werkzaamheden op de heilocatie voorafgaand aan het heien is het onwaarschijnlijk dat dieren zich zo dicht bij de heilocatie ophouden. In combinatie met de *worst case* aannamen dat er geen slow start is en dat de dieren geen mijdingsgedrag vertonen, is de kans dat een bruinvis of zeehond PTS oploopt dus al klein. Bijlagefiguur 2.1b laat zien dat de kans op PTS helemaal verdwijnt wanneer wordt aangenomen dat de dieren van het heigeluid wegzwemmen (mijdingsgedrag). In dat geval overschrijdt de cumulatieve blootstellingsdosis nergens de PTS-drempelwaarden voor bruinvissen en zeehonden.



Bijlagefiguur 2.1 (a) Aantal heiklappen waarna de cumulatieve geluidblootstellingsdosis (SEL_{cum}, vhf-gewogen voor bruinvissen en pcw-gewogen voor zeehonden) bij statische dieren de PTS-drempelwaarde overschrijdt en (b) cumulatieve blootstellingsdosis voor zwemmende dieren, vergeleken met de PTS-drempelwaarden. Beide voor het hier beschouwde *worst case* scenario (zie Bijlagetabel 2.1).

Conclusie

Uit de *worst case* berekening volgt dat er een verwaarloosbare kans is dat bruinvissen of zeehonden een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS) oplopen ten gevolge van het onderwatergeluid bij het heien voor de aanleg van wind op zee, mits daarbij het onderwatergeluid wordt gelimiteerd tot de geluidnorm $SEL_{ss}(750m) = 168 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$, of lager. Deze conclusie is mede het gevolg van het recente wetenschappelijke inzicht (Southall et al., 2019) dat het optreden van gehoorbeschadiging bij blootstelling aan onderwatergeluid afhangt van de frequentieafhankelijke gehoorgevoeligheid van de dieren.

BIJLAGE 3 MODELLERING GEOFYSISCH SURVEYS

Beschrijving scenario's

Geofysische surveys worden over tijdsspanne van een aantal (1-5) jaren voorafgaand aan de aanleg van een windpark uitgevoerd om bodemgesteldheid in verschillende lagen in kaart te brengen en eventuele aanwezigheid van oude munitie te identificeren. Deze surveys beslaan zowel het gebied waar voor turbinefunderingen en platforms wordt geheid, als ook het tracé waarlangs de kabels naar de kust worden gelegd.

Bij de berekeningen is als scenario voor de geofysische survey aangenomen dat dit uit 4 deelscenario's bestaat:

- 1 Globale survey van het gebied van het toekomstig windmolenpark;
- 2 Gedetailleerde survey van de locaties van de toekomstige turbines, platforms en 'in field' kabels;
- 3 Globale survey van het kabeltracé;
- 4 Gedetailleerde survey van het kabeltracé.

Ad 1) Globale survey van het gebied van het toekomstig windmolenpark:

- Een geofysische survey bestrijkt ongeveer 10 km² per dag en gaat 24 uur continu door (afgezien van slecht weer en de maandelijkse wisseling van de bemanning, die in deze studie is genegeerd). Het aantal dagen per park = oppervlak geofysische survey gedeeld door 10 (km²).
- Aangenomen is dat deze in het 5 jaar voor aanleg van het windpark (aanleg van de windturbines) wordt uitgevoerd.
- Er wordt gewerkt met een multibeam, een sidescan sonar, een magnetometer, een sub-bottom profiler en een multi-channel sparker, afhankelijk van de verschillende doelen. Hier wordt uitgegaan van het gebruik van een sparker als *worst case* scenario, leidend tot een effectafstand van 3 km (zie hierna 'Schatting effectafstanden geofysische instrumenten').
- Er zijn geen locatie-specifieke akoestische berekeningen uitgevoerd; er wordt van uitgegaan dat per dag 10 km² gescand wordt, met een geschatte maximale verstoringafstand (sarker) van ~3 km. Voor een rechthoekig scangebied wordt dat ~84 km² verstoringsoppervlak per dag.

Ad 2) Gedetailleerde survey van de locaties van de toekomstige turbines, platforms en 'in field' kabels:

- Typisch uitgevoerd 1 à 2 jaar voorafgaand aan aanleg park (conform Gemini). Hier is uitgegaan van 1 jaar voor de aanleg.
- Rest zelfde aannames als bij de Globale surveys (1).

Ad 3) Globale survey van het kabeltracé:

- Het betreft een survey van het tracé van windenergiezoekgebied naar land. Daarbij zijn aannames gedaan over de positie van het platform en het aanlandingspunt, en daarmee van de lengte van de het tracé, die (waarschijnlijk) niet zullen overeenkomen met wat in werkelijkheid is/wordt gerealiseerd. Daarnaast wordt ook een survey van de locatie van het platform / de platforms voorzien, vooral m.b.t. obstakels (Side Scan Sonar, Bathymetrie) en magnetische contacten (i.v.m. 'unexploded ordnance', ook wel UXO's).
- Het totale gesurveyde oppervlak wordt geschat door het aantal km kabel maal een strookbreedte. Deze breedte is afhankelijk van het aantal kabels en afstand tot het park (geschatte waarden in Bijlagetabel 3.3).
- Typisch uitgevoerd 2 jaar voor aanleg van het windpark.
- Tijdens deze survey wordt gebruik gemaakt van een Magnetometer, Sidescan Sonar, Sub-bottom profiler, Singlebeam en Multibeam Echolood. Een multi channel sparker is mogelijk niet nodig als de sub-bottom profiler voldoende informatie op kan leveren tot de begraafdiepte van de kabels (1-2 meter) vermeerderd met de hoogte van de zandgolven

(locatie specifiek) en wordt hier niet meegenomen, omdat geen zeer diepe bodempenetratie nodig is. Hier is voor de sub-bottom profiler een typische effectafstand van 1 km gehanteerd (zie Bijlagetabel 3.5).

- Er zijn geen locatie-specifieke akoestische berekeningen uitgevoerd; er wordt van uitgegaan dat per dag 10 km² gescand wordt, met een geschatte maximale verstoringsafstand (sub-bottom profiler) van ~1 km (zie hierna 'Schatting effectafstanden geofysische instrumenten'). Voor een rechthoekig scangebied wordt dat ~30-36 km² verstoringsoppervlak per dag (afhankelijk van tracé).

Ad 4) Gedetailleerde survey van het kabeltracé:

- Het tracé van windzoekgebied naar land, wordt geschat door het aantal km tracé maal een strook rond de kabel (ca. 100 meter rond de kabel). Er zijn aannames gedaan over de positie van het platform en het aanlandingspunt en daarmee van de lengte van het kabeltracé (zie hiervoor).
- Vindt plaats 1 jaar voor de aanleg van het windpark.
- Tijdens de survey wordt gebruikt gemaakt van de volgende systemen: Magnetometer, Sidescan Sonar, Subbottom profiler, Singlebeam en Multibeam Echolood, omdat geen zeer diepe bodempenetratie nodig is. Hier hanteren we een effectafstand voor de sub-bottom profiler typische afstand van 1 km (zie Bijlagetabel 3.5). Over het grootste gebied is een beperkte penetratie nodig, alleen tussen de kust en die 3 km lijn is wel een diepere penetratie nodig – orde 10 meter.
- Er zijn geen locatie-specifieke akoestische berekeningen uitgevoerd; er is van uit dat per dag 10 km² gescand wordt, met een geschatte maximale verstoringsafstand (sub-bottom profiler) van ~1 km. Hierbij wordt de eventuele bijdrage van de inzet van sparkers tijdens de laatste 3 km en de kust en rond de locatie van de platforms verwaarloosd. Voor een rechthoekig scangebied komt het neer op ~36 km² verstoringsoppervlak per dag.

De bovenstaande scenario's leiden tot de volgende schema's per park (Bijlagetabel 3.1) en per platform/kabeltracé (Bijlagetabel 3.2).

Bijlagetabel 3.1 Schema geofysische survey per park.

Wanneer	Activiteit	Verstoringsoppervlak per dag (km ²)
5 jaar voor aanleg	Globale survey gebied windmolenpark en platforms	84
1 jaar voor aanleg	Gedetailleerde survey van de locaties van de toekomstige turbines en platforms	84

Bijlagetabel 3.2 Schema geofysische survey per kabeltracé.

Wanneer	Activiteit	Verstoringsoppervlak per dag (km ²)
2 jaar voor aanleg	Globale survey van het kabeltracé	36
1 jaar voor aanleg	Gedetailleerde survey van het kabeltracé	36

Aangenomen is dat het aantal dierverstoringsdagen voor de globale en gedetailleerde surveys gelijk is. Schattingen voor de kabeltracés zijn afhankelijk van de afstand tot het land en type kabelverbinding (AC of DC).

De bij de schatting van het aantal bruinvisverstoringsdagen ten gevolge van de surveys gehanteerde waarden staan aangegeven in onderstaande Bijlagetabellen 2.3 en 2.4.

Met de hiervoor weergegeven uitgangspunten wordt het totale aantal geschatte bruinvisverstoringsdagen voor het scenario voor de vier geofysische surveys voor de Nederlandse zoekgebieden voor wind op zee geschat op 61.622 (uit tabellen G.3 en G.4). Dat komt overeen met ongeveer 3% van het geschatte totale aantal bruinvisverstoringsdagen door het heien bij de aanleg van de parken (ongeveer 2,7 miljoen).

Bijlagetabel 3.3 Geschatte waarde voor de bruinvisverstoringsdagen ten gevolge van een geofysische survey van de zoekgebieden, berekend uit de in de tabel aangegeven aangenomen parameters voor deze surveys.

Zoekgebied	Oppervlak	Aantal dagen survey	Verstoringsoppervlak per dag (km ²)	Dichtheid voorjaar (ind/km ²)	bruinvisverstoringsdagen
Borssele 3	61	6	84	0,71	365
Borssele 4 - Blauwwind	61	6	84	0,71	362
Borssele 1	56	6	84	0,80	375
Borssele 2	56	6	84	0,73	344
Borssele Site V - Two towers	1	0,1	84	0,75	4
Hollandse Kust Zuid Holland I	52	5	84	1,12	488
Hollandse Kust Zuid Holland II	52	5	84	1,07	469
Hollandse Kust Noord (Tender 2019)	94	9	84	1,42	1121
Hollandse Kust Zuid Holland III	54	5	84	1,04	471
Hollandse Kust Zuid Holland IV	54	5	84	1,08	491
Hollandse Kust West - (Tender 2020/2021)	140	14	84	1,09	1.284
Ten noorden van de Waddeneilanden - (Tender 2022)	70	7	84	0,80	472
IJmuiden Ver	400	40	84	0,95	3.184
Hollandse Kust West zuidelijke punt	70	7	84	1,07	631
IJmuiden Ver Noord	200	20	84	0,97	1.627
Zoekgebied 2 Zuid	400	40	84	1,02	3.435
Zoekgebied 5 Oost origineel	400	40	84	0,77	2.595
Zoekgebied 1 Zuid	200	20	84	0,80	1.337
Zoekgebied 2 Noord	400	40	84	1,07	3.610
totaal					22.664

Bijlagetabel 3.4 Geschatte waarde voor de bruinvisverstoringsdagen ten gevolge van een geofysische survey van het kabeltracé voor de zoekgebieden, berekend uit de geschatte afstanden van de transformator platforms tot het land, en bijbehorende in de tabel aangegeven aangenomen parameters voor deze surveys. Er is van uitgegaan dat de 2 kabels over hetzelfde tracé lopen¹³.

Transformator-platform	Lengte tracé naar land (km) (inschatting)	Breedte tracé (km) inschatting	Oppervlak tracé (km ²)	aantal km ² survey per dag	Aantal dagen survey	Verstorings-oppervlak per dag (km ²)	Dichtheid voorjaar (ind/km ²)	bruinvisverstoringsdagen
Borssele 1&2	61	1.2	73	10	7	36	0,71	187
Borssele 3&4	68	1.2	82	10	8	36	0,71	209
HK-ZH I&II	48	1.2	58	10	6	36	0,71	147

¹³ Er is in de berekeningen van uitgegaan dat de 2 kabels over hetzelfde tracé lopen en dat de oppervlakte slechts eenmaal meetelt. Als ervan wordt uitgegaan dat de kabels op enig afstand van elkaar liggen en dat de oppervlakte dus moet worden verdubbeld, wordt het totale aantal bruinvisverstoringsdagen voor het scenario voor de vier geofysische surveys geschat op 72.280, in plaats van de nu genoemde 61.622. Dit komt overeen met ca. 4% (in plaats van 2,4%) van het totale aantal bruinvisverstoringsdagen door het heien bij de aanleg van de parken, wat nog steeds een verwaarloosbaar kleine bijdrage is.

HK N	20	1.2	24	10	2	36	0,71	61
HK-ZH III&IV	40	1.2	48	10	5	36	0,71	123
HKW alpha & beta	87	1.2	104	10	10	36	0,71	534
TNW	120	1.2	144	10	14	36	0,97	503
IJmuiden Ver alpha & beta	200 × 2	1.2	240	10	24	36	0,71	1.227
HKW-Z	80	1.2	96	10	10	36	0,71	245
IJmuiden Ver Noord	200	1.2	240	10	24	36	0,71	613
Zoekgebied 2 Zuid alpha & beta	200 × 2	1.2	240	10	24	36	0,71	1.227
Zoekgebied 5 Oost alpha & beta	133 × 2	1.2	160	10	16	36	0,97	1.115
Zoekgebied 1 Zuid	238	1.2	286	10	29	36	0,71	730
Zoekgebied 2 Noord alpha & beta	200 × 2	1.2	240	10	24	36	0,71	1.227
							totaal	8.148

Schatting effectafstanden geofysische instrumenten

Geotechnische surveys worden uitgevoerd ter voorbereiding van de aanleg van de windparken met diverse akoestische bronnen zoals multi-beam en side-scan sonars, sub-bottom profilers en sparkers. De bronsterkte en frequentiebereik van de survey signalen wijken sterk af van heigeluid. Op basis van globale informatie over de akoestische bronnen in combinatie met de frequentiegevoeligheid van het gehoor van bruinvissen en zeehonden gewogen drempelwaarde is een schatting gemaakt van de verstoringafstand voor verschillende type systemen die in deze surveys worden gebruikt (zie hierna 'Akoestische eigenschappen van geofysische surveys'). Deze resulterende effectafstanden zijn samengevat in onderstaande Bijlagetabel 3.5.

Bijlagetabel 3.5 Typische systemen die tijdens geofysische surveys gebruikt bij de aanleg van windparken, platforms en kabeltracés. De derde kolom geeft een inschatting van verstoringafstanden aan voor de verschillende type systemen.

Type systeem	Voorbeeld systeem	Maximale geschatte effectafstand	
		Bruinvis	Zeehonden
Multibeam Echosounder:	Kongsberg EM2040 Dual Head, Dual Swath / Dual Ping – Frequency 400 kHz	Boven bruinvisgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; verwachte effectafstanden verwaarloosbaar klein	Boven zeehondgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; verwachte effectafstanden verwaarloosbaar klein
Side Scan Sonar:	Edgetech 4200 300/600 – Frequency: 239 kHz (LF) and 555 kHz (HF)	Boven bruinvisgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; verwachte effect-afstanden verwaarloosbaar klein	Boven zeehondgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; verwachte effect-afstanden verwaarloosbaar klein
Sub-Bottom Profiler: Magnetometer: Geomatrix G882 Cesium vapour magnetometer	Innomar SES 2000 Standard parametric sub-bottom profiler – Power: > 50kW ; Frequency: 8 – 100 kHz	Maximale effectafstanden tussen 1 en 2 km, veroorzaakt door primaire frequentie van de bron op 100 kHz (zie Bijlagefiguur 3.1)	Primaire frequentie slecht hoorbaar door zeehonden; bij secundaire frequenties is de verwachte effectafstand verwaarloosbaar klein
Sparker Single Channel	GSO 200-tip sparker (assumed operated at 500 J)	Maximale effectafstanden tussen 1 en 2 km, op basis van schattingen (zie Bijlagefiguur 3.1)	Maximale effectafstanden tussen 1 en 2 km, op basis van schattingen (zie Bijlagefiguur 3.1)
Sparker Multi Channel	GSO 360-tip Sparker seismic source + 2000 J PSU (operated at 900 J)	Maximale effectafstanden tussen 3 en 4 km, op basis van schattingen; (zie Bijlagefiguur 3.1)	Maximale effectafstanden tussen 3 en 4 km, op basis van schattingen (zie Bijlagefiguur 3.1)

Deze schattingen van de maximale effectafstand zijn om diverse redenen onzeker. Zowel de gehanteerde drempelwaarden voor verstoring van bruinvissen en zeehonden als voor de

schatting van de geluidsniveaus zijn gebaseerd op ruwe aannamen op basis van zeer beperkt beschikbare gegevens. Omdat bij de ontwikkeling van KEC 4.0 onvoldoende openbare informatie beschikbaar was om de schattingen te verbeteren zijn dezelfde verstoringafstanden gehanteerd als in KEC 3.0.

Akoestische eigenschappen van geofysische surveys

De tijdens geofysische surveys gebruikte multi-beam echosounders en side scan sonars zenden hoogfrequente signalen uit (> 200 kHz) die niet hoorbaar zijn voor bruinvissen en zeehonden. Metingen van dit type systemen duiden erop dat er nauwelijks akoestische energie bij lagere frequenties wordt uitgezonden (zie bijv. Crocker et al., 2018). De bronnen die significante geluidsniveaus veroorzaken bij voor bruinvissen en zeehonden hoorbare frequenties zijn de sub-bottom profilers en sparkers.

Een typische gebruikte sub-bottom profiler, een zgn. 'parametrische sub-bottom profiler', genereert laagfrequent (~ 10 kHz) geluid door simultaan meerdere hoogfrequente (~ 100 kHz) geluiden uit te zenden. Door hoge frequenties te gebruiken leidt dit tot een zeer directionele, naar beneden gerichte bundel (~ 3 -6 graden -3 dB bundelbreedte) laagfrequente bron. Uit de folders van aanbieders van parametrische sub-bottom profilers is af te leiden dat het bronniveau (SL) rond de hoofdfrequenties (85-125 kHz) meer dan 240 dB re 1 $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$ bedraagt. De bronniveaus bij de lage frequenties liggen rond de 202 dB re 1 $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$. Dit komt overeen met een typische 30-40 dB reductie in bronniveau van de secundaire frequenties in een parametrische sonar (Moffet & Melen 1977). Voor de afschatting van de effectafstanden wordt hier uitgegaan van een typische SL = 240 dB re 1 $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$ op 100 kHz. Voor de secundaire frequenties is van een SL = 202 dB re 1 $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$ uitgegaan op 10 kHz. Typische puls-lengtes voor de sub-bottom profiler zijn in de orde van $t_{\text{puls}} \sim 0,04$ -30 ms. Hier wordt uitgegaan van een *source level energy* (SLE) binnen de hoofdbundel van $\text{SLE} = \text{SL} + 10 \cdot \log_{10}(t_{\text{puls}} / 1\text{s})$ dB ~ 187 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\cdot\text{m}^2\cdot\text{s}$. Voor het horizontaal afgestraalde geluid, dat effectief propageert en tot verstoring kan leiden, wordt hier nog eens 60 dB afgetrokken vanwege de hoge directionaliteit van deze bron.

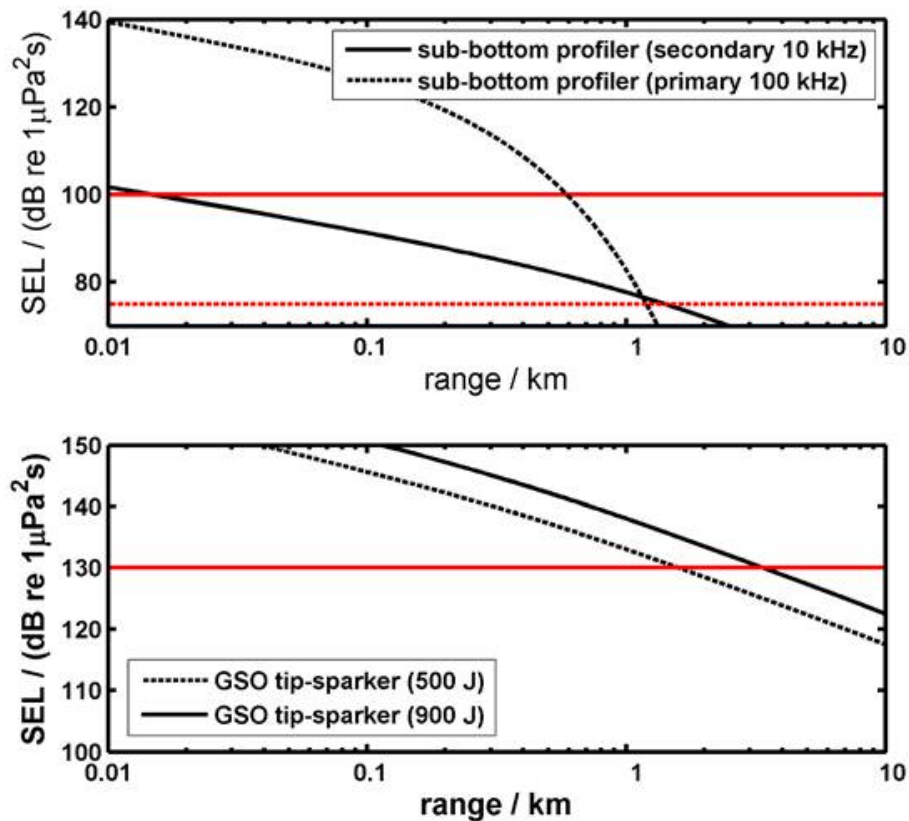
Sparkers zijn systemen die luchtballen genereren aan de hand van elektrische ontladingen aan zgn. 'tips'. Hierdoor ontstaat een luchtbel wat een breedbandig impulsgeluid genereert met hogere frequenties dan het geluid van een airgun die vaak voor seismische surveys wordt gebruikt. Typische bronniveaus worden gegeven in Crocker et al. (2018). Het bronniveau is afhankelijk van het gebruikte vermogen en vertoont vrij grote bandbreedten: SLE ~ 167 -181 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\cdot\text{m}^2\cdot\text{s}$ (500 J) en SLE ~ 179 -186 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\cdot\text{m}^2\cdot\text{s}$ (900 J). Voor deze analyse wordt uitgegaan van de maximaal aangegeven waarden. De bandbreedtes van de gegenereerde puls zijn $\text{BW}_{-3\text{dB}} \sim 1.2$ -1.9 kHz (500 J), en $\text{BW} \sim 3.2$ kHz (1000 J) (Crocker et al., 2018). Deze signalen worden in de onderstaande berekeningen grof benaderd door een signaal van 1 kHz met bovengenoemde SLE aan te nemen. Voor directionaliteit nemen we aan dat het vergelijkbaar is met een enkele airgun pulse.

Drempelwaarden voor gedragsverstoring zijn afgeleid uit een review van verstoringdrempels dat in het kader van WOZEP is uitgevoerd (de Jong & von Benda-Beckmann 2017) en zijn in Bijlagetabel 3.6 samengevat.

Bijlagetabel 3.6 SELss drempelwaardes voor verstoring van bruinvissen en zeehonden door geofysische geluidbronnen bij verschillende frequenties, op basis waarvan effectafstanden zijn geschat.

	bruinvis	zeehond
Frequentie / kHz	SELss / dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\cdot\text{s}$	SELss / dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\cdot\text{s}$
1	130	130
10	100	100
100	75	75

Het propagatieverlies voor deze bronnen op de Noordzee wordt geschat aan de hand van een cilindrisch en zgn. 'mode-stripping' regime voor een puntbron (Volgens 9.46 uit Ainslie, 2010), met waarden representatief voor een zandige bodem (typisch voor de Noordzee). De effectafstanden in Bijlagetabel 3.5 corresponderen met de drempelwaarden die zijn weergegeven in Bijlagefiguur 3.1.



Bijlagefiguur 3.1 Single pulse SEL (zwarte lijnen) als functie van afstand tot de bron voor een parametrische sub-bottom profiler met de primaire frequentie (gestippelde lijn) en secundaire frequentie (bovenste panel) en twee type sparkers (onderste panel). De rode lijnen geven de frequentie afhankelijke verstoringsdrempels aan (uit Bijlagetabel 3.6).

Referenties

- Ainslie, M.A., 2010. Principles of Sonar performance modeling. Springer Verlag, pp 707.
- Crocker, S.E. Fratantonio, F.D., Hart, P.E., Foster, D.S., O'Brien, T.F. & S. Labak (2018). Measurement of Sounds Emitted by Certain High-Resolution Geophysical, Survey Systems IEEE JOURNAL OF OCEANIC ENGINEERING 99, 1-18, 10.1109/JOE.2018.2829958.
- de Jong, C. & S. von Benda-Beckmann, 2017. Wozep underwater sound: frequency sensitivity of porpoises and seals, TNO Report TNO 2017 R11238, 1-53.
- Moffett, M.B. & R.H. Mellen, 1977. Model for parametric acoustic sources. The Journal of the Acoustical Society of America 61, 325-337; doi: 10.1121/1.381310.

IV

BIJLAGE: REFERENTIE LIJST VOGELSOORTEN Overschrijding VERBODSBEPALINGEN WNB

Tabel IV.1 Referentielijst vogelsoorten waargenomen op platform K14 (Fijn et al., 2012). Niet volledig geïdentificeerde soorten (e.g. 'meeuw spec.') zijn buiten beschouwing gelaten. Voor deze soorten geldt dat niet uitgesloten kan worden dat er jaarlijks een slachtoffer valt en dat de verbodsbepaling in art. 3.1, lid 1 van de Wnb wordt overtreden

Duikers	Meeuwen	Zangvogels
Roodkeelduiker	Stormmeeuw	Kauw
Parelduiker	Grote mantelmeeuw	Roek
IJssduiker	Grote burgemeester	Merel
Stormvogels en pijlstormvogels	Zilvermeeuw	Kramsvogel
Noordse stormvogel	Kleine mantelmeeuw	Koperwiek
Vale pijlstormvogel	Kokmeeuw	Zanglijster
Genten	Dwergmeeuw	Veldleeuwerik
Jan-van-gent	Vorkstaartmeeuw	Boomleeuwerik
Aalscholvers	Drieteenmeeuw	Boerenzwaluw
Aalscholver	Sterns	Huiszwaluw
Kuifaalscholver	Noordse stern	Graspieper
Ganzen en zwanen	Visdief	Waterpieper
Kolgans	Grote stern	Rotspieper
Zwartbuikrotgans	Alken	Gele kwikstaart
Eenden	Kleine alk	Witte kwikstaart
Bergeend	Zeekoet	Rouwkwikstaart
Smient	Alk	Goudhaan
Wintertaling	Papegaaiduiker	Sprinkhaanzanger
Middelste zaagbek	Roofvogels en uilen	Bosrietzanger
Eider	Blauwe kiekendief	Fitis
Zwarte zee-eend	Sperwer	Tjiftjaf
Steltlopers	Torenvalk	Pallas' boszanger
Scholekster	Smelleken	Zwartkop
Kievit	Velduil	Tuinfluit
Houtsnip	Overige niet-zangvogels	Grasmus
Wulp	Holenduif	Gauwe vliegenvanger
Oeverloper	Houtduif	Bonte vliegenvanger
Bonte strandloper	Turkse tortel	Roodborst
Jagers		Gekraagde roodstaart

Duikers	Meeuwen	Zangvogels
Grote jager		Tapuit
Middelste jager		Spreeuw
Kleine jager		Vink
Kleinste jager		Keep
		Sijs
		Ortolaan
		Sneeuwgors



BIJLAGE: GEMIDDELDE DICHTHEDEN ZEEVOGELS IJMUIDEN VER (KAVEL IV)

Tabel V Gemiddelde dichtheden van verschillende zeevogels per 'seizoen' (periode van 2 maanden) voor IJmuiden Ver, op basis van de MWTL vliegtuigtellingen, doorgerekend naar de aantallen veronderstelde slachtoffers van habitatverlies, voor de kavels III en IV binnen IJmuiden Ver

Soort	Seizoen	Gem. dichtheid	Kavel IV
Zeevogelsoort			
Somateria mollissima	aug-sep	0.00000000	0
Somateria mollissima	okt-nov	0.00000000	0
Somateria mollissima	dec-jan	0.00000000	0
Somateria mollissima	feb-mrt	0.00000000	0
Somateria mollissima	apr-mei	0.00000000	0
Somateria mollissima	jun-jul	0.00000000	0
Eidereend-jaargemiddeld		0.00000000	0
Melanitta nigra	aug-sep	0.00000000	0
Melanitta nigra	okt-nov	0.00000000	0
Melanitta nigra	dec-jan	0.00000000	0
Melanitta nigra	feb-mrt	0.00000000	0
Melanitta nigra	apr-mei	0.00000000	0
Melanitta nigra	jun-jul	0.00000000	0
Zwarte zee-eend-jaargemiddeld		0.00000000	0
Fulmarus glacialis	aug-sep	0.55555401	53
Fulmarus glacialis	okt-nov	0.31436175	30
Fulmarus glacialis	dec-jan	0.90435941	85
Fulmarus glacialis	feb-mrt	0.74885259	71
Fulmarus glacialis	apr-mei	0.49313520	47
Fulmarus glacialis	jun-jul	0.38437074	36
Noordse stormvogel-jaargemiddeld		0.56677228	54
Stercorarius parasiticus	aug-sep	0.00338450	0
Stercorarius parasiticus	okt-nov	0.00000000	0
Stercorarius parasiticus	dec-jan	0.00057809	0
Stercorarius parasiticus	feb-mrt	0.00000000	0
Stercorarius parasiticus	apr-mei	0.00094604	0
Stercorarius parasiticus	jun-jul	0.00000000	0
Kleine jager-jaargemiddeld		0.00081811	0

Soort	Seizoen	Gem. dichtheid	Kavel IV
Stercorarius skua	aug-sep	0.00970359	1
Stercorarius skua	okt-nov	0.00000000	0
Stercorarius skua	dec-jan	0.00000000	0
Stercorarius skua	feb-mrt	0.00000000	0
Stercorarius skua	apr-mei	0.00000000	0
Stercorarius skua	jun-jul	0.00000000	0
Grote jager-jaargemiddeld		0.00161726	0
Hydrocoloeus minutus	aug-sep	0.00000000	0
Hydrocoloeus minutus	okt-nov	0.08002917	8
Hydrocoloeus minutus	dec-san	0.02032955	2
Hydrocoloeus minutus	feb-mrt	0.02818024	3
Hydrocoloeus minutus	apr-mei	2.12368290	201
Hydrocoloeus minutus	jun-jul	0.00000000	0
Stormvogeltje-jaargemiddeld		0.37537031	35
Gavia sp	aug-sep	0.00000000	0
Gavia sp	okt-nov	0.00000000	0
Gavia sp	dec-jan	0.00558943	1
Gavia sp	feb-mrt	0.00029789	0
Gavia sp	apr-mei	0.00027189	0
Gavia sp	jun-jul	0.00000000	0
Roodkeel-/Parelduiken-jaargemiddeld		0.00102653	0
Larus fuscus	aug-sep	0.25189326	24
Larus fuscus	okt-oov	0.28800079	27
Larus fuscus	dec-jan	0.00284615	0
Larus fuscus	feb-mrt	0.18697188	18
Larus fuscus	apr-mei	0.38207562	36
Larus fuscus	jun-jul	0.70665149	67
Kleine mantelmeeuw-jaargemiddeld		0.30307320	29
Larus argentatus	aug-sep	0.00783700	1
Larus argentatus	okt-nov	0.18302942	17
Larus argentatus	dec-jan	0.47040117	44

Soort	Seizoen	Gem. dichtheid	Kavel IV
Larus argentatus	feb-mrt	0.18238356	17
Larus argentatus	apr-mei	0.00590040	1
Larus argentatus	jun-jul	0.00349141	0
Zilvermeeuw-jaargemiddeld		0.14217383	13
Larus marinus	aug-sep	0.05953097	6
Larus marinus	okt-nov	0.28695986	27
Larus marinus	dec-jan	0.26824131	25
Larus marinus	feb-mrt	0.29628863	28
Larus marinus	apr-mei	0.06329753	6
Larus marinus	jun-jul	0.04427322	4
Grote mantelmeeuw-jaargemiddeld		0.16976525	16
Rissa tridactyla	aug-sep	0.10110453	10
Rissa tridactyla	okt-nov	0.93060918	88
Rissa tridactyla	dec-jan	0.86735717	82
Rissa tridactyla	feb-mrt	1.22587145	116
Rissa tridactyla	apr-mei	1.05066593	99
Rissa tridactyla	jun-jul	0.76332789	72
Drieteenmeeuw-jaargemiddeld		0.82315603	78
Thalasseus sandvicensis	aug-sep	0.02726969	3
Thalasseus sandvicensis	okt-nov	0.00521250	0
Thalasseus sandvicensis	dec-jan	0.00000000	0
Thalasseus sandvicensis	feb-mrt	0.00000000	0
Thalasseus sandvicensis	apr-mei	0.28147226	27
Thalasseus sandvicensis	jun-jul	0.02197693	2
Grote stern-jaargemiddeld		0.05598856	5
Sterna paradisaea+hirundo	aug-sep	0.09503455	9
Sterna paradisaea+hirundo	okt-nov	0.00000000	0
Sterna paradisaea+hirundo	dec-jan	0.00000000	0
Sterna paradisaea+hirundo	feb-mrt	0.00000000	0
Sterna paradisaea+hirundo	apr-mei	0.13607553	13
Sterna paradisaea+hirundo	jun-jul	0.05087932	5

Soort	Seizoen	Gem. dichtheid	Kavel IV
Noordse stern/visdief- jaargemiddeld		0.04699823	4
Uria aalge	aug-sep	0.36687114	35
Uria aalge	okt-nov	2.10878640	199
Uria aalge	dec-jan	2.39123209	226
Uria aalge	feb-mrt	3.75227818	355
Uria aalge	apr-mei	3.38765495	320
Uria aalge	jun-jul	0.17892602	17
Zeekoet-jaargemiddeld		2.03095813	192
Alca torda	aug-sep	0.01600737	2
Alca torda	okt-nov	0.54834758	52
Alca torda	dec-jan	0.63137564	60
Alca torda	feb-mrt	2.41691015	228
Alca torda	apr-mei	0.05297242	5
Alca torda	jun-jul	0.00000000	0
Alk-jaargemiddeld		0.61093553	58
Fratercula arctica	aug-sep	0.00000000	0
Fratercula arctica	okt-nov	0.01262603	1
Fratercula arctica	dec-jan	0.02683808	3
Fratercula arctica	feb-mrt	0.12735952	12
Fratercula arctica	apr-mei	0.00000000	0
Fratercula arctica	jun-jul	0.00000000	0
Papegaaiduiker- jaargemiddeld		0.02780394	3
Morus bassanus	aug-sep	0.25194340	24
Morus bassanus	okt-nov	0.74823281	71
Morus bassanus	dec-jan	0.73005865	69
Morus bassanus	feb-mrt	0.24327010	23
Morus bassanus	apr-mei	0.29530484	28
Morus bassanus	jun-jul	0.09383355	9
Jan van Gent-jaargemiddeld		0.39377389	37
Phalacrocorax carbo	aug-sep	0.00000000	0
Phalacrocorax carbo	okt-nov	0.00000000	0

Soort	Seizoen	Gem. dichtheid	Kavel IV
Phalacrocorax carbo	dec-jan	0.00000000	0
Phalacrocorax carbo	feb-mrt	0.00588692	1
Phalacrocorax carbo	apr-mei	0.00000000	0
Phalacrocorax carbo	jun-jul	0.00000000	0
Aalscholver-jaargemiddeld		0.00098115	0

BIJLAGE: VOORWAARDEN KEC4.0 ONDERWATERGELUID (KAVEL III)

- mits de geluidproductie tijdens de aanleg voldoende wordt beperkt, treden bij de versnelde ontwikkeling van windenergie op zee tot en met 2030 volgens de geüpdatete KEC-procedure geen onacceptabele cumulatieve effecten op de populaties van bruinvissen, gewone en grijze zeehonden op het NCP op: de gestelde ecologische normen worden niet overschreden:
 - de resultaten van de berekeningen laten zien dat voor zeehonden, op grond van de gehanteerde uitgangspunten en de ten tijde van het onderzoek best beschikbare kennis, in geen van onderzochte scenario's effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden optreden. In de berekeningen is voor de windparken in het Nederlandse deel van de Noordzee uitgegaan van de in kavelbesluiten vastgelegde geluidnormen en van een geluidnorm van SELSS (750 m) = 168 dB re 1 μ Pa_{2s} voor de windenergiegebieden van de 'oude' Routekaart 2030, aangevuld met de zoekgebieden voor de versnelling. Voor de overige (buitenlandse) windparken is uitgegaan van de huidige geldende wetgeving met betrekking tot de productie van onderwatergeluid bij de aanleg van windparken;
 - voor bruinvissen blijkt uit de berekeningen dat met het toepassen van een geluidnorm van SELSS (750 m) = 168 dB re 1 μ Pa_{2s} bij de aanleg van windparken van de 'oude' Routekaart 2030 + de versnelling de ecologische norm wordt overschreden. Bij een geluidnorm van SELSS (750 m) = 160 dB re 1 μ Pa_{2s} voor het windenergiegebied Ijmuiden Ver en de windenergiegebieden van de versnelling is dat niet het geval, en is een populatieafname van 2,3-2,9% met een zekerheid van 95% berekend. Deze conclusie verandert nauwelijks als de effecten van geofysische surveys worden meegenomen;
- uit de berekeningen blijkt dat tot ca. 16 GW extra vermogen kan worden geïnstalleerd bovenop de eerder in de KECs 1.0 – 3.0 beoordeelde ca. 10 GW, mits een geluidnorm van SELSS (750 m) = 160 dB re 1 μ Pa_{2s} wordt toegepast bij de constructie van windenergiegebied Ijmuiden Ver en de zoekgebieden voor de versnelling;
- voor de berekeningen zijn worst case uitgangspunten gehanteerd; door verder onderzoek kan de onzekerheid aanzienlijk worden gereduceerd; dit kan tot kleinere, berekende effecten voor bruinvissen leiden;
- ook zal de toepassing van alternatieve, geluidarme technieken tot kleinere berekende effecten leiden.

VII

BIJLAGE: UITGANGSPUNTEN EN BEREKENING STIKSTOFDEPOSITIE IJMUIDEN VER

Inleiding

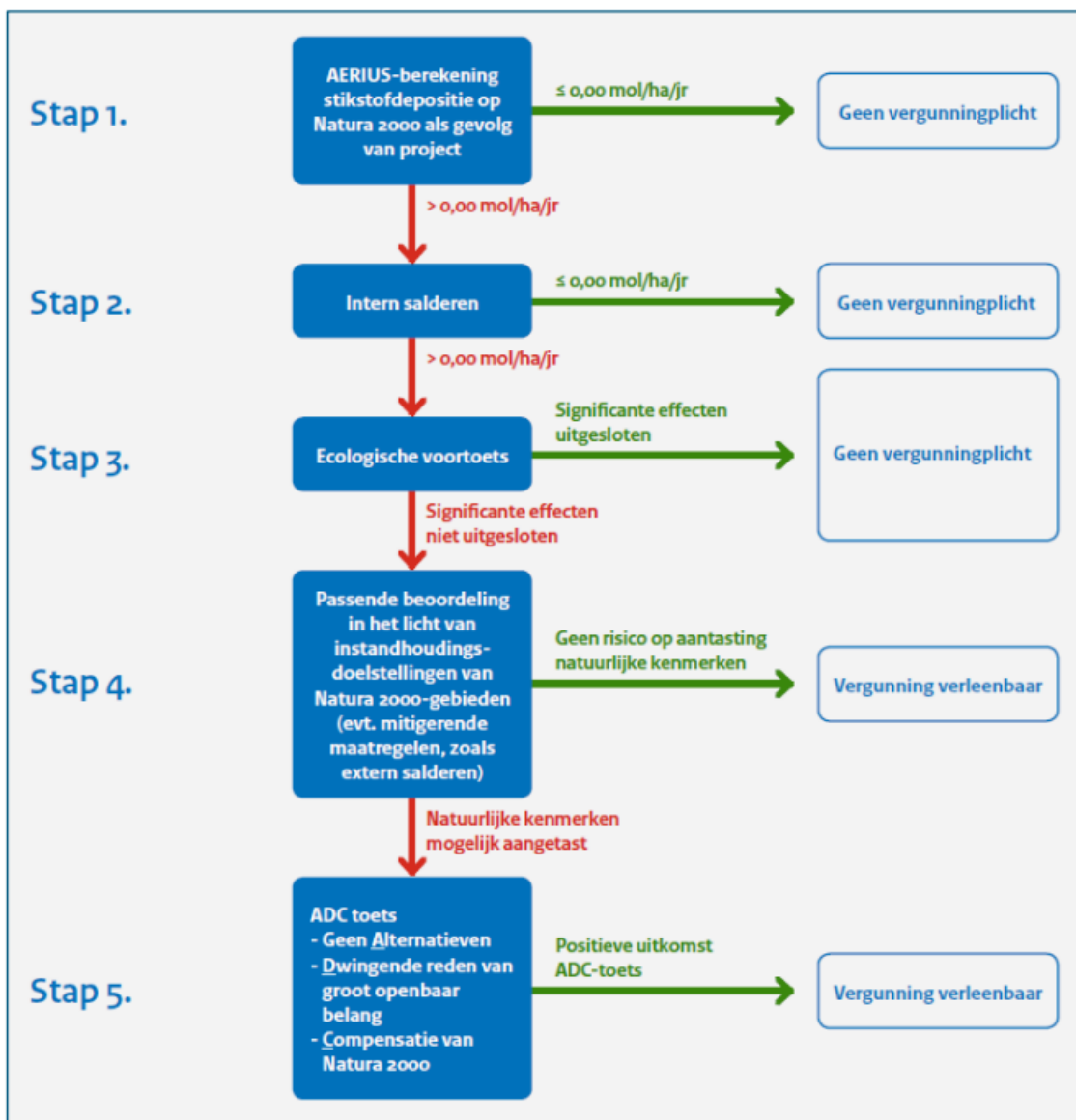
Binnen Windenergiegebied Ijmuiden Ver worden binnen kavel III en kavel IV in de komende jaren maximaal 67 windturbines per kavel gerealiseerd. De minimale afstand van het windmolenpark tot de kust is 62 km ter hoogte van Bergen (NH).

Tijdens de aanleg en het gebruik van het windmolenpark worden (werk)schepen ingezet. Deze schepen veroorzaken verbrandingsemissies in de vorm van stikstofoxiden (Nox) en ammoniak (NH₃). De stikstofdepositie als gevolg van deze emissies is berekend met AERIUS Calculator. De uitgangspunten en uitkomsten zijn beschreven in deze notitie.

Wettelijk kader

Conform de Wet natuurbescherming (Wnb) dient bij activiteiten getoetst te worden of binnen nabijgelegen Natura 2000-gebieden significant negatieve effecten als gevolg van stikstofdepositie kunnen optreden. In de beslisboom voor toestemmingverlening stikstofdepositie bij nieuwe activiteiten (zie het figuur hieronder) zijn de stappen om vergunningsplicht vast te stellen beschreven.

Afbeelding VII.1 Beslisboom Toestemmingverlening stikstofdepositie bij nieuwe activiteiten



Uitgangspunten

Voor de aanleg- en voor de gebruiksfase is per activiteit een inschatting gemaakt van het type schip, vermogen en het aantal draaiuren en bijbehorende fasering, deze inschatting is opgenomen in onderstaande afbeeldingen.

Abbeelding VII.2 Samenvattend overzicht materiaalinzet

Activiteit	Materieel	Modelschip	Vermogen	Jaar van inzet	Tijdsduur			Opmerkingen
					Kavel	transport	Haven	
Plaatsing monopiles								
Steenstorting	Valpijpschip	Van Oord Stormes	Varend: 8000 kW, 75% belasting Storten: 2 x 1500 kW + 2 x 2200 kW thrusters, 75% belasting	Jaar 1	551	-	-	Aanname: Aanvoer uit Noorwegen
Heien monopiles	Windpark installatieschip	Nieuwe generatie schepen zoals JdN Voltaire	Jacked up: 4 x 3535 kW, 4 x 2650 kW, 50% belasting Varend: 4 x 3000 kW, 75% belasting	Jaar 1	2412	-	420	Aanname: Aanvoer van SIF Rotterdam Tier III
Wachtschip/Guardschip	Safety stand-by vessel	OFS Fenny	Varend 900 kW, 75% belasting Stand-by: 25% belasting	Jaar 1	2963	-	-	
Plaatsing turbines								
Plaatsen turbines	Windpark installatieschip	Nieuwe generatie zoals JdN Voltaire	Jacked up: 4 x 3535 kW, 4 x 2650 kW, 50% belasting Varend: 4 x 3000 kW, 75% belasting	Jaar 2	1608	-	700	Aanvoer uit IJmuiden
Wachtschip/Guardschip	Safety stand-by vessel	OFS Fenny	Varend 900 kW, 75% belasting Stand-by: 25% belasting	Jaar 2	1608	-	-	
Aanleggen kabels								
Leggen en trenchen kabels	Kabelleggschip	Nieuwe generatie schepen zoals JdN Voltaire	Werkend: 10950 kW , 50% belasting Varend: 4300 kW, 75% belasting	Jaar 2	1126	-	336	Aanname: Aanvoer van SIF Rotterdam
Wachtschip/Guardschip	Safety stand-by vessel	OFS Fenny	Varend 900 kW, 75% belasting Stand-by: 25% belasting	Jaar 2	1126	-	-	
Commissioning								
Commissioning	Service Operation Vessel	IHC T60-18	Werkend/stand-by: 5720 kW, belasting 25%	Jaar 2	1608	-	90	Tier III
Onderhoud								
Gepland en ongepland onderhoud	Service Operation Vessel	IHC T60-18	Werkend/stand-by: 5720 kW, belasting 25%	Jaar 3 - 32	4039		388	Tier III
Groot onderhoud	Windpark installatieschip	Nieuwe generatie schepen zoals JdN Voltaire (Tier III)	Jacked up: 4 x 3535 kW, 4 x 2650 kW, 50% load Varend: 4 x 3000 kW, 75% load	Jaar 3 - 32	402	-	90	Aanname: Aanvoer van SIF Rotterdam
Herstel Steenstortingen	Valpijpschip	Van Oord Stormes	Varend: 8000 kW, 75% belasting Storten: 2 x 1500 kW + 2 x 2200 kW thrusters, 75% belasting	Jaar 3 - 32	32	-	-	

Abbeelding VII.3 Emissie als gevolg van plaatsing monopiles.

Activiteit	Materieel	Vermogen [kW]	Duur [uren]	Belasting	kWh	Emissie-factor [g/kWh]	Emissie [ton NO _x]
Steenstorting	Valpijpschip	7.400	551	75%	3.057.521	7,7	23,5
Heien monopiles*	Windpark installatieschip	24.740	2.412	50%	29.836.440	1,96	58,5*
Wachtschip	Safety stand-by vessel	900	2.963	25%	666.675	7,7	5,1
Totaal							87,2

* Voor het scenario waarbij een andere fundering wordt gebruikt is de emissie als gevolg van het heien van de monopiles vermenigvuldigd met 240 %. Deze emissie wordt dan 140,4 ton met 169,0 ton als totaal.

Abbeelding VII.4 Emissie als gevolg van plaatsing turbines

Activiteit	Materieel	Vermogen [kW]	Duur [uren]	Belasting	kWh	Emissie-factor [g/kWh]	Emissie [ton NO _x]
Plaatsen turbines	Windpark installatieschip	24.740	1.608	50%	19.890.960	1,96	39,0
Wachtschip/Guard schip	Safety stand-by vessel	900	1.608	25%	361.800	7,7	2,8
Totaal							39,7

Afbeelding VII.5 Emissie als gevolg van aanleggen kabels

Activiteit	Materieel	Vermogen [kW]	Duur [uren]	Belasting	kWh	Emissie-factor [g/kWh]	Emissie [ton NO _x]
Leggen en trenchen kabels	Kabellegschip	10.950	1.126	50%	6.164.850	7,7	47,5
Wachtschip/Guard schip	Safety stand-by vessel	900	1.126	25%	253.350	7,7	2,0
Totaal							49,4

Afbeelding VII.6 Emissie als gevolg van commissioning

Activiteit	Materieel	Vermogen [kW]	Duur [uren]	Belasting	kWh	Emissie-factor [g/kWh]	Emissie [ton NO _x]
Commissioning	Service Operation Vessel	5.720	1608	25%	2.299.440	1,96	4,5

Afbeelding VII.7 Emissies per jaar

Jaar	Activiteit	Emissie [ton NO _x]	Emissie alternatieve fundering [ton NO _x]
1	Plaatsing monopiles	87,2	169,0
	Totaal	87,2	169,0
2	Plaatsing turbines	41,8	41,8
	Aanleggen kabels	49,4	49,4
	Commissioning	4,5	4,5
	Totaal	95,7	95,7

Afbeelding VII.8 Vaarbewegingen per jaar tijdens de aanlegfase

Jaar	Activiteit	Type schip	Aantal vaarbewegingen
1	Steenstorting	Valpijpschip	20
	Heien monopiles	Windpark installatieschip	28
	Totaal		48
2	Plaatsen turbines	Windpark installatieschip	28
	Commissioning	Service Operation Vessel	12
	Leggen en trenchen kabels	Kabellegschip	2
	Totaal		42

Afbeelding VII.9 Emissie als tijdens de gebruiksfase

Activiteit	Materieel	Vermogen [kW]	Duur [uren]	Belasting	kWh	Emissie-factor [g/kWh]	Emissie [ton NO _x]
Gepland en ongepland onderhoud	Service Operation Vessel	5.720	4.039	25%	5.775.770	1,96	11,3
Groot onderhoud	Windpark installatieschip	24.740	402	50%	4.972.740	1,96	9,7
Herstel Steenstortingen	Valpijpschip	7.400	32	75%	177.600	7,7	1,4
Totaal							22,4

Afbeelding VII.10 Vaarbewegingen tijdens de gebruiksfase

Activiteit	Materieel	Aantal trips	Aantal bewegingen
Gepland en ongepland onderhoud	Service Operation Vessel	26	52
Groot onderhoud	Windpark installatieschip	6	12
Herstel Steenstortingen	Valpijpschip	1	2
Totaal		33	66

Op basis van deze informatie zijn de emissies tijdens de aanleg- en gebruiksfase berekend. Voor de emissieberekening is uitgegaan van windparkinstallatie schepen en Service Operation Vessels die voldoen aan de meest strenge emissienormering Tier III. Voor schepen met een maximum operationeel toerental van meer dan 2000 rpm geldt een NO_x-emissiefactor van 1,96 g/kWh¹. Voor de overige werkschepen is uitgegaan van de emissienormering Tier II, hiervoor geldt een emissiefactor van 7,7 g/kWh. Ook NH₃-emissies (Ammoniak) zorgen voor een bijdrage aan de stikstofdepositie. De NH₃-emissies van schepen zijn echter verwaarloosbaar ten opzichte van de NO_x-emissie en daarom buiten beschouwing gelaten².

Afbeelding VII.11 Tier emissienormen (<https://dieselnet.com/standards/inter/imo.php>)

Table 1. MARPOL Annex VI NO _x emission limits				
Tier	Date	NO _x Limit, g/kWh		
		n < 130	130 ≤ n < 2000	n ≥ 2000
Tier I	2000	17.0	45 · n ^{-0.2}	9.8
Tier II	2011	14.4	44 · n ^{-0.23}	7.7
Tier III	2016†	3.4	9 · n ^{-0.2}	1.96

† In NO_x Emission Control Areas (Tier II standards apply outside ECAs).

In het basisscenario wordt uitgegaan van de meest gebruikelijke fundering middels monopiles. De keuze voor dit funderingstype staat nog niet vast. Indien er gebruik gemaakt wordt van een ander type fundering, bijvoorbeeld tripod of gravity based, kan de emissie van het plaatsen van de fundering met maximaal 140 % toenemen. Daarom is ook een scenario berekend waarbij de emissie als gevolg van de plaatsing van de fundering 240 % van het basisscenario bedraagt. In Afbeelding VII.6 en Afbeelding VII.7 is te zien dat het eerste jaar van de werkzaamheden maatgevend is, omdat in dat jaar de meeste emissies plaats zullen vinden. Voor dit jaar is de depositie berekend.

¹ <https://dieselnet.com/standards/inter/imo.php>

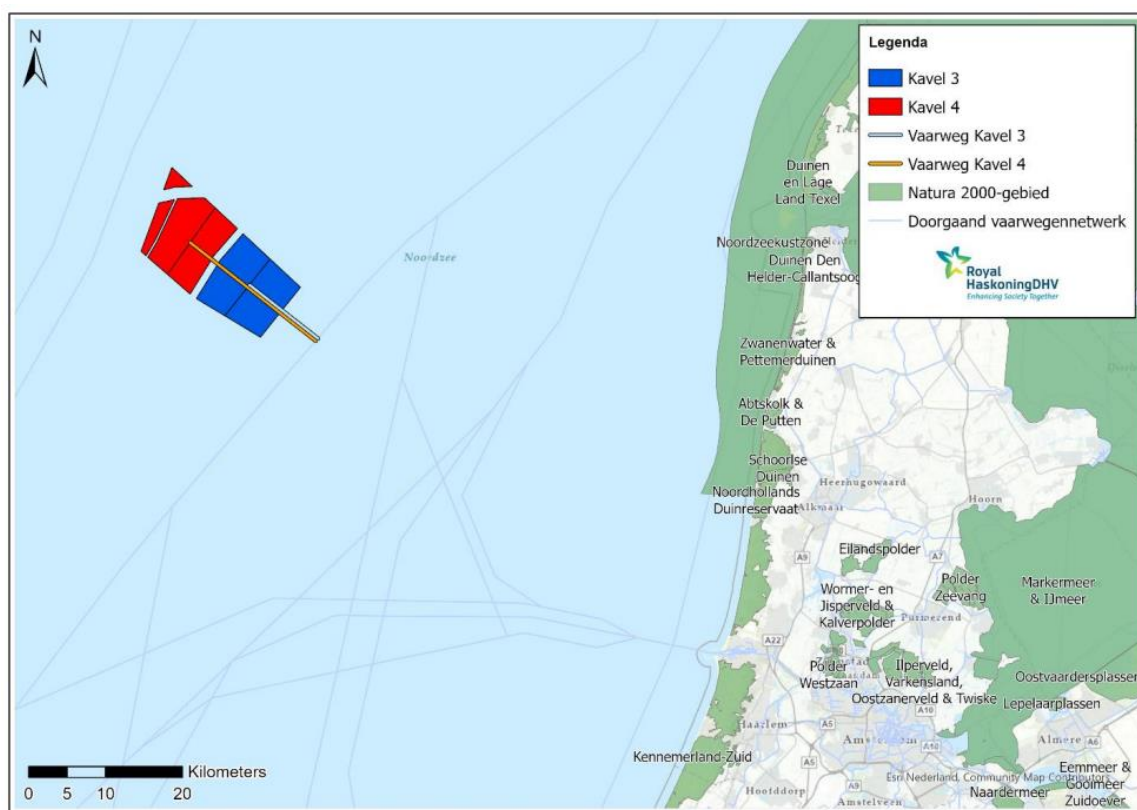
² Emissions of transboundary air pollutants in the Netherlands 1990-2014, Informative Inventory Report 2016, RIVM 2016.

Rekenmodel

De depositie is berekend met AERIUS Calculator, versie 2022.1_20230405_989cfb3815. Voor de emissies van de werkschepen zijn in AERIUS vlakbronnen gemodelleerd ter hoogte van de kavels in het plangebied. Deze vlakbronnen bevatten, per kavel, de gesommeerde emissies van de werkschepen. Voor de emissies van de vaarbewegingen van de schepen zijn lijnbronnen gemodelleerd van het centrum van elke kavel tot aan de doorgaande vaarroute¹. Hierbij is gebruik gemaakt van de specifieke sector Zeescheepvaart: Zeeroute (7530). Schepen zijn als aantal ingevoerd in AERIUS. Voor de bepaling van de NO_x-emissie wordt daarmee gebruik gemaakt van de emissiefactoren zoals deze in AERIUS opgenomen zijn (zie factsheet "Zeescheepvaart - emissiefactoren")². De werkschepen zijn gemodelleerd als "Sleepboten, werkschepen en overige, GT:10000 – 29999".

In onderstaande afbeelding worden het rekenmodel en de meest nabijgelegen Natura 2000-gebieden weergegeven.

Afbeelding VII.12 Vlakbronnen en vaarlijnen kavel 3 en 4



AERIUS berekent de depositie tot maximaal 25 km van de bron. De kleinste afstand tussen het windenergiegebied IJmuiden Ver en het meest nabijgelegen Natura 2000-gebied (Schoorlse Duinen) bedraagt ruim 62 km. Deposities kunnen daarom niet middels een reguliere AERIUS-berekening worden berekend.

Om toch een inschatting te kunnen maken van de depositie binnen de Natura 2000-gebieden aan de Nederlandse kust is een extrapolatie van de rekenresultaten uitgevoerd. Hiervoor zijn, rondom de kavels III en IV, rekenpunten gemodelleerd op 20 en 25 km van het verste punt van de vlakbron, zodat de hele

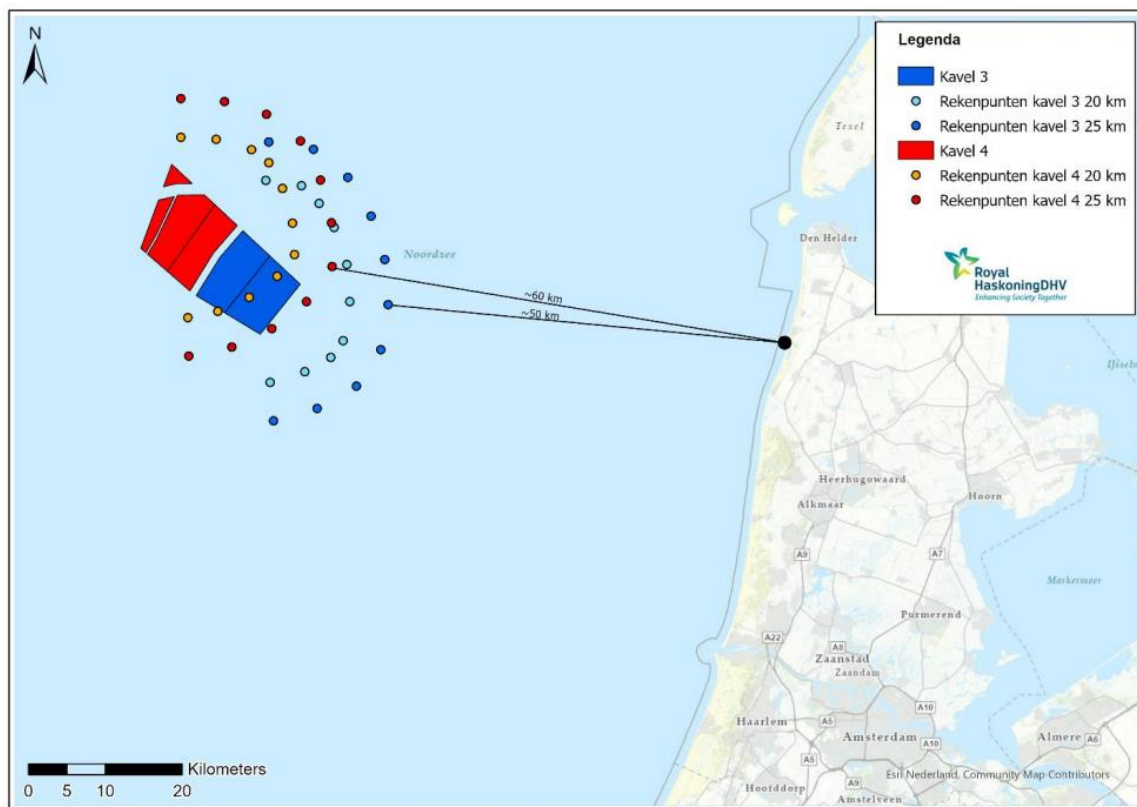
¹ De vaarbewegingen op het bestaande doorgaande (vaar)wegennet gaan verder op in het heersende verkeersbeeld. De depositiebijdrage van schepen met een herkomst of bestemming in het Nederlandse havengebied valt onder de vergunning van de vertrek- of aankomstlocatie en wordt daarom in dit onderzoek niet berekend en beoordeeld.

² <https://www.aerius.nl/nl/factsheets/zeescheepvaart-emissiefactoren/13-01-2022>

vlakbron wordt meegenomen in de berekening op de rekenpunten. Het verschil tussen de deposities op de rekenpunten op 20 en 25 km wordt geëxtrapoleerd om een inschatting te maken van de depositie aan de kust¹.

In Afbeelding VII.13 is het rekenmodel en de set rekenpunten op 20 en 25 km weergegeven.

Afbeelding VII.13 Rekenpunten kavel 3 en 4



Resultaten

In Afbeelding VII.14 en Afbeelding VII.15 zijn de rekenresultaten van de rekenpunten weergegeven.

Op de rekenpunten neemt de stikstofdepositie tussen 20 en 25 km af met 30 tot 46 %. Op de maatgevende punten bedraagt de minimale afname 33 % per 5 km. Deze waarde is gebruikt voor de extrapolatie van de rekenresultaten.

Op basis van de berekende deposities op de rekenpunten en de afname van 33 % wordt voor de permanente gebruiksfase geen depositietoename² binnen de Natura 2000-gebieden aan de Nederlandse kust verwacht.

¹ Voorbeeld: Op 20 kilometer van de vlakbron wordt een bijdrage van 1,00 mol N/ha/j berekend. Op 25 kilometer volgt een bijdrage van 0,80 mol N/ha/j. In 5 kilometer neemt de berekende depositiebijdrage met 20% af. Extrapolatie van deze trend tot 60 kilometer leidt tot $1,0 * (100\% - 20\%) ^ {((60 - 20)/5)} = 0,17$ mol N/ha/j

² Op 20 kilometer van kavel 3 wordt een maximale bijdrage van 0,18 mol N/ha/j berekend. Op 25 kilometer volgt een bijdrage van 0,12 mol N/ha/j. Extrapolatie van deze trend met een afname van 33% leidt tot 0,002 mol N/ha/j aan de kust (50 km vanaf het rekenpunt). Op 20 kilometer van kavel 4 wordt een maximale bijdrage van 0,20 mol N/ha/j berekend. Op 25 kilometer volgt een bijdrage van 0,12 mol N/ha/j. Extrapolatie van deze trend met een afname van 33% leidt tot 0,002 mol N/ha/j aan de kust. Voor kavels 3 en 4 samen volgt daarmee een toename van afgerond 0,00 mol N/ha/j aan de kust.

Met een afname van 33 % per 5 km voor de hoogst berekende deposities (maatgevend funderingstype, te weten tripod of gravity based) volgt voor de tijdelijke aanlegfase, middels interpolatie, een depositietoename van ongeveer 0,03 mol N/ha/j¹ binnen de Natura 2000-gebieden aan de Nederlandse kust op 60 kilometer van de oostkant van het plangebied. Dit betreft de maximale toename gecombineerd voor kavel III en kavel IV in de situatie met een alternatieve fundering.

Bij een afname van 33 % per 5 km voor de laagst berekende deposities (fundering middels monopiles) volgt voor de tijdelijke aanlegfase, middels interpolatie, een depositietoename van ongeveer 0,02 mol N/ha/j² aan de kust.

Afbeelding VII.14 Resultaten AERIUS berekening kavel 3

Rekenpunt	Aanlegfase monopile fundering			Aanlegfase alternatieve fundering			Gebruiksfase		
	20 km	25 km	Afname	20 km	25 km	Afname	20 km	25 km	Afname
Rekenpunt 1	0,66	0,39	41%	1,27	0,76	40%	0,17	0,10	41%
Rekenpunt 2	0,65	0,43	34%	1,26	0,82	35%	0,17	0,11	35%
Rekenpunt 3	0,69	0,45	35%	1,34	0,88	34%	0,18	0,12	33%
Rekenpunt 4	0,71	0,45	37%	1,37	0,88	36%	0,18	0,12	33%
Rekenpunt 5	0,65	0,41	37%	1,26	0,80	37%	0,17	0,11	35%
Rekenpunt 6	0,54	0,35	35%	1,05	0,67	36%	0,14	0,09	36%
Rekenpunt 7	0,43	0,29	33%	0,82	0,55	33%	0,12	0,08	42%
Rekenpunt 8	0,40	0,24	43%	0,78	0,46	41%	0,11	0,06	45%
Rekenpunt 9	0,41	0,26	41%	0,79	0,50	37%	0,11	0,07	36%
Rekenpunt 10	0,41	0,26	37%	0,78	0,50	36%	0,12	0,07	42%

¹ Op 20 kilometer van kavel 3 wordt een maximale bijdrage van 1,37 mol N/ha/j berekend. Op 25 kilometer volgt een bijdrage van 0,87 mol N/ha/j. Extrapolatie van deze trend met een afname van 33% leidt tot 0,016 mol N/ha/j aan de kust (50 km vanaf het rekenpunt). Op 20 kilometer van kavel 4 wordt een maximale bijdrage van 1,54 mol N/ha/j berekend. Op 25 kilometer volgt een bijdrage van 0,92 mol N/ha/j. Extrapolatie van deze trend met een afname van 33% leidt tot 0,017 mol N/ha/j aan de kust (voor kavel 4 is worst case ook tot 50 km na het laatste rekenpunt geëxtrapoleerd, terwijl de kust op 60 km van het rekenpunt ligt, zie figuur 4). Voor kavels 3 en 4 samen volgt daarmee een toename van ongeveer 0,03 mol N/ha/j aan de kust.

² Op 20 kilometer van kavel 3 wordt een minimale bijdrage van 0,40 mol N/ha/j berekend. Op 25 kilometer volgt een bijdrage van 0,23 mol N/ha/j. Extrapolatie van deze trend met een afname van 33% leidt tot 0,01 mol N/ha/j aan de kust (50 km vanaf het rekenpunt). Op 20 kilometer van kavel 4 wordt een minimale bijdrage van 0,49 mol N/ha/j berekend. Op 25 kilometer volgt een bijdrage van 0,33 mol N/ha/j. Extrapolatie van deze trend met een afname van 33% leidt tot 0,01 mol N/ha/j aan de kust (voor kavel 4 is worst case ook tot 50 km na het laatste rekenpunt geëxtrapoleerd, terwijl de kust op 60 km van het rekenpunt ligt, zie figuur 4). Voor kavels 3 en 4 samen volgt daarmee een toename van ongeveer 0,02 mol N/ha/j aan de kust.

Abbeelding VII.15 Resultaten AERIUS berekening kavel 4

Rekenpunt	Aanlegfase monopile fundering			Aanlegfase alternatieve fundering			Gebruiksfase		
	20 km	25 km	Afname	20 km	25 km	Afname	20 km	25 km	Afname
Rekenpunt 1	0,90	0,50	44%	1,32	0,74	44%	0,36	0,19	47%
Rekenpunt 2	0,97	0,59	39%	1,54	0,92	40%	0,40	0,24	40%
Rekenpunt 3	0,83	0,56	33%	1,41	0,92	35%	0,37	0,24	35%
Rekenpunt 4	0,75	0,51	32%	1,30	0,86	34%	0,35	0,23	34%
Rekenpunt 5	0,70	0,46	34%	1,23	0,80	35%	0,34	0,22	35%
Rekenpunt 6	0,59	0,39	34%	1,06	0,69	35%	0,30	0,19	37%
Rekenpunt 7	0,49	0,33	33%	0,88	0,58	34%	0,25	0,17	32%
Rekenpunt 8	0,51	0,33	35%	0,91	0,57	37%	0,26	0,17	35%
Rekenpunt 9	0,53	0,33	38%	0,97	0,58	40%	0,28	0,16	43%
Rekenpunt 10	0,57	0,34	42%	1,02	0,58	43%	0,29	0,16	45%
Rekenpunt 11	0,57	0,32	44%	1,00	0,54	46%	0,28	0,15	46%

Conclusie

Op basis van een extrapolatie van de rekenresultaten uit AERIUS, wordt als gevolg van de inzet van werkschepen en overig materieel, tijdens de realisatie van windturbines binnen kavel III en IV van het Windenergiegebied IJmuiden Ver, een tijdelijke depositietoename van 0,02 mol N/ha/j (fundering middels monopiles) tot 0,03 mol N/ha/j (fundering middels tripod of gravity based), binnen de Natura 2000-gebieden aan de Nederlandse kust verwacht.

Gepland en ongepland onderhoud tijdens de permanente gebruiksfase leidt naar verwachting niet tot een toename van de stikstofdepositie (0,00 mol N/ha/j).

VIII

BIJLAGE: GEVOLGEN VAN TOEPASSEN VAN VERSCHILLENDE GELUIDSNORMEN VOOR DE BRUINVISPOPULATIE

Memo

Aan: Jan Eggenkamp (Witteveen+Bos)

Van: Floor Heinis

CC: Saskia Mulder (Royal Haskoning DHV). Ufuk Kiliç (EZX)

Datum: 6 april 2023

Betreft: Gevolgen van toepassen van verschillende geluidsnormen voor de bruinvispopulatie

Inhoudsopgave

1	Inleiding	2
2	Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) 4.0 – onderdeel zeezoogdieren	2
3	Aanvulling op KEC 4.0 berekeningen	4
4	Aanvulling op berekeningen voor IJmuiden Ver I – IV	6
5	Gevolgen van wijziging geluidsnorm voor het totale cumulatiescenario	8
6	Conclusie	9
7	Referenties	9

1 Inleiding

Voor de ontwikkeling van wind op zee in de gebieden IJmuiden Ver I-IV, IJmuiden V en VI (IJmuiden Ver Noord) en Nederwiek I (Zoekgebied I Zuid) zijn voor het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) 4.0 berekeningen uitgevoerd waarbij is uitgegaan van het toepassen van geluidsnormen van SELss (750 m) =160 en 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (Heinis et al., 2022). In de gehanteerde cumulatiescenario's van ca. 21, 23 en 27 GW opgesteld vermogen tot en met 2030, waarvan de genoemde gebieden onderdeel uitmaakten, werd in alle scenario's een overschrijding van de ecologische norm voor bruinvissen berekend als werd uitgegaan van een geluidsnorm van 168 dB. Bij deze geluidsnorm is er namelijk een 5% kans dat het aantal bruinvissen op het NCP met 6-8% afneemt. Bij toepassen van de geluidsnorm van 160 dB voor de gebieden IJmuiden Ver I-IV, IJmuiden Ver V en VI, Nederwiek I en II, Lageland en Doordewind werden, afhankelijk van het scenario, effecten op de bruinvispopulatie berekend van 2,3 tot 2,9%. Voor zeehonden werden veel kleinere effecten berekend en werden bij de hogere geluidsnorm van 168 dB al geen noemenswaardige effecten op de populatie berekend. Dit is een gevolg van het feit dat de kans dat zeehonden worden verstoord in de meeste gebieden vanwege de lage dichtheid heel klein is. Er kan daarom van worden uitgegaan dat de effecten op de bruinvispopulatie maatgevend zijn bij het beoordelen van de gevolgen van het toepassen van verschillende geluidsnormen.

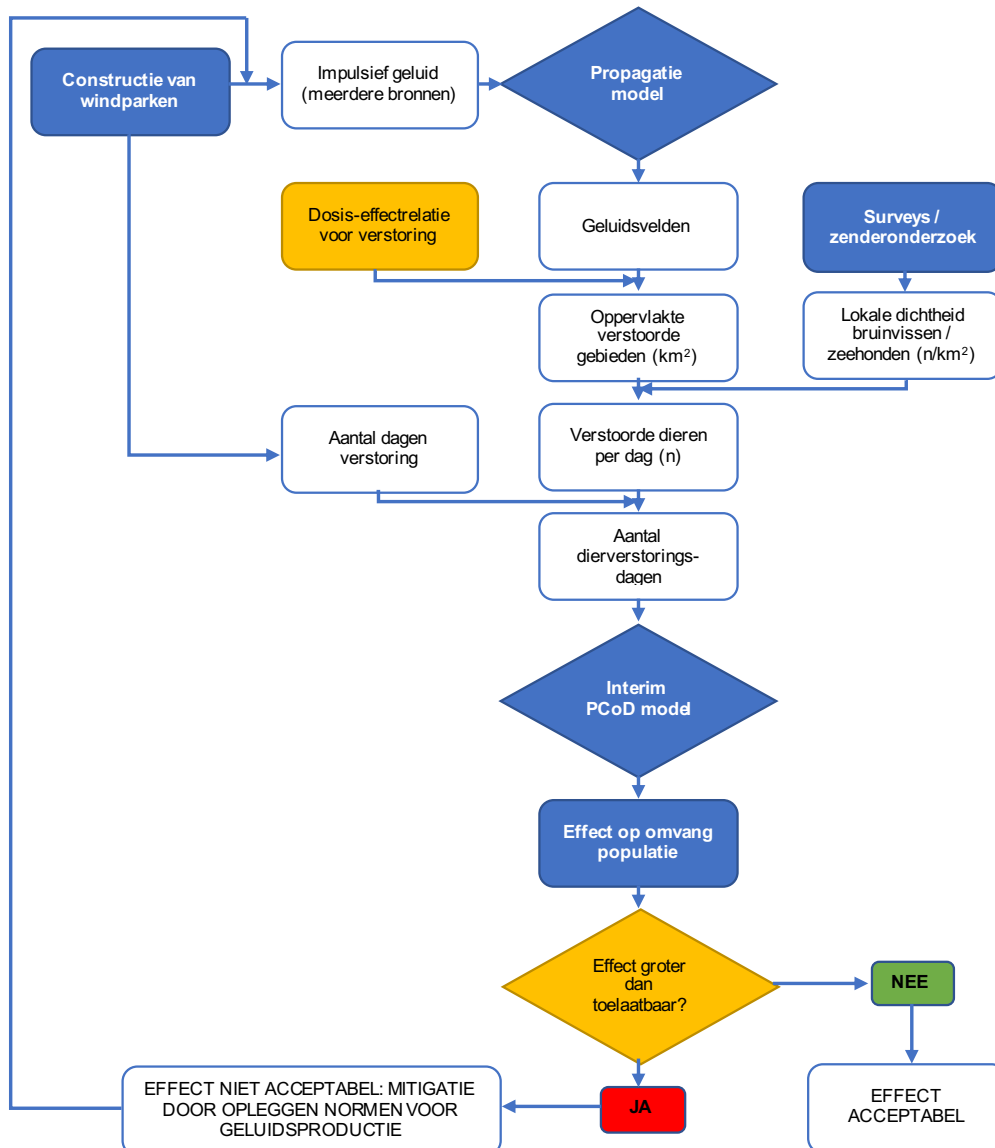
Op verzoek van het ministerie van Economische Zaken en Klimaat (EZK) zijn effecten op het totale cumulatiescenario voor de verstoring van bruinvissen berekend voor tussen 160 en 168 dB liggende waarden van de geluidsnorm. Hiervoor heeft TNO aanvullende berekeningen uitgevoerd, op basis van de volgende door het ministerie van EZK beschreven uitgangspunten (zie bijlage):

- Er wordt voor IJmuiden Ver I-IV, V en VI en Nederwiek I berekend wat de impact is op de bruinvispopulatie binnen het cumulatiescenario indien de onderwatergeluidsnorm voor het heien van monopalen wordt verhoogd.
- Dit wordt aangetoond in stapjes van 1 dB tussen 160 en 168 dB en uitgedrukt in bruinvisverstoringdagen.
- Voor IJmuiden Ver I-IV wordt gewerkt met de in het MER gebruikte “locatie-specifieke” metingen.
- Voor IJmuiden Ver V en VI en Nederwiek I wordt dezelfde input als in het KEC 4.0 gebruikt.

In dit memorandum worden de rekenresultaten van TNO van een ecologische duiding voorzien.

2 Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) 4.0 – onderdeel zeezoogdieren

In de afgelopen decennia 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. Deze kennis is verwerkt in het in 2015 opgestelde ‘Kader Ecologie en Cumulatie’ (KEC). Dit toetsingskader bevat o.a. een aanpak voor het bepalen en beoordelen van cumulatieve effecten van het tijdens de aanleg geproduceerde impulsieve onderwatergeluid op belangrijke populaties van zeezoogdieren (KEC 1.0, onderdeel onderwatergeluid: Heinis & de Jong et al., 2015). Sindsdien is het KEC driemaal geüpdatet en zijn op basis van de meest recente inzichten op het gebied van de ontwikkeling van wind op zee én toegenomen kennis over effecten en effectrelaties nieuwe berekeningen uitgevoerd. In de laatste versie, het KEC 4.0, is een schatting gemaakt van de cumulatieve effecten op de populaties bruinvissen en zeehonden van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030, inclusief een drietal rekenvarianten voor een versnelde aanleg (totaal ca. 21 – 27 GW geïnstalleerd vermogen).



Figuur 2-1 Schematische weergave van de stappen in de redeneerlijn voor het bepalen en beoordelen van de cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op bruinvissen en zeehonden bij de constructie van windparken op zee.

Het bepalen van de cumulatieve effecten van impulsief geluid door de aanleg van windparken op zee op bruinvissen en zeehonden verloopt volgens een procedure, waarin de verschillende stappen in de effectketen worden gekwantificeerd. Er is daarbij van uitgegaan dat permanente effecten op het gehoor niet zullen optreden (*Permanent Threshold Shift*, PTS), omdat deze – als deze al zouden kunnen optreden – door het nemen van maatregelen worden voorkomen. De volgende stappen worden onderscheiden (Figuur 2-1), zie Heinis et al. (2022) voor een uitgebreidere beschrijving van de stappen (rapport te downloaden via <https://www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie/ecologie/cumulatie/kader-ecologie/>):

- 1 Berekenen van een realistische *worst case* in de verspreiding van het geluid als gevolg van een enkele heiklap voor elk windpark; aan deze berekening ligt informatie over de bronsterkte, lokale omgevingsfactoren (w.o. bathymetrie en bodemsamenstelling) en kennis over de wijze waarop geluid in water propageert ten grondslag; het resultaat van deze stap is een kaart waarin het geluidsveld als gevolg van de geluidsproductie van de geluidsbron is weergegeven;

- 2 Berekenen van de oppervlakte door impulsief geluid verstoord gebied voor elk windpark; de berekende geluidverspreiding en dosis-effectrelatie voor het optreden van een significante gedragsverandering zijn hiervoor bepalend;
- 3 Berekenen van het aantal per heidag door geluid verstoorde bruinvissen en zeehonden uit de berekende verstoorde oppervlakten vermenigvuldigd met de lokale dichtheid van de dieren per seizoen;
- 4 Berekenen van het aantal dierverstoringsdagen uit het aantal mogelijk verstoorde dieren per dag vermenigvuldigd met het aantal verstoringdagen (= aantal dagen dat wordt geheid);
- 5 Schatten van het mogelijke effect op de populatie, met gebruikmaking van het Interim Population Consequences of Disturbance (PCoD) model van SMRU/University St. Andrews (Harwood et al., 2013). In het Interim PCoD model wordt een kwantitatieve relatie gelegd tussen de duur van de gedragsverandering (= aantal dagen dat een dier in zijn normale gedrag wordt verstoord, het aantal dierverstoringsdagen) en factoren als overlevingskans en reproductiesucces (*vital rates*).
- 6 Beoordelen van de geschatte populatieafname en toetsen aan de, door de overheid gestelde ecologische doelstelling voor bruinvissen en zeehonden. Deze doelstelling is geformuleerd als: Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5% bedraagt mag niet groter zijn dan 5%).

De in het KEC 4.0 onderzochte windenergie(zoek)gebieden, inclusief de drie rekenvarianten voor de versnelling zijn opgenomen in Tabel 2-1.

Tabel 2-1 Windparken van het Energieakkoord/Routekaart 2030 en zoekgebieden voor versnelling van de realisatie van windenergie op zee in de periode 2027-2030 in drie varianten, waarvoor berekeningen voor het KEC 4.0 zijn uitgevoerd.

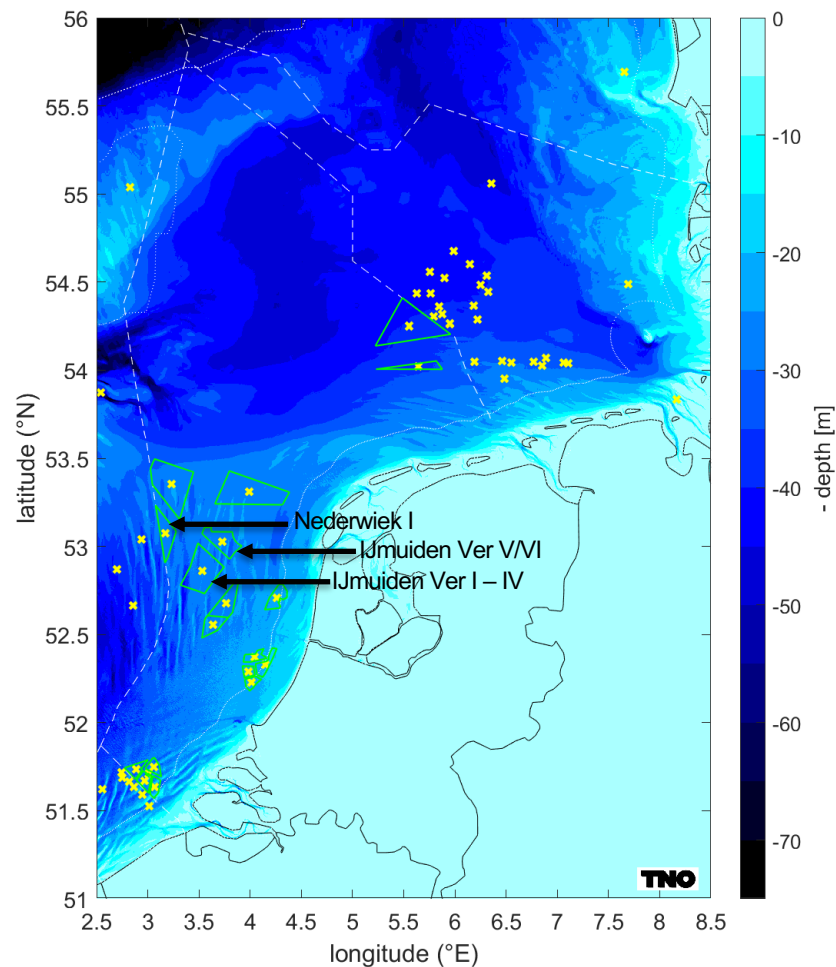
Energieakkoord en oude routekaart 2030	Rekenvarianten 2027-2030 (versnelling – 2030)		
	I	II	III
Borssele III/IV	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel
Borssele I/II	IJmuiden Ver (noord)*	IJmuiden Ver (noord)*	IJmuiden Ver (noord)*
Borssele V	Zoekgebied 5 (oost)*	Zoekgebied 5 (oost)*	Zoekgebied 5 (oost)*
Hollandse Kust (zuid) I/II	Zoekgebied 2 (noord)*	Zoekgebied 2 (noord)*	Zoekgebied 2 (noord)*
Hollandse Kust (zuid) III/IV		Zoekgebied 1 (zuid)*	Zoekgebied 1 (zuid)*
Hollandse Kust (noord)			Zoekgebied 1 (noord)*
Hollandse Kust (west) VI/VII			
Ten noorden van de Waddeneilanden			
IJmuiden Ver (! – IV)			
Ca. 10 GW	10,7 GW	12,7 GW	16,7 GW

*Nieuwe benamingen: IJmuiden Ver (noord) = IJmuiden Ver V/VI, Zoekgebied 1 (zuid) = Nederwiek I, Zoekgebied 1 (noord) = Nederwiek II, Zoekgebied 2 = Lageland, Zoekgebied 5 = Doordewind.

3 Aanvulling op KEC 4.0 berekeningen

In de KEC 4.0 studie (Heinis et al, 2022) is met behulp van TNO's Aquarius 4 model uitgerekend hoeveel onderwatergeluid zal optreden bij het heien van funderingspalen voor turbines en platformen voor windparken op zee. Ten behoeve van deze studie is door Rijkswaterstaat een scenario opgesteld voor de aanleg van windparken op de Noordzee door alle omliggende landen. Daarbij is het cumulatieve effect onderzocht van de aanleg van alle windparken in de periode 2016 – 2030. Voor elk van de onderzochte windenergie(zoek)gebieden is één representatieve locatie gekozen, waarvoor berekeningen zijn uitgevoerd (Figuur 2-1). Voor deze aanvullende studie zijn de berekeningen met het Aquarius 4 model voor de gebieden

IJmuiden Ver I – IV (IJmuiden Ver), IJmuiden Ver V/VI (IJmuiden Ver (noord)) en Nederwiek I (gebied 1 (zuid)) herhaald voor een reeks van waarden van de onderwatergeluidsnorm, oplopend van 160 dB tot 168 dB in stappen van 1 dB. Zie Tabel 3-1 voor kenmerken van de onderzochte gebieden.



Figuur 3-1 Overzichtsk kaart van de locaties (gele kruisjes) en zoekgebieden (groene contouren) van de gerealiseerde en geplande aanleg van windparken op het NCP en aangrenzende gebieden in de jaren 2016 t/m 2030 (overgenomen uit Heinis et al., 2022).

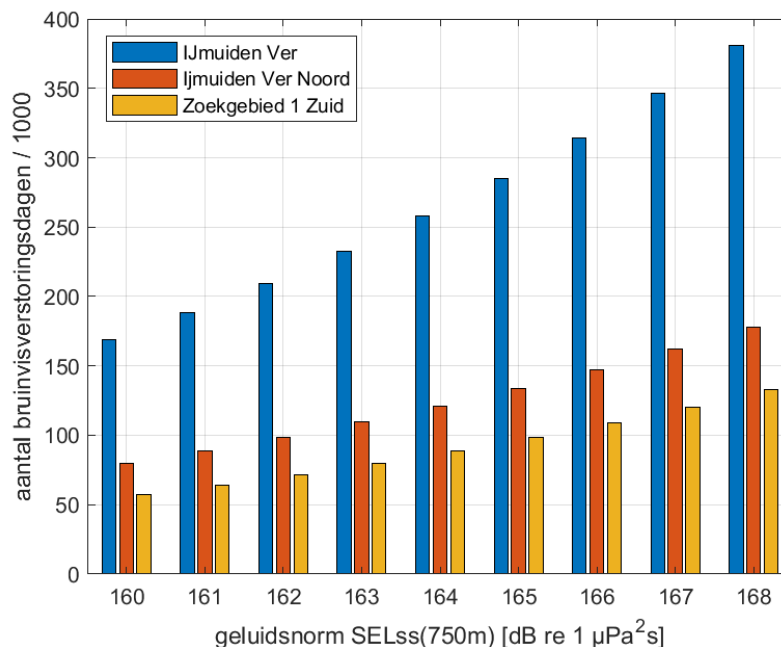
Tabel 3-1 Kenmerken onderzochte windenergiegebieden. Voor de kavels van IJmuiden Ver is uitgegaan van 15 MW turbines en voor Nederwiek I van 20 MW turbines.

Kavel	KEC 4 naam	Locatie (WGS84)		Opgesteld vermogen	Aantal heidagen	
		LAT	LON		turbines	platforms
IJmuiden Ver I-IV	IJmuiden Ver	52.8596	3.529	4 GW	267	6
IJmuiden Ver V-VI	IJmuiden Ver Noord	53.0283	3.729	2 GW	134	3
Nederwiek I	Zoekgebied 1 Zuid	53.0727	3.174	2 GW	100	3

De Aquarius 4 berekeningen resulteren in een ruimtelijke verspreiding van de het geluidsniveau (ongewogen breedband 'single strike Sound Exposure Level) rond de heillocatie. Door combinatie met de in KEC 4.0 voorgestelde dosis-effect relatie voor verstoring van bruinvissen door heigeluid en met gegevens over de ruimtelijke verspreiding van bruinvissen in het gebied, wordt hiermee een schatting gegeven van het aantal mogelijk verstoorde bruinvissen tijdens een dag waarop geheid wordt. Vermenigvuldiging met het aantal

dagen waarop geheid wordt leidt dit tot een schatting van het aantal totale aantal bruinvisverstoringsdagen per locatie.

In zijn de resultaten van de betekeningen grafisch weergegeven (zie tabel 1 in de bijlage voor getalsmatige weergave).



Figuur 3-2 Aantal bruinvisverstoringsdagen voor verschillende waarden van de geluidsnorm

4 Aanvulling op berekeningen voor IJmuiden Ver I – IV

Voor het MER en de PB IJmuiden Ver I – IV heeft TNO met het Aquarius 4 model locatie specifieke berekeningen voor de 4 kavels uitgevoerd. Om een beeld van de bandbreedte van effecten te krijgen zijn per kavel twee rekenlocaties gekozen, waarvan een in het centrum (het zwaartepunt) en een op het punt met de grootste waterdiepte. De KEC 4.0 locatie, waarvan de rekenresultaten hiervoor zijn gepresenteerd, is centraal ten opzichte van de 4 kavels gelegen (zie Figuur 4-1).

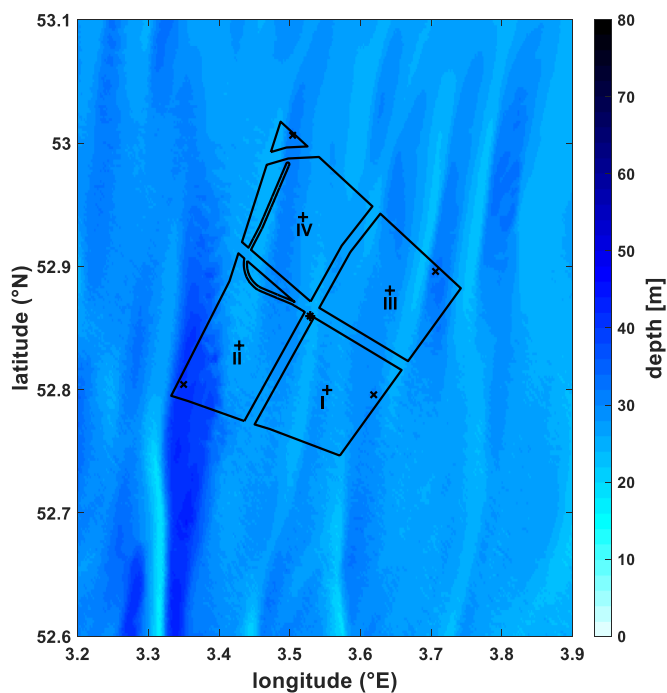
Per locatie zijn de volgende varianten doorgerekend:

1. 67 monopalen voor 15 MW turbines
2. 50 monopalen voor 20 MW turbines
3. 50 tripods (3 heipalen) voor 20 MW turbines
4. 50 jackets (4 heipalen) voor 20 MW turbines

Dat leidt tot 32 scenario's: 4 kavels, 2 locaties per kavel, 4 varianten per locatie. Daarbij is aangenomen dat alle funderingstypen binnen één dag geheid worden.

De verschillen tussen de rekenresultaten voor de 8 locaties bleken niet significant te zijn. Het aantal bruinvisverstoringsdagen per kavel is daarom bepaald uit het gemiddelde over de 8 locaties van het berekende aantal per dag verstoorde bruinvissen per locatie (

Tabel 4-1). De standaarddeviatie geeft een beeld van de bandbreedte van de schatting.



Figuur 4-1 Contouren van de kavels I – IV van IJmuiden Ver en de geselecteerde heilocaties: het zwaartepunt (+) en het diepste punt (x) van de vier kavels. In het centrum (*) van het hele gebied ligt de voor het KEC 4.0 geselecteerde heilocatie (Heinis et al., 2022). De kleurschaal geeft de bathymetrie (laagste astronomische getij, bron: EMODnet).

Tabel 4-1 Totaal aantal bruinvisverstoringdagen ten gevolge van het heien van turbinefunderingen voor offshore windparken in de kavels IJmuiden Ver I-IV, voor de vier varianten (zie tekst) en voor verschillende waarden van de geluidsnorm. In de laatste kolom zijn de rekenresultaten voor het KEC 4.0 punt opgenomen (267 turbines van 15 MW)

Geluidsnorm SELss(750m) [dB re 1 μ Pa ² s]	Variant 1	Variant 2	Variant 3	Variant 4	KEC 4.0
	Aantal bruinvisverstoringdagen / 1000				
160	153 ($\pm$ 10)	107 ($\pm$ 7)	101 ($\pm$ 8)	100 ($\pm$ 7)	169
161	171 ($\pm$ 12)	120 ($\pm$ 8)	113 ($\pm$ 9)	112 ($\pm$ 8)	189
162	190 ($\pm$ 13)	134 ($\pm$ 9)	126 ($\pm$ 10)	125 ($\pm$ 9)	210
163	211 ($\pm$ 15)	149 ($\pm$ 10)	140 ($\pm$ 11)	140 ($\pm$ 10)	233
164	234 ($\pm$ 16)	165 ($\pm$ 11)	156 ($\pm$ 13)	155 ($\pm$ 12)	258
165	259 ($\pm$ 18)	183 ($\pm$ 12)	173 ($\pm$ 14)	172 ($\pm$ 13)	285
166	286 ($\pm$ 20)	203 ($\pm$ 14)	192 ($\pm$ 16)	191 ($\pm$ 15)	315
167	315 ($\pm$ 22)	224 ($\pm$ 15)	212 ($\pm$ 16)	211 ($\pm$ 16)	346
168	347 ($\pm$ 24)	247 ($\pm$ 17)	234 ($\pm$ 17)	233 ($\pm$ 18)	381

Het belangrijkste verschil tussen de varianten is het gevolg van het aantal verstoringdagen, dat bij de eerste variant ruim 30% hoger is dan voor de overige drie varianten. Het aantal bruinvisverstoringdagen uit de KEC 4.0 berekeningen voor de centrale locatie in IJmuiden Ver is ongeveer 10% hoger dan het gemiddelde uit de berekeningen voor de 8 locaties voor de MER studie.

5 Gevolgen van wijziging geluidsnorm voor het totale cumulatiescenario

Om een beeld te krijgen van de effecten van verschillende geluidsnormen op het totale cumulatiescenario is een vergelijking gemaakt met de resultaten van de KEC 4.0 berekeningen voor het grootste scenario. Dit zijn de windparken van de (oorspronkelijke) Routekaart 2030 en windparken in de zoekgebieden van rekenvariant III voor de versnelde ontwikkeling van wind op zee (zie Tabel 2-1). In totaal gaat het dan om de ontwikkeling van bijna 27 GW opgesteld/op te stellen vermogen in de periode 2016 – 2030.

Voor het in beeld brengen van de mogelijke consequenties van de keuze voor verschillende geluidsnormen voor het cumulatieve effect op de bruinvispopulatie hebben de volgende resultaten van de studie voor het KEC 4.0 als uitgangspunt gediend (Heinis et al., 2022):

- Wanneer vanaf 2023¹ een geluidsnorm van SELss (750m) = 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ zou worden gehanteerd, zou het cumulatieve effect van het heien voor de aanleg van windparken op het NCP tussen 2016 en 2030 kunnen leiden tot ruim 2,6 miljoen bruinvisverstoringsdagen (variant A in Tabel 5-1). Berekeningen met het Interim PCoD model gaven aan dat dit (in cumulatie met het internationale scenario voor de aanleg van windparken op de Noordzee) kan leiden tot een kleine kans (5%) op een uiteindelijke reductie van de bruinvissen op het NCP (62.771 dieren) met 3.955 dieren (6,3%). De door de Nederlandse overheid gehanteerde ecologische norm dat de kans op een reductie van de bruinvispopulatie met meer dan 5% kleiner moet zijn dan 5% wordt daarmee overschreden.
- Wanneer bij de aanleg van de IJmuiden Ver windparken en de windparken van de versnelling de geluidsnorm zou worden gereduceerd tot SELss (750m) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$, zou volgens de KEC berekeningen het totale aantal bruinvisverstoringsdagen worden gereduceerd tot 1,5 miljoen (variant B in Tabel 5-1). Dat zou leiden tot een maximale kans van 5% op een uiteindelijke reductie van de bruinvissen op het NCP met 1797 dieren (2,9%). Daarmee zou de verstoring tot 2030 (ruim) binnen de ecologische norm blijven.

Tabel 5-1 Consequentie van verschillende geluidsnormen voor de berekende reductie (5% kans) van het aantal bruinvissen op het NCP ten gevolge van het heien voor het KEC 4.0 scenario 2016-2030. 'bvvd' = bruinvisverstoringsdagen.

variant		bvvd / 1000	populatiereductie			budget bvvd
			aantal dieren	%		%
A	vanaf IJmuiden Ver I-IV geluidsnorm 168 dB	2.648	3.955	6,3%	iPCOD	119%
B	vanaf IJmuiden Ver I-IV geluidsnorm 160 dB	1.517	1.797	2,9%	iPCOD	68%
C	IJmuiden Ver I-IV geluidsnorm 168 dB, daarna 160 dB	1.729	2.201	3,5%	interpolatie	78%
D	IJmuiden Ver I-VI geluidsnorm 168 dB, daarna 160 dB	1.827	2.389	3,8%	interpolatie	82%
E	IJmuiden Ver I-VI & Nederwiek I geluidsnorm 162 dB, daarna 160 dB	1.592	1.940	3,1%	interpolatie	72%
F	IJmuiden Ver I-VI & Nederwiek I geluidsnorm 164 dB, daarna 160 dB	1.679	2.106	3,4%	interpolatie	76%
G	IJmuiden Ver I-VI & Nederwiek I geluidsnorm 166 dB, daarna 160 dB	1.782	2.303	3,7%	interpolatie	80%
H	IJmuiden Ver I-VI & Nederwiek I geluidsnorm 168 dB, daarna 160 dB	1.904	2.535	4,0%	interpolatie	86%

De in Tabel 5-1 opgenomen bruinvisverstoringsdagen zijn berekend uit de gegevens per locatie, uit appendix H van Heinis et al. (2022) en uit de in Figuur 3-2 weergegeven gegevens. Voor de overige varianten is een schatting van de uiteindelijke populatiereductie gemaakt door middel van lineaire interpolatie van de populatiereductie als functie van het aantal bruinvisverstoringsdagen uit varianten A en B. Op basis van de

¹ Dit zijn de windparken Hollandse Kust (west), Ten noorden van de Waddeneilanden, IJmuiden Ver I – IV en de windparken van de 'versnelling'.

hier gebruikte KEC 4.0 resultaten is daarnaast een schatting gemaakt van het beschikbare budget aan bruinvisverstoringsdagen om precies op 5% reductie van de bruinvispopulatie uit te komen. De laatste kolom van Tabel 5-1 toont het aandeel van dit totale budget dat door de betreffende variant is gebruikt.

6 Conclusie

Uit de berekeningen blijkt dat uitstel van het verlagen van de geluidsnorm van 168 dB naar 160 dB tot na de aanleg van Nederwiek I mogelijk is zonder dat daardoor de ecologische norm wordt overschreden (variant H in Tabel 5-1). In het gehanteerde scenario en op grond van de uitgangspunten van het KEC 4.0 is de ruimte voor verdere ontwikkeling van wind op zee na 2030 dan echter beperkt. Een stapsgewijze verlaging van de geluidsnorm, zoals in de varianten E en F, geeft meer ruimte. De ontwikkelruimte neemt nog iets verder toe als in de windparken van windenergiegebied IJmuiden Ver turbines met een vermogen van 20 MW worden geïnstalleerd in plaats van 15 MW. Bij dezelfde geluidsnorm neemt het aantal heidagen dan met ongeveer 30% af, en daarmee het aantal bruinvisverstoringsdagen.

7 Referenties

- de Jong, C., 2022. Geluidsberekeningen voor de kavelbesluiten van IJmuiden Ver. TNO 2022 M11242.
- Harwood, J., S. King, R. Schick, C. Donovan & C. Booth, 2013. A protocol for implementing the interim population consequences of disturbance (PCOD) approach: quantifying and assessing the effects of UK offshore renewable energy developments on marine mammal populations. Report SMRUL-TCE-2013-014. Scottish Marine and Freshwater Science 5(2).
- Heinis F., C.J. de Jong & Werkgroep Onderwatergeluid, 2015. Cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op zeezoogdieren. Rapport TNO 2015 R10335.
- Heinis, F., C. de Jong & A. von Benda-Beckmann, 2022. Framework for Assessing Ecological and Cumulative Effects 2021 (KEC 4.0) – marine mammals. TNO 2021 R12503-UK, The Hague.

