

TNO PUBLIEK

Defensie & Veiligheid

Oude Waalsdorperweg 63
2597 AK Den Haag
Postbus 96864
2509 JG Den Haag

www.tno.nl

T +31 88 866 10 00

TNO-rapport**TNO 2021 R12503****Kader Ecologie en Cumulatie 2021 (KEC 4.0)
– zeezoogdieren**

Datum	Januari 2022
Auteur(s)	F. Heinis (HWE) C.A.F. de Jong A.M. von Benda-Beckmann
Aantal pagina's	86 (incl. bijlagen)
Aantal bijlagen	8
Opdrachtgever	Rijkswaterstaat - Water, Verkeer en Leefomgeving
Projectnaam	KEC update onderwatergeluid
Projectnummer	060.48007

Alle rechten voorbehouden.

Niets uit deze uitgave mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande toestemming van TNO.

Indien dit rapport in opdracht werd uitgebracht, wordt voor de rechten en verplichtingen van opdrachtgever en opdrachtnemer verwezen naar de Algemene Voorwaarden voor opdrachten aan TNO, dan wel de betreffende terzake tussen de partijen gesloten overeenkomst.

Het ter inzage geven van het TNO-rapport aan direct belanghebbenden is toegestaan.

© 2022 TNO

Onze partner(s)

HWE

Samenvatting

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 2030 zijn de planning en keuze voor gebruik van bepaalde aangewezen windenergiegebieden voor de periode tot 2030 opgenomen. Net als de eerdere, in de Routekaart 2023 vastgelegde windenergiegebieden is voor deze routekaart via het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) voor zeezoogdieren, c.q. bruinvissen onderzocht of er voldoende ecologische ruimte is om de voorziene uitrol te realiseren. 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 10 GW boven op de al geplande en gebouwde windparken nodig, die bij elkaar een vermogen hebben van ongeveer 10 GW. Het kabinet moet daarom nieuwe windenergiegebieden aanwijzen om extra windparken in de periode tot 2030 te kunnen realiseren. Voor het maken van deze keuze zijn zoekgebieden geselecteerd, waarvan wordt verondersteld dat de ontwikkeling ervan binnen deze periode mogelijk is.

Voor de windparken in deze, nieuw aan te wijzen gebieden is een actualisatie van het KEC noodzakelijk. In deze actualisatie zijn voor wat betreft de cumulatieve effecten van de constructie van de windparken in deze gebieden naast bruinvissen ook de gewone en grijze zeehond meegenomen. Voor de beide zeehondensoorten is nog geen ecologische norm beschikbaar. Als werknorm is uitgegaan van dezelfde ecologische norm als de norm voor bruinvissen. Deze luidt: *Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden op het Nederlands Continentaal Plat (NCP) met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie $\geq 5\%$ moet $\leq 5\%$ zijn).*

Dit rapport bevat de resultaten van het onderzoek naar de cumulatieve effecten van de constructie van windparken op zee in de periode 2016-2030, inclusief de effecten van een drietal rekenvarianten voor versnelde aanleg van windparken op het Nederlandse deel van de Noordzee op zeezoogdieren. De resultaten worden afgezet tegen de effecten van constructie van windparken op de internationale Noordzee. Net als in het eerdere KEC 3.0 zijn de stappen van de redeneerlijn op basis van de meest recente kennis geactualiseerd, indien nodig. Voor zeehonden is dezelfde redeneerlijn gebruikt als voor bruinvissen en zijn de stappen, ten opzichte van het achtergrondrapport bij het KEC 1.0 van Heinis & de Jong et al. (2015) verder uitgewerkt.

Uit de resultaten van de berekeningen 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 $SEL_{ss}(750\text{ m})^1 = 168\text{ dB re } 1\text{ }\mu\text{Pa}^2\text{s}$ wordt

¹ $SEL_{ss}(750\text{ m})$ staat voor het ongewogen breedband geluidsblootstellingsniveau van een enkele heiklap (*Single Strike Sound Exposure Level*) op 750 m van de heilocatie (de geluidsbron).

aangescherpt. Bij deze geluidnorm is er namelijk een 5% kans dat het aantal bruinvissen op het NCP met 6-8% afneemt. Hiermee wordt de vastgestelde ecologische norm voor bruinvissen overschreden. Uit de resultaten van de berekeningen blijkt ook dat geen cumulatieve effecten van de versnelde aanleg van windenergie op zee op zeehonden zijn te verwachten. De ecologische (werk)norm voor zeehonden wordt dus niet overschreden. Bij de gehanteerde uitgangspunten en een geluidnorm van SELss (750 m) = 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ zijn permanente effecten op het gehoor van bruinvissen en zeehonden uit te sluiten. Als wordt uitgegaan van één universele geluidnorm van SELss (750 m) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ bij de aanleg van windparken IJmuiden Ver ('oude' Routekaart 2030) plus zoekgebieden voor de versnelling, en de in de kavelbesluiten vastgelegde geluidnormen voor de windparken van het Energieakkoord, is voor de in dit rapport 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 2,3-2,9% afneemt. Dit betekent dat de bruinvispopulatie als gevolg van de aanleg van windparken op zee in de periode 2016-2030 met grote zekerheid op een niveau van minimaal 97% van de huidige (gemiddelde) populatieomvang zal blijven.

Voor de berekeningen zijn *worst case* uitgangspunten gehanteerd. Door verder onderzoek kan de onzekerheid aanzienlijk worden gereduceerd. Dit kan voor bruinvissen tot kleinere berekende effecten leiden.

De belangrijkste onzekerheden zijn:

- Niet in rekening brengen van frequentie-afhankelijke gevoeligheid van het gehoor bij het berekenen van effecten van geluid op het gedrag, al dan niet gemitigeerd;
- Het 'interim' karakter van het gebruikte Interim PCoD-model; verdere ontwikkeling van dit model is nodig om cumulatieve effecten van verstoring nauwkeuriger te kunnen bepalen;
- 'Home range' van individuele bruinvissen op het Nederlandse deel van de Noordzee;
- Seizoensvariatie in de verspreiding van bruinvissen op het Nederlandse deel van de Noordzee.

Daarnaast zal de toepassing van alternatieve, geluidarme technieken tot kleinere berekende effecten leiden.

Inhoudsopgave

Samenvatting	2
Voorwoord.....	6
1 Inleiding	7
1.1 Achtergrond	7
1.2 Doelstelling	8
1.3 Afbakening	9
1.4 Aanpak.....	12
1.5 Leeswijzer.....	13
2 Bepaling cumulatieve effecten ontwikkeling windenergie op zee op zeezoogdieren.....	14
2.1 Overzicht van de stappen in de redeneerlijn	14
2.2 Berekening geluidverspreiding	15
2.3 Dosis-responsrelatie	16
2.4 Door impulsief geluid verstoorte oppervlakte	17
2.5 Berekenen van het aantal verstoorte dieren	18
2.6 Bepalen van effecten op de populatie	21
2.7 Effectbeoordeling en toetsing aan ecologische norm.....	22
2.8 Effecten van impulsief geluid op het gehoor (PTS)	23
3 Scenario's en resultaten berekeningen	26
3.1 Scenario's	26
3.2 Uitgangspunten bij de berekeningen	28
3.3 Planning van scenario's voor Interim PCoD model	30
3.4 Resultaten berekeningen.....	31
4 Beperken van effecten door het nemen van aanvullende maatregelen.....	37
4.1 Overzicht mogelijkheden	37
4.2 Cumulatieve effecten wind op zee 2016-2030 bij toepassen van een strengere geluidnorm	38
5 Onzekerheden en leemten in kennis	40
5.1 Procedure voor het bepalen van populatie-effecten.....	40
5.2 Overige onzekerheden	42
6 Conclusies.....	44
7 Referenties	45
8 Ondertekening	49
Bijlage(n)	
A Ecologische effectnorm zeehonden	
B Modellering onderwatergeluid	
C Afleiding Dosis-respons relatie	
D Effecten van dierbeweging op modeluitkomst Interim PCoD	
E Scenario	

- F Statistiek van het Interim PCoD model
- G Geofysische surveys
- H Dierverstoringsdagen voor de Nederlandse windparken

Voorwoord

Het op 9 november 2021 ter inzage gelegde Aanvullend Ontwerp Programma Noordzee 2022-2027 bevat een beschrijving van de aangescherpte ambitie van de Nederlandse overheid voor de ontwikkeling van windenergie op zee tot en met 2030. In het Aanvullend Ontwerp zijn extra zoekgebieden bovenop de eerder aangewezen windenergiegebieden van de oorspronkelijke Routekaart Wind op Zee 2030 aangewezen. In het voor u liggende rapport is onderzocht of deze versnelde ontwikkeling van windenergie op zee tot en met 2030 mogelijk is, zonder dat daarbij de gestelde ecologische norm voor zeezoogdieren wordt overschreden. Het rapport vormt de onderbouwing voor het onderdeel zeezoogdieren bij het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) 4.0 en is een actualisatie van het betreffende onderdeel bij het KEC 3.0.

De studie is binnen TNO in een partnerschap met HWE (Floor Heinis, rapportage) uitgevoerd door Christ de Jong (analyse, rapportage), Sander von Benda-Beckmann (analyse, modellering Interim PCoD, rapportage), Bas Binnerts en Paul de Krom (modellering onderwatergeluid) en Victor Oppeneer (modellering Interim PCoD). Binnen het project zijn door Geert Aarts en Sophie Brasseur van Wageningen Marine Research op basis van de beschikbare gegevens van gezenderde zeehonden nieuwe dichtheidskaarten voor gewone en grijze zeehonden gemaakt. Deze zijn vervolgens door TNO bij de berekeningen gebruikt. De Engelse vertaling van het rapport is door Pete Thomas gemaakt. De projectleiding was in handen van Frans-Peter Lam. Gedurende het onderzoek is tweemaal overleg geweest met de Werkgroep Zeezoogdieren en Onderwatergeluid, waarin achtereenvolgens de gevolgde aanpak en de resultaten van de analyses zijn besproken. De werkgroep bestaat uit specialisten van Rijkswaterstaat, de ministeries van LNV en Defensie en onderzoekers van Wageningen Marine Research, de Universiteit van Utrecht en Seamarco. Peter Beerens was binnen TNO verantwoordelijk voor de kwaliteitscontrole.

Vanuit de opdrachtgever Rijkswaterstaat WVL werd het project begeleid door Martine Graafland (Rijkswaterstaat Zee en Delta). Zij was ook het aanspreekpunt voor alle informatie over het scenario en de rekenvarianten. Vanuit Rijkswaterstaat is Martine Graafland bijgestaan door Niels Kinneging en overige leden van het Wozep-team. Een eerdere versie van dit rapport is nationaal (relevante ministeries, inclusief Rijkswaterstaat) en internationaal gereviewed. De opmerkingen zijn verwerkt in deze eindversie van het rapport.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

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).

Door het sluiten van het Energieakkoord in 2013 is tot 2023 voorzien in de ontwikkeling van windparken in de windenergiegebieden Borssele, Hollandse Kust (zuid) en Hollandse Kust (noord). De effecten van onderwatergeluid door de constructie van windparken in deze gebieden zijn beoordeeld aan de hand van het KEC 1.0 en de (kleine) update in 2016 (KEC 2.0), waarin ook een ecologische norm voor maximaal toelaatbare effecten op de bruinvispopulatie was opgenomen.

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 bepaalde aangewezen windenergiegebieden voor de periode tot 2030 opgenomen. De kavelbesluiten voor de ontwikkeling van windenergie op zee in deze gebieden moeten ook worden beoordeeld aan de hand van het toetsingskader Ecologie en Cumulatie (KEC). Hiervoor is het KEC uit 2016 geüpdatet, zodat de drie nieuwe windenergiegebieden Hollandse kust (west), Ten noorden van de Waddeneilanden en IJmuiden Ver ook waren meegenomen. Deze update, KEC 3.0, is begin 2019 gepubliceerd (www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie-zee/ecologie/cumulatie/kader-ecologie/). 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. In het KEC 3.0 zijn ook grenzen gesteld 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' wordt 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 het najaar van 2021 zoekgebieden aangewezen om extra windparken voor de versnelling in de periode tot 2030 te kunnen realiseren (Ministerie van IenW, 2021). Van de geselecteerde zoekgebieden is verondersteld dat ontwikkeling binnen deze periode mogelijk is. De gebieden die daarvoor in aanmerking komen, staan in onderstaande Tabel 1.1, tezamen met de windenergiegebieden van het Energieakkoord en de oorspronkelijke Routekaart 2030, waarvan de cumulatieve effecten zijn beoordeeld met respectievelijk het KEC 1.0/2.0 en het KEC 3.0. De ligging van de windenergie(zoek)gebieden in Tabel 1.1 en overige, nog niet aangewezen zoekgebieden voor de ontwikkeling van windenergie is weergegeven in Figuur 1.1.

Ook voor de windparken in deze, nieuw aan te wijzen gebieden zullen de cumulatieve effecten volgens de KEC-methodiek moeten worden bepaald. 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 op de Noordzee gebruikt en is het bepalen van het aantal verstoorde dieren rond een heillocatie verbeterd door gebruik te maken van nieuwe dosis-effect relaties in plaats van de in voorgaande KEC-versies toegepaste discrete drempelwaarde voor verstoring.

Tabel 1.1 Windenergie(zoek)gebieden op het NCP, waarvan de aanlegactiviteiten zijn begonnen of mogelijk zullen beginnen in de periode 2016-2030.

Windenergiegebied/kavel	Grootte (MW)	Operationeel	
Borssele III/IV	2 x 366	2019	KEC 1.0/2.0
Borssele I/II	2 x 376	2020	KEC 1.0/2.0
Borssele V	2 x 9,5	2020	KEC 1.0/2.0
Hollandse Kust (zuid) I/II	2 x 385	2021	KEC 1.0/2.0
Hollandse Kust (zuid) III/IV	2 x 385	2022	KEC 1.0/2.0
Hollandse Kust (noord)	700	2022	KEC 1.0/2.0
Hollandse Kust (west) VI/VII	1.400	2024	KEC 3.0
Ten noorden van de Waddeneilanden	700	2026	KEC 3.0
IJmuiden Ver	4.000	2027	KEC 3.0
Hollandse Kust (west) zuidelijk deel	700	2028	KEC 4.0, dit rapport
IJmuiden Ver (noord)	2.000	2028	KEC 4.0, dit rapport
Zoekgebied 5 (oost)	4.000	2029	KEC 4.0, dit rapport
Zoekgebied 2 (noord)	4.000	2030	KEC 4.0, dit rapport
Zoekgebied 1 (zuid)	2.000	2030	KEC 4.0, dit rapport
Zoekgebied 1 (noord)	4.000	2030	KEC 4.0, dit rapport
Nader te bepalen gebieden	Totaal ca. 11 GW	2030-2040	KEC x.x

1.2 Doelstelling

Doelstellingen van het KEC 4.0 voor het onderdeel onderwatergeluid en zeezoogdieren zijn:

- Actualiseren van de stappen in de redeneerlijn die in het KEC 1.0/2.0 en het KEC 3.0 is gebruikt voor het bepalen van de cumulatieve effecten van de realisatie van windenergie op zee op de populaties van bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden.

- Actualiseren van de dichtheidskaarten voor bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden in de Noordzee.
- Op basis van de geactualiseerde stappen berekenen van de cumulatieve effecten van de realisatie van windenergie op zee op de populaties van de drie soorten zeezoogdieren in de periode 2016-2030 (windenergiegebieden KEC 3.0 plus versnellingsvarianten).
- Afleiden van een maximaal toelaatbaar effect op de populaties van gewone en grijze zeehonden (ecologische norm) en voorleggen aan het bevoegd gezag (Ministerie van LNV).
- Onderzoek naar de effecten op populaties van verschillende geluidnormen voor windparken die in de periode tot en met 2030 worden gerealiseerd en waarvoor nog geen geluidnormen in kavelbesluiten zijn vastgelegd; met het opleggen van een geluidnorm wordt verzekerd dat de ecologische norm voor de populaties van bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden niet wordt overschreden.

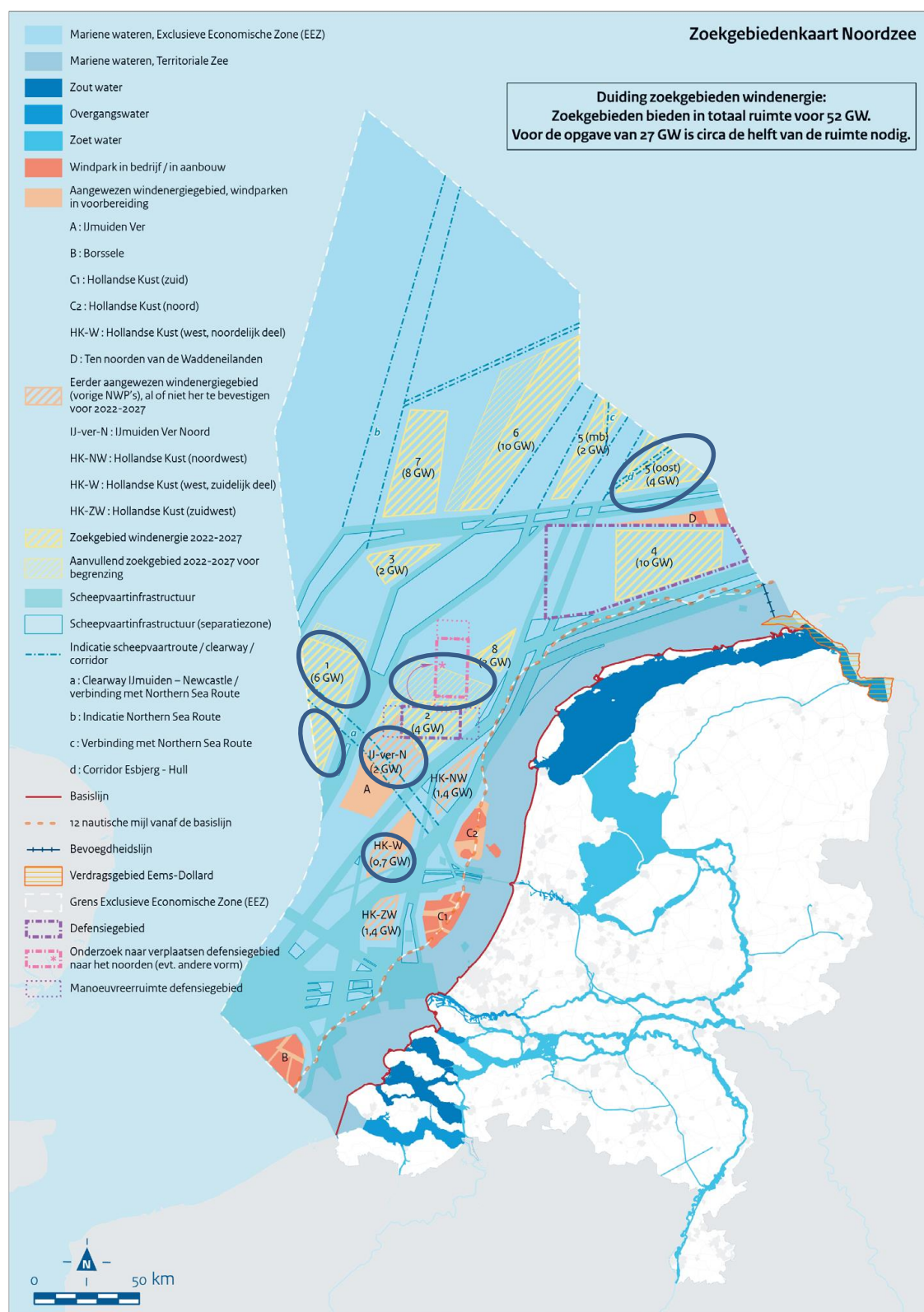
1.3 Afbakening

Voor de aanleg van Nederlandse windparken is uitgegaan van de afspraken van het Energieakkoord en de Routekaart 2030², plus drie door Rijkswaterstaat aangeleverde rekenvarianten voor mogelijke versnelling van de aanleg in de jaren 2027 t/m 2030. Een overzicht van de windparken en zoekgebieden voor windenergie in de verschillende varianten is opgenomen in Tabel 1.2.

Net als in het KEC 3.0 zijn in dit KEC 4.0 voor zeezoogdieren, naast het heigeluid voor de constructie van windturbines van de in Tabel 1.2 opgenomen windparken de volgende bronnen van impulsief geluid in beschouwing genomen:

- Geluid dat wordt geproduceerd tijdens de geofysische surveys voorafgaand aan de bouw van de windparken en de aanleg van de kabeltracés; de effecten hiervan zijn apart beschouwd, maar niet integraal meegenomen bij de berekening van effecten op de populaties (zie verder § 3.4);
- Heigeluid dat wordt geproduceerd bij de constructie van de transformatorplatforms;
- Heigeluid voor de aanleg van windparken in het niet-Nederlandse deel van de Noordzee (zie Figuur 3.2 voor locaties); dit is met name voor bruinvissen relevant, omdat ervan is uitgegaan dat de bruinvissen op het NCP onderdeel uitmaken van de grotere Noordzeepopulatie.

² Zie <https://www.rijksoverheid.nl/onderwerpen/duurzame-energie/windenergie-op-zee>



Figuur 1.1 Gerealiseerde windparken en zoekgebieden voor windenergie op het NCP, kaart overgenomen uit 'Ontwerp Programma Noordzee 2022-2027' (Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, maart 2021). Blauwe ovals: zoekgebieden waarvoor in dit KEC 4.0 berekeningen zijn uitgevoerd (zie ook Tabel 1.1).

Tabel 1.2 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. Zie Figuur 1.1 voor de ligging van de gerealiseerde en geplande windparken en de zoekgebieden voor de versnelling.

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

Bij de berekeningen voor het KEC 4.0 gaat het uitsluitend om de cumulatieve effecten van impulsief geluid dat wordt geproduceerd bij de constructie van windparken op zee op bruinvissen, gewone en grijze zeehonden. De volgende bronnen van onderwatergeluid zijn dus niet meegenomen:

- Impulsief geluid dat wordt geproduceerd tijdens seismische exploratie voor de winning van olie en gas; deze invloed is theoretisch tot een bepaald niveau al jaren aanwezig; de invloed hiervan is met de keuze van de populatie-dynamische parameters impliciet al in de berekeningen van de effecten op de populatie met het Interim PCoD model verdisconteerd³;
- Militaire sonarsystemen op grond van het feit dat deze systemen in het Nederlandse deel van de Noordzee maar zeer beperkt bijdragen aan de totale hoeveelheid onderwatergeluid (Ministerie IenM 2012; Ainslie et al., 2009);
- Het geluid van het ruimen van explosieven, omdat het telkens om een kortdurende geluidsbelasting gaat waarbij gehoorschade een belangrijker aspect is dan verstoring (zie bijvoorbeeld Aarts et al., 2016);
- Geluid dat wordt geproduceerd tijdens de installatie van turbinefunderingen met andere technieken dan heien (waaronder trilhamers, blue piling). Uit resultaten van proefprojecten is gebleken dat met deze technieken 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 (zie verder Hoofdstuk 5, Onzekerheden en Leemten in Kennis);
- Continu geluid dat, met name door schepen, wordt geproduceerd tijdens de constructie- en operationele fase; voor deze vorm van geluidverstoring zijn nog onvoldoende kwantitatieve gegevens beschikbaar om uitspraken over mogelijke

³ Er is vanuit de Nederlandse overheid een redeneerlijn in ontwikkeling, waarmee eventuele extra seismische activiteiten die een bepaald basisniveau overstijgen kunnen worden getoetst. Daarmee kan de vergunbaarheid, indien nodig onder bepaalde voorwaarden, worden beoordeeld.

populatie-effecten te kunnen doen (zie verder hoofdstuk 5, Onzekerheden en Leemten in Kennis); 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);

- Geluid van de Acoustic Deterrent Devices (ADD) die voorafgaand aan het heien gebruikt worden. Hiermee worden zeezoogdieren die op korte afstand van de heilocatie verblijven zo ver verdreven dat het risico op permanente gehoorschade (PTS) wordt voorkomen. Deze verstoring is van kortere duur en leidt tot kleinere verstoringafstanden dan als gevolg van heien, wat betekent dat dit effect wegvalt tegen de effecten van het heien;
- Geluid dat wordt geproduceerd tijdens de ontmanteling van windparken; 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 (zie verder hoofdstuk 5, Onzekerheden en Leemten in Kennis).

1.4 Aanpak

Zoals hiervoor uiteengezet is het KEC bedoeld om, uitgaande van een bepaalde ecologische norm, de toekomstige ontwikkeling van windenergie op zee te toetsen. Als deze ecologische norm wordt overschreden, worden beperkingen opgelegd aan de activiteit (in dit geval een maximaal toelaatbaar geluidsniveau). Het KEC geeft daarmee inzicht in mogelijke overschrijding van ecologische normen, maar is geen kader voor vergunningverlening van individuele projecten. Voor de berekening van het effect van impulsief geluid op de populatie moeten verschillende stappen (tussenvariabelen) worden doorlopen die elk hun eigen onzekerheid kennen. De stappen met bijbehorende onzekerheid zijn in Heinis & de Jong et al. (2015) en Heinis & de Jong et al. (2019) beschreven, de zogenaamde redeneerlijn. Voor dit nieuwe KEC 4.0 zullen de stappen niet veranderen, maar is de berekening van iedere stap aangepast als resultaten van nieuwe onderzoeken en recente inzichten over effectrelaties daartoe aanleiding hebben gegeven.

Voor de gewone en de grijze zeehond zijn alle stappen van de redeneerlijn zo goed mogelijk gekwantificeerd. Hierbij is o.a. gebruik gemaakt van inzichten die zijn opgedaan in m.e.r.-procedures, nieuwe in het kader van KEC 4.0 geproduceerde verspreidingskaarten en de meest recente literatuur over de relaties tussen ontwikkeling van windenergie op zee en effecten op zeehonden. Voor beide soorten zeehonden is in juni 2021 een voorstel gedaan voor een ecologische norm, waaraan mogelijke cumulatieve effecten van de ontwikkeling van windenergie op zee moeten worden getoetst. Deze, met de ecologische norm voor bruinvissen vergelijkbare, norm is in de berekeningen voor het KEC 4.0 als 'werknorm' gebruikt. De onderbouwing hiervoor is beschreven in het als Bijlage A bij dit rapport opgenomen memo.

Op basis van de nieuwe inzichten in de effectrelaties zijn eerst verbeteringen in de KEC-procedure geïmplementeerd. Daarna is de vernieuwde procedure toegepast op de windparken van het Energieakkoord (Borssele, Hollandse Kust (zuid) en Hollandse Kust (noord)), de windenergiegebieden van Routekaart 2030 (Hollandse Kust (west), Ten noorden van Waddeneilanden en IJmuiden Ver) in combinatie met de windenergiegebieden van de drie rekenvarianten voor de versnelling 2027-2030. De berekeningen voor de nieuwe windenergiegebieden zijn in eerste instantie

uitgevoerd met de in het KEC 3.0 voor de windenergiegebieden van Routekaart 2030 afgeleide geluidnorm van $SEL_{ss}(750\text{ m}) = 168\text{ dB re } 1\text{ }\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Daarmee is inzicht ontstaan in de mogelijkheid van versnelde aanleg van windparken in de periode 2027-2030 binnen het huidige normenstelsel en met verwerking van de nieuwste inzichten. Met de gehanteerde uitgangspunten blijkt dit voor bruinvissen niet het geval te zijn en daarom is ook onderzocht of versnelde aanleg met een aanscherping van de geluidnorm wél mogelijk is.

1.5 Leeswijzer

Na dit eerste hoofdstuk, waarin achtergrond, doelstelling, afbakening en algemene aanpak zijn beschreven, volgt in hoofdstuk 2 een beschrijving en actualisatie van de stappen in de procedure ('redeneerlijn') voor het bepalen en beoordelen van de cumulatieve effecten van de aanleg van windparken op zee op zeezoogdieren. In hoofdstuk 3 is de geactualiseerde procedure toegepast op de bepaling van de cumulatieve effecten van de aanleg van windparken op zee op de populaties van bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden in de periode 2016-2030. In het hoofdstuk zijn voor genoemde periode de rekenresultaten weergegeven voor drie rekenvarianten voor de versnelde aanleg van windenergie op zee in het Nederlandse deel van de Noordzee binnen een internationaal scenario. In hoofdstuk 4 wordt beschreven hoe de in hoofdstuk 3 berekende effecten kunnen worden verminderd en wordt beschreven wat het effect van het verder verminderen van de geluidsproductie op de bruinvispopulatie is. Onzekerheden en leemten in kennis staan beschreven in hoofdstuk 5 en hoofdstuk 6 bevat de belangrijkste conclusies. Het rapport wordt gecompleteerd met een lijst van referenties en een 8-tal bijlagen.

2 Bepaling cumulatieve effecten ontwikkeling windenergie op zee op zeezoogdieren

2.1 Overzicht van de stappen in de redeneerlijn

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 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 bruinvissen, gewone en grijze zeehonden. 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 (zie § 2.8 voor onderbouwing). De volgende stappen worden onderscheiden (Figuur 2.1):

- 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 drempelwaarde of 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 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 bruinvissen (Ministerie van EZ & Ministerie van IenM 2016 a, b) en zeehonden (zie aan Ministerie van LNV uitgebracht advies in Bijlage A).

In de hiernavolgende paragrafen worden de verschillende stappen van de redeneerlijn voor bruinvissen en zeehonden in meer detail besproken en wordt beschreven welke verbeteringen ten opzichte van het KEC 3.0 zijn aangebracht op basis van recente inzichten en onderzoeksresultaten.

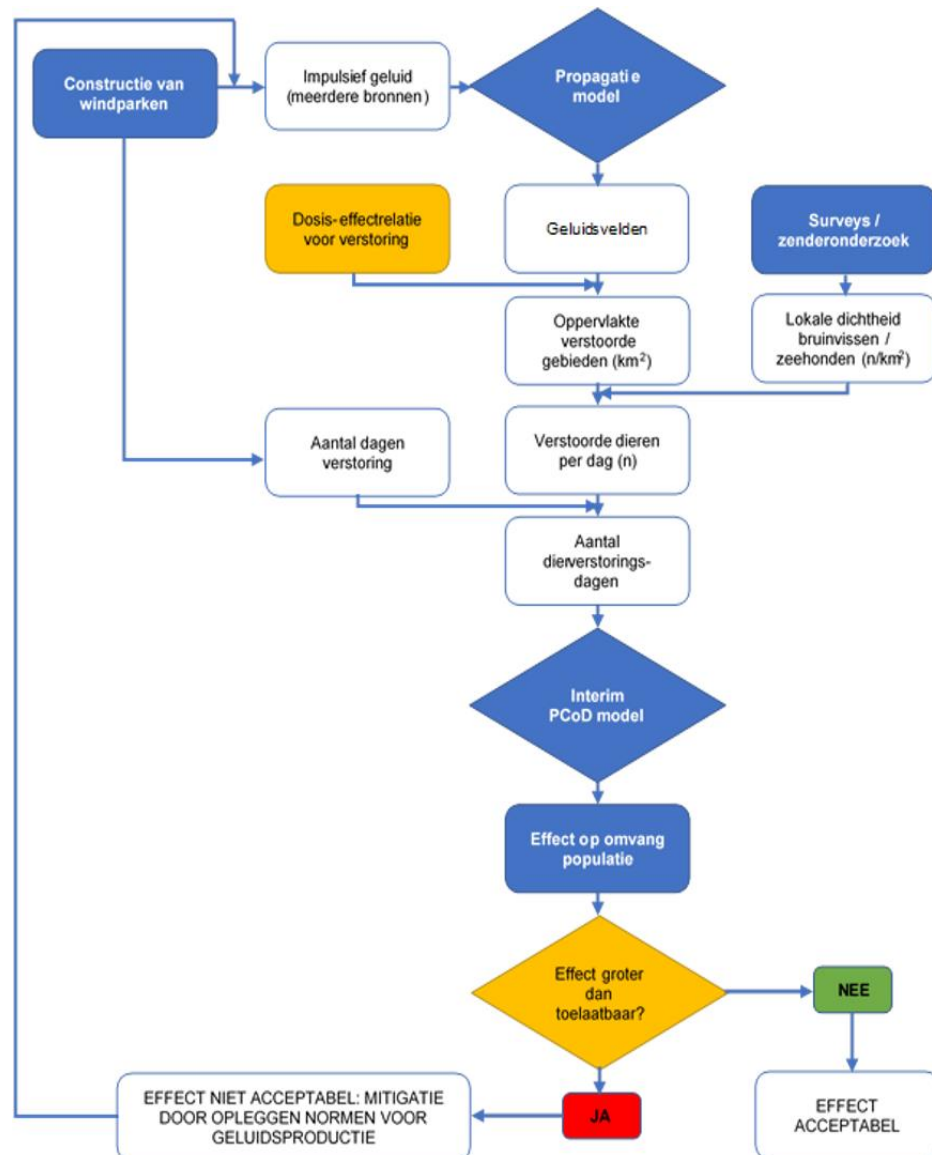
2.2 Berekening geluidverspreiding

De berekening van de geluidverspreiding 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. 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.

Voor het berekenen van de geluidverspreiding wordt voor het KEC 4.0, net als in het KEC 3.0, gebruik gemaakt van het, in het kader van Wozep⁴ verder ontwikkelde, Aquarius 4 model, zie bijlage B 'Modellering heigeluid' en de Jong et al. (2018) voor details van de toegepaste modellering.

Het gebruik van het Aquarius 4 model leidt voor breedbandgeluid tot rekenresultaten die goed overeenkomen met de in het veld gemeten breedband geluidsniveaus (de Jong et al., 2018). Voor de berekeningen is uitgegaan van de door Rijkswaterstaat aangeleverde scenario's. Voor het berekenen van de effecten op zeezoogdieren zijn met Aquarius 4 onderwatergeluidkaarten gegenereerd.

⁴ Wozep = Wind op Zee Ecologisch Programma, zie <https://zoek.officiëlebevestigingen.nl/kst-33561-26.html> en www.noordzeeloket.nl/functionalities-gebruik/windenergie/ecologie/wind-zee-ecologisch-programma-wozep/



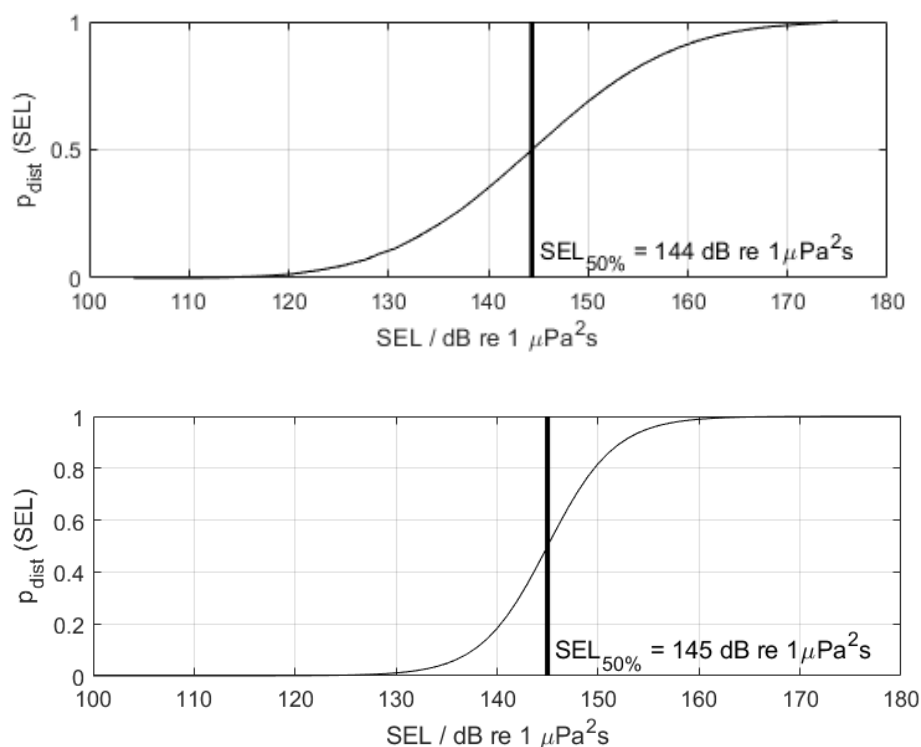
Figuur 2.1 Schematische weergave van de stappen in de redeneerlijn voor het bepalen en beoordelen van de cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op bruinvissen en zeehonden bij de constructie van windparken op zee.

2.3 Dosis-responsrelatie

Relaties tussen het geluidsniveau (ongewogen breedband Single Strike Sound Exposure Level) en het optreden van een significante gedragsrespons⁵ zijn zo veel mogelijk 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). In tegenstelling tot de eerdere KECs is voor de berekeningen in het KEC 4.0 geen discrete drempelwaarde van $SEL_{SS} = 140 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ gebruikt, maar een dosis-responsrelatie. Dit betekent dat in de berekeningen rekening is gehouden met

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 kliekgedrag (t.b.v. communicatie of foerageren).

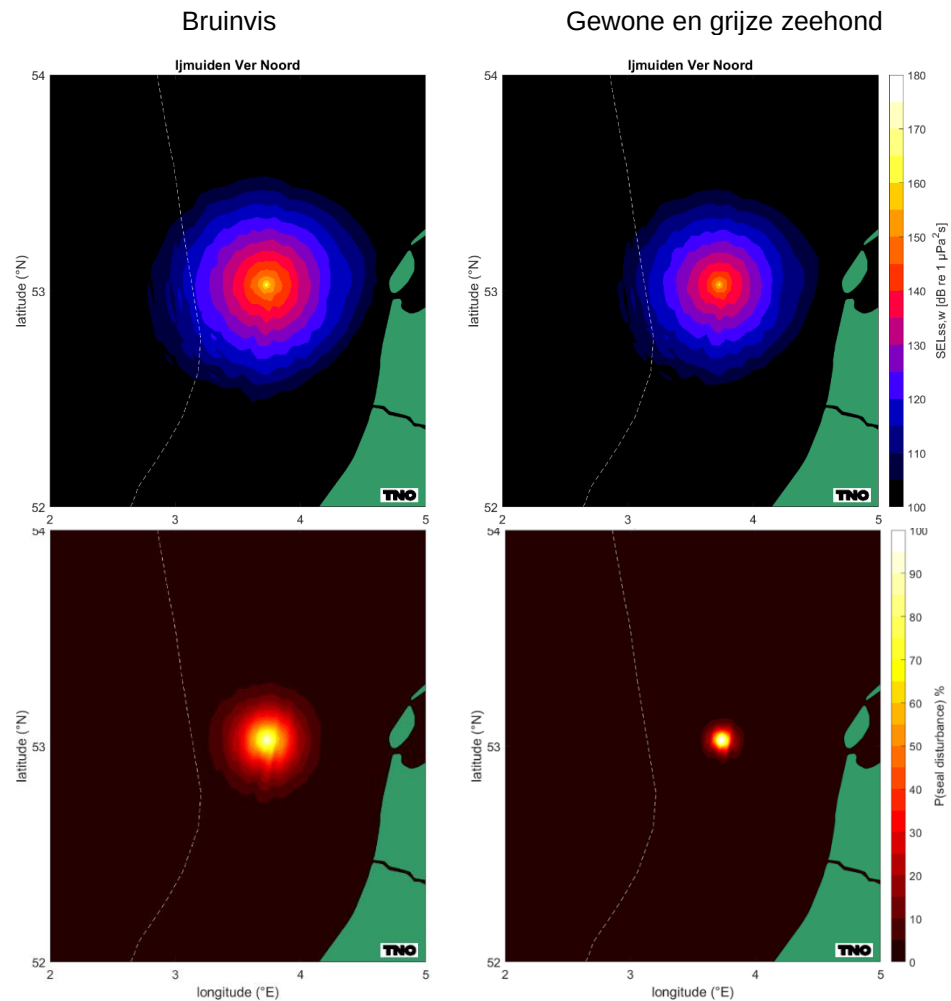
verschillen in de kans op verstoring van dieren die zich bij aanvang van de heiwerkzaamheden dichtbij de heillocatie bevinden, waar het geluidsniveau hoger is, en dieren die zich op grotere afstand bevinden. Voor bruinvissen is deze relatie geschat op basis van waarnemingen rond heiwerkzaamheden in Nederland, 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 voor bruinvissen, gewone en grijze zeehonden zijn in Figuur 2.2 weergegeven (zie Bijlage C voor meer details over de afleiding van de relaties).



Figuur 2.2 Relaties tussen geluidsdosis (Single Strike Sound Exposure Level) en kans op het optreden van een gedragsrespons bij bruinvissen (boven) en zeehonden (onder). Op basis van een vergelijking van waarnemingen van Russell et al. (2016) en Whyte et al. (2020) voor gewone zeehonden en van Aarts et al. (2018) voor grijze zeehonden is ervan 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.

2.4 Door impulsief geluid verstoorte oppervlakte

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, waarin de geluidverspreiding als gevolg van een enkele heiklap is weergegeven (SEL_{SS}). Voorbeelden van geluidkaarten voor bruinvissen en zeehonden zijn weergegeven in Figuur 2.3. Op grond van in Figuur 2.2 weergegeven relaties is voor elk windenergiegebied een zogenaamd effectief verstoringsoppervlak voor bruinvissen, gewone en grijze zeehonden te berekenen (zie bijlage C voor uitleg). Voor het in Figuur 2.3 weergegeven windenergiegebied IJmuiden Ver (noord) bedraagt dat 1344 km² voor bruinvissen en 358 km² voor zeehonden.



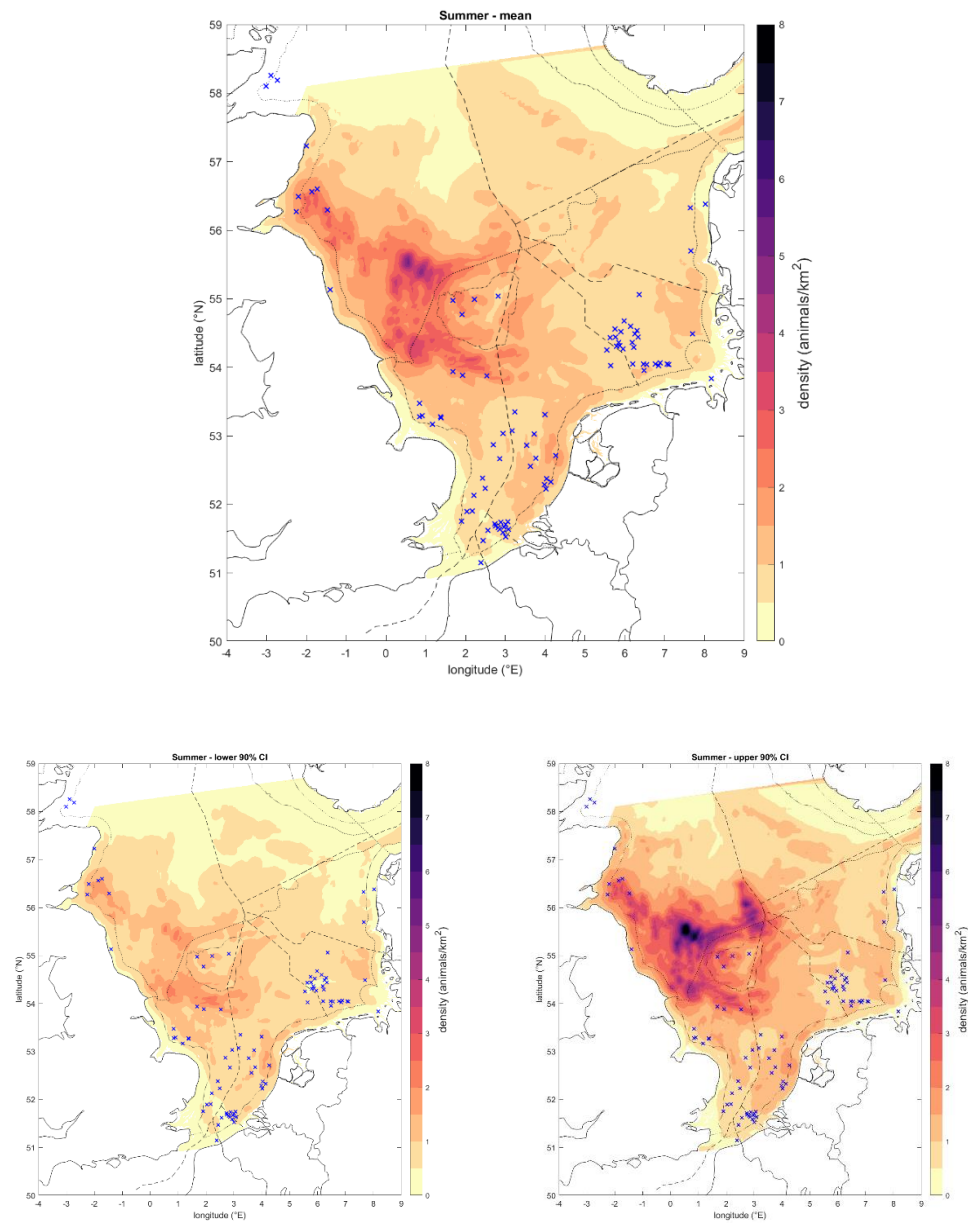
Figuur 2.3 Berekende verdeling van SEL_{ss} bij heien met toepassen van een geluidsnorm van 168 dB re 1 µPa²s in windenergiegebied IJmuiden Ver Noord (boven) en de procentuele kans op verstoring (onder) voor bruinvissen (links) en zeehonden (rechts). Voor gewone en grijze zeehonden is van dezelfde dosis-responsrelatie uitgegaan (zie bijlage C voor onderbouwing). De witte streeplijn is de Engels-Nederlandse grens.

2.5 Berekenen van het aantal verstoorde dieren

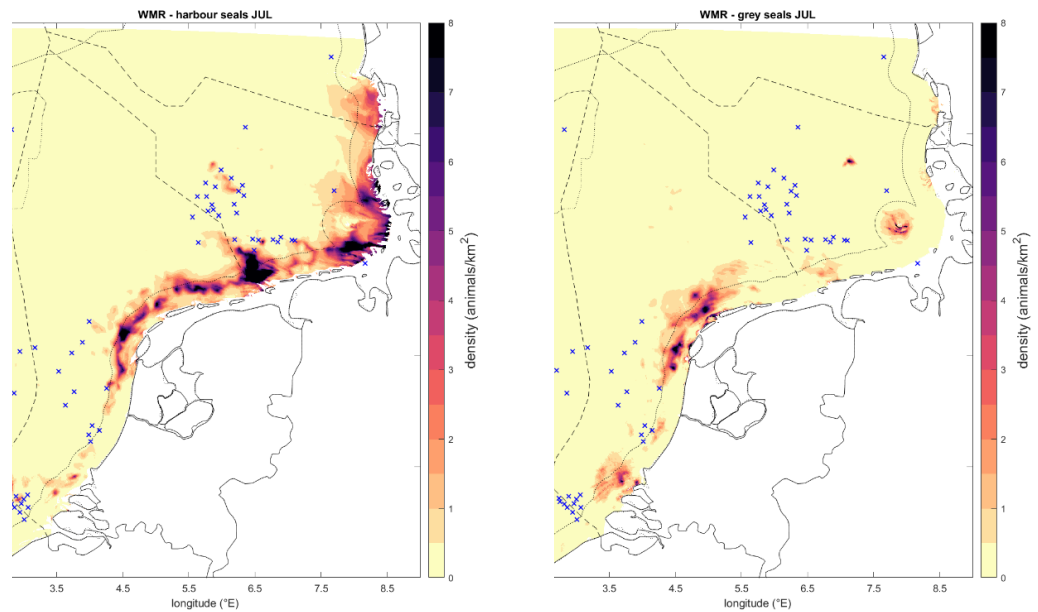
Het aantal verstoorde dieren per heidag per windenergiegebied is voor de drie soorten berekend door voor elk punt in de geluidkaart de kans op een gedragsrespons (verstoring) uit te rekenen (zie § 2.3), deze te vermenigvuldigen met het oppervlak van de grid-cel rond het punt en met de lokale schatting van de dichtheid van de dieren op dit punt. Vervolgens zijn de zo verkregen waarden gesommeerd. Hierbij is impliciet aangenomen dat er gedurende de uren dat voor één fundering wordt geheid (ca. 2 uur) beperkte beweging van de dieren naar of door het verstoorte gebied is en dat de dichtheid weer is genormaliseerd op het moment dat een volgende fundering wordt geheid. Voor een discussie over de gevoeligheid van de modeluitkomsten voor het negeren van dierbeweging tijdens het heien wordt verwezen naar Bijlage D.

Voor **bruinvissen** is de lokale dichtheid afgeleid van de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld (Figuur 2.4). 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. Voor het KEC 4.0 is van deze kaart uitgegaan, omdat bij het samenstellen ervan naast de resultaten van (vliegtuig)tellingen ook rekening is gehouden met de variabelen die bepalend zijn voor de habitatgeschiktheid. De kaart geeft daarom een betrouwbaardere schatting van het gemiddelde voorkomen van bruinvissen. Op grond van deze kaart is een gemiddelde omvang van de Noordzeepopulatie van 373.310 dieren berekend. Op het Nederlandse deel van de Noordzee gaat het om gemiddeld 62.771 dieren, i.e. 17% van het totaal. 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 (zie verdere Hoofdstuk 5 Onzekerheden en leemten in kennis).

Voor het schatten van het aantal, bij aanvang van een hei-activiteit verstoorde **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 (zie Aarts et al. 2016 voor methoden). In Figuur 2.5 zijn als voorbeeld de kaarten van de maand juli weergegeven. In de berekeningen is de gemiddelde dichtheid per seizoen (voorjaar = maart-mei, zomer = juni-augustus, najaar = september-november en winter = december-februari) gebruikt. Jaargemiddeld bevinden zich 55.418 gewone zeehonden en 19.559 grijze zeehonden op de in de figuur weergegeven kaarten. Op het Nederlandse deel gaat het om 18.363 gewone zeehonden en 14.787 grijze zeehonden, wat respectievelijk 33% en 76% van het totaal is.



Figuur 2.4 Schatting van de dichtheid van bruinvissen op de zuidelijke Noordzee in de periode 2014-2019 (naar: Gilles et al., 2020). De drie kaarten geven de berekende gemiddelde dichtheid (boven), en de onder- en bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval (onder, respectievelijk links en rechts). x-en: de per windpark/windenergiegebied gekozen locaties waarvoor berekeningen zijn uitgevoerd.



Figuur 2.5 Schatting van de gemiddelde dichtheid van gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) in juli (naar Aarts et al., 2021).

2.6 Bepalen van effecten op de populatie

Voor de bepaling van de effecten van heigeluid op de populaties van zeezoogdieren is voor de windparken van de routekaart 2030 en de rekenvarianten voor de versnelling uitgegaan van de aanpak die in het kader van het KEC is ontwikkeld (Heinis & de Jong et al., 2015) en die in 2018 is geüpdatet (Heinis & de Jong et al., 2019). Verbeteringen die voor het KEC 4.0 zijn aangebracht, zijn in de vorige paragrafen beschreven. Bij het bepalen van de mogelijke doorwerking van effecten van heigeluid op zeezoogdieren is ervan uitgegaan dat de effecten op het gedrag daarvoor maatgevend zijn en dat door het nemen van mitigerende maatregelen (toepassen 'slow start' en geluidsnorm, eventueel in combinatie met Acoustic Deterrent Devices) wordt voorkomen dat permanente effecten op het gehoor optreden (PTS).

Voor de drie soorten zeezoogdieren is ervoor gekozen gebruik te maken van het Interim Population Consequences of Disturbance (PCoD) model van SMRU/University St. Andrews (Harwood et al., 2013). De benaderingswijze die aan dit model ten grondslag ligt, wordt internationaal gebruikt (NRC 2005; New et al., 2014) wat betekent dat niet alleen de werkwijze, maar ook de verkregen uitkomsten internationaal vergelijkbaar zijn (voor andere modellen zie Intermezzo Berekenen van effecten van verstoring op populaties van zeezoogdieren). In het Interim PCoD model wordt een kwantitatieve relatie gelegd tussen gedragsverandering (= aantal dagen dat een dier in zijn normale gedrag wordt verstoord) 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 iPCoD model, die in maart 2019 voor algemeen gebruik is vrijgegeven (<http://www.smruconsulting.com>)⁶. Bij de berekeningen voor het KEC 4.0 is gebruik gemaakt van de nieuwste versie 5.2 van het iPCoD model.

Het totale aantal **dierversoringsdagen** is berekend door het aantal mogelijk verstoorte dieren per dag te vermenigvuldigen met het aantal **versoringsdagen**. In het iPCoD model wordt ervan uitgegaan dat elke (impuls)dag waarop wordt geheid (ongeacht de heiduur) bij alle bruinvissen die zich binnen de versoringscontour bevinden tot een 6 uur durende verstoring leidt. Voor zeehonden is in het model van een langere versoringsduur 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. Zo hebben Russell et al. (2016) laten zien dat de verstoring bij gewone zeehonden veel korter duurt (ca. 4 uur: heitijd + 2 uur).

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.

2.7 Effectbeoordeling en toetsing aan ecologische norm

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 bruinvisspopulatie was dat met grote zekerheid (95%) moest kunnen worden vastgesteld dat de huidige (Nederlandse) bruinvisspopulatie als

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 bruinvisspopulatie (zie Heinis et al., 2019).

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 op 9 juni 2021 is voorgesteld om voor het KEC 4.0 eventuele cumulatieve effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden aan dezelfde ecologische norm te toetsen als de norm voor bruinvissen (zie Bijlage A). 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 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.

2.8 Effecten van impulsief geluid op het gehoor (PTS)

2.8.1 *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 heilocatatie. 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 heiwerkzaamheden bevinden de dieren zich op een afstand R_n van de heilocatatie.

- Wanneer het blootstellingsniveau (SEL_{ss}) 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 SEL_{ss} 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.

2.8.2 Worst case scenario voor berekeningen

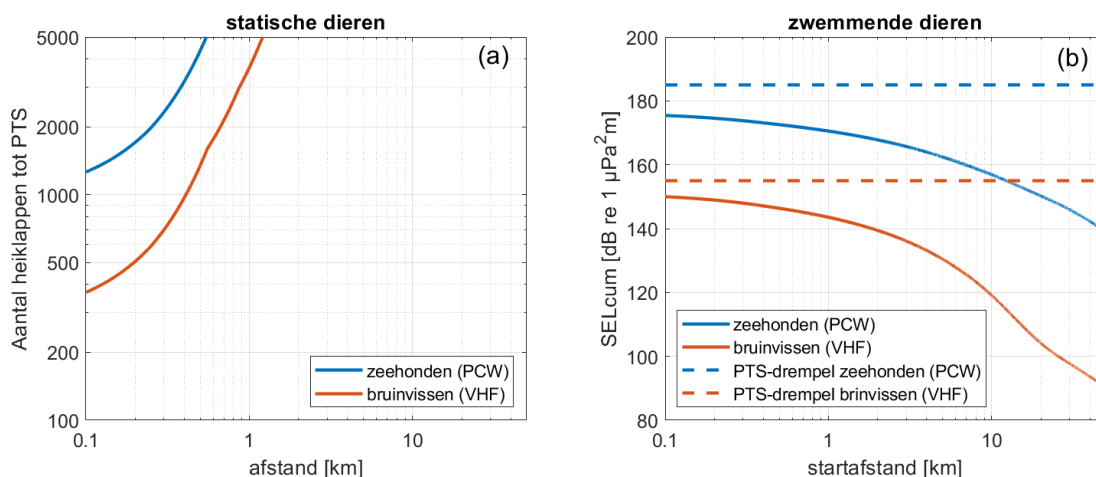
De consequenties van de geüpdatete uitgangspunten voor de berekening van de kans op PTS zijn onderzocht door middel van een voorbeeldberekening voor een *worst case* scenario. Daarbij is gekeken naar het zoekgebied met de grootste waterdiepte (Zoekgebied 5, waterdiepte 39 m, dieren wegzwemmend in Noordelijke 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. Tabel 2.1 geeft een overzicht van de belangrijkste invoergegevens voor deze berekening.

Tabel 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

2.8.3 Resultaat worst case berekeningen

Figuur 2.6 toont de berekende blootstellingsdosis als functie van de afstand van de dieren tot de heillocatie bij aanvang van het heien. Figuur 2.6a laat zien dat dieren de kans lopen op een gehoorbeschadiging (PTS) wanneer ze zich op relatief korte afstand van de heillocatie 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 heillocatie voorafgaand aan het heien is het onwaarschijnlijk dat dieren zich zo dicht bij de heillocatie 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. Figuur 2.6b 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.



Figuur 2.6 (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 Tabel 2.1).

2.8.4 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 $\text{SEL}_{\text{SS}}(750\text{m}) = 168 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$, 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.

3 Scenario's en resultaten berekeningen

3.1 Scenario's

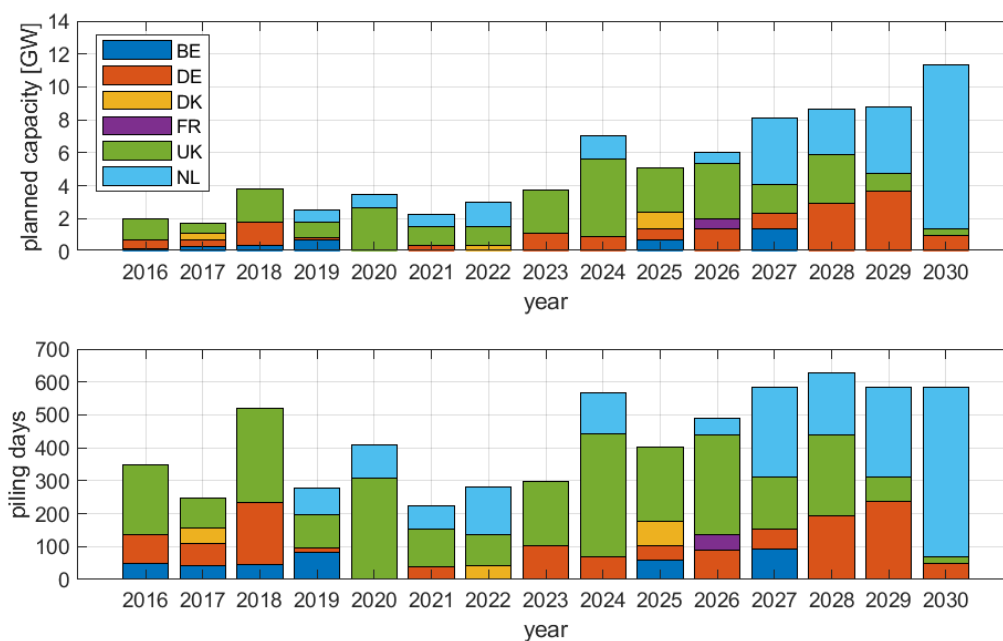
Rijkswaterstaat heeft ten behoeve van deze KEC (4.0) studie nationale en internationale scenario's opgesteld voor de aanleg van windparken op zee. Deze zijn op zorgvuldige wijze en na consultatie tot stand gekomen:

- Het internationale scenario betreft de gerealiseerde en geplande aanleg van windparken op de Zuidelijke Noordzee in de jaren 2016 t/m 2030. Informatie is betrokken uit de 'SEANSE' studie (zie <https://www.msp-platform.eu/practices/testing-ceaf-common-environmental-assessment-framework-seanse-case-studies-impact>) en van de website van 4C Offshore (zie <https://www.4coffshore.com/>).
- Voor de aanleg van Nederlandse windparken is uitgegaan van de routekaarten 2023 en 2030 (zie <https://www.rijksoverheid.nl/onderwerpen/duurzame-energie/windenergie-op-zee>), plus drie door Rijkswaterstaat aangeleverde rekenvarianten voor mogelijke versnelling van de aanleg in de jaren 2027 t/m 2030 (zie Figuur 1.1 en Tabel 1.2 voor een overzicht van de Nederlandse zoekgebieden en de drie rekenvarianten).

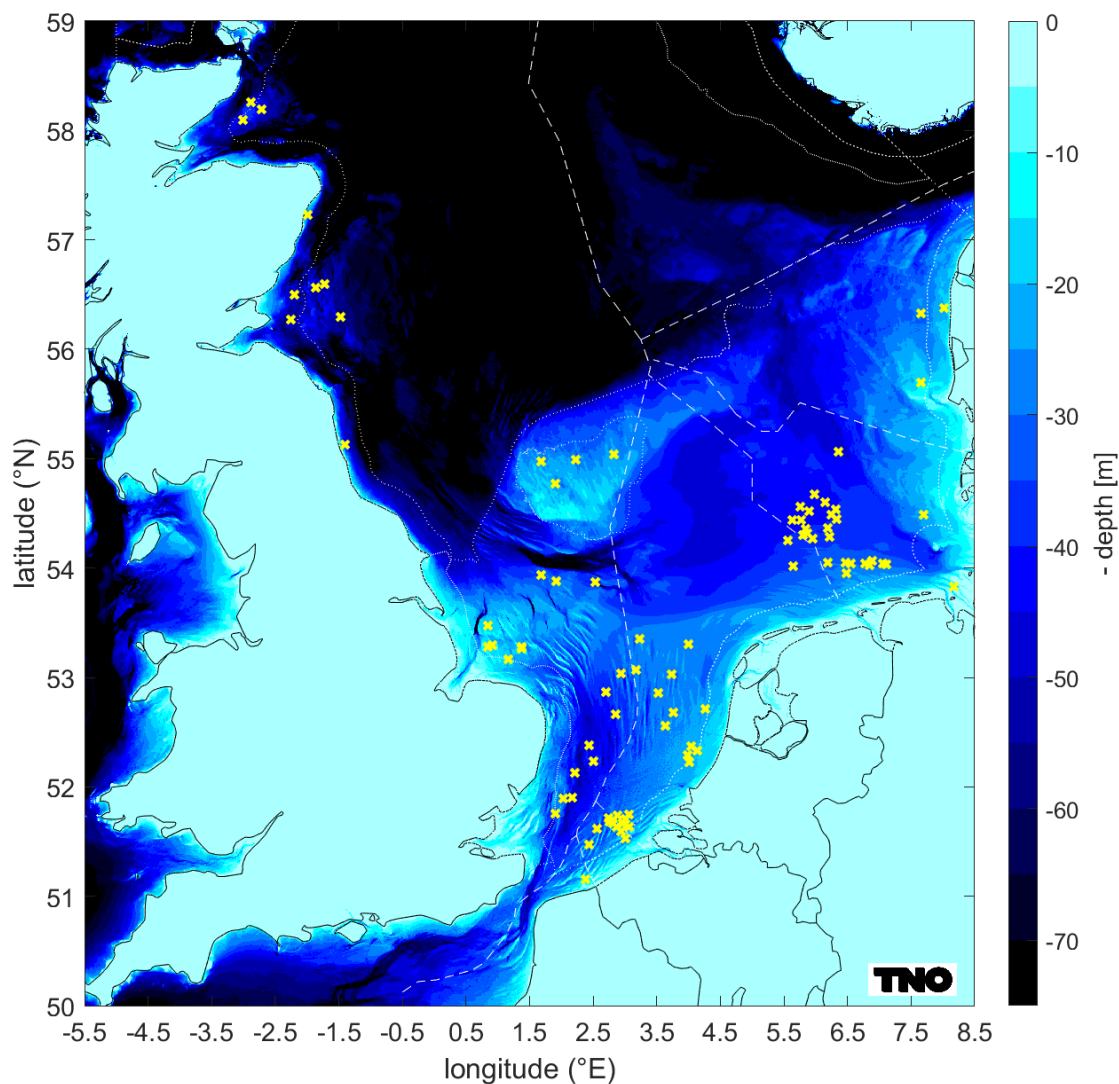
Ten behoeve van de KEC-modellering bevat het scenario voor elk windpark de volgende gegevens:

- het maximum te installeren vermogen;
- het oppervlak van het park;
- het aantal turbines (= maximum te installeren vermogen gedeeld door vermogen per turbine);
- het jaar waarin de aanleg van het windpark start.

Een overzichtskaart van de in deze studie beschouwde windparken staat in Figuur 3.2. Het betreft 90 windparken met een totaal geïnstalleerd vermogen van 77,5 GW (6.384 turbines/heidagen). Ter vergelijking: in het KEC 3.0 werd van een aanzienlijk kleiner internationaal scenario uitgegaan en ging het om een totaal geïnstalleerd vermogen van 48,8 GW en 74 windparken (5.229 turbines/heidagen). In onderstaande Figuur 3.1 is te zien hoe de aanleg van de verschillende windparken over de jaren is verdeeld.



Figuur 3.1 Per jaar te installeren maximumcapaciteit (GW, bovenste figuur) en aantal heidagen voor de gerealiseerde en geplande aanleg van windparken op de Noordzee in de jaren 2016 t/m 2030 (onderste figuur). De kleuren geven aan wat de nationale bijdragen van de Noordzeelanden zijn. Voor Nederland bevatten deze figuren de plannen uit rekenvariant III (16,7 GW).



Figuur 3.2 Overzichtskartaal van de locaties (gele kruisjes) en zoekgebieden (gele contouren) van de gerealiseerde en geplande aanleg van windparken op het NCP en aangrenzende gebieden in de jaren 2016 t/m 2030.

3.2 Uitgangspunten bij de berekeningen

De invoergegevens voor de berekeningen van het tijdens de heiwerkzaamheden geproduceerde onderwatergeluid zijn gebaseerd op de volgende uitgangspunten:

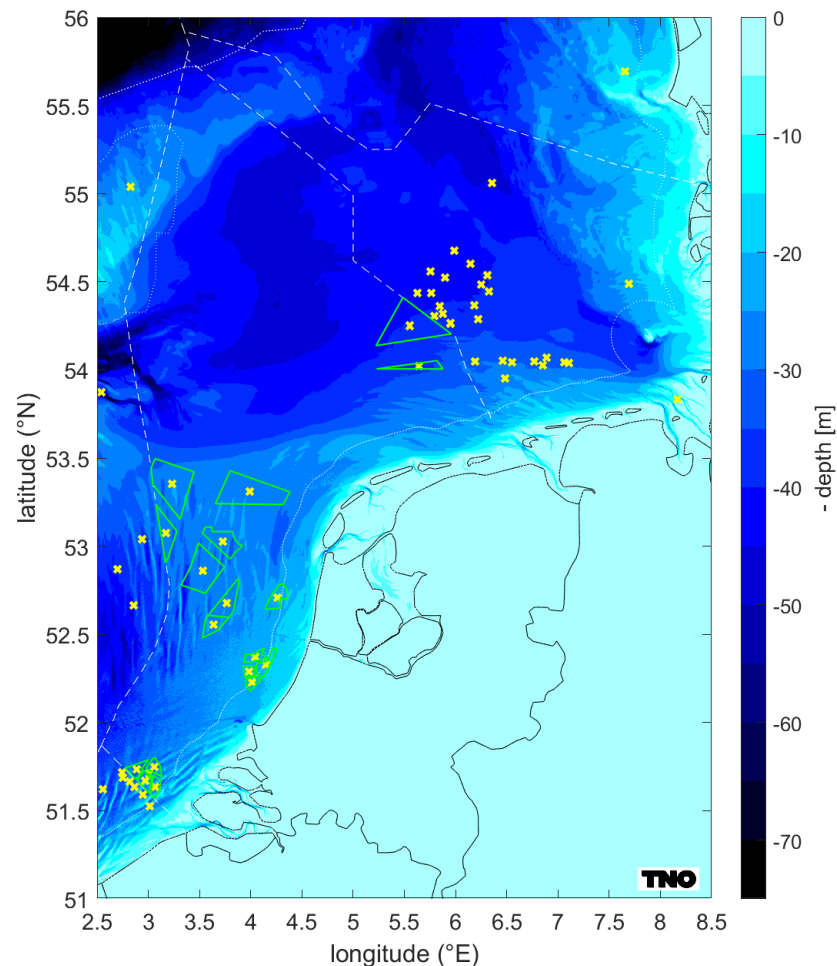
- Per windenergie(zoek)gebied is met het door TNO ontwikkelde Aquarius 4 model de geluidverspreiding voor één locatie berekend (zie Bijlage B voor uitgangspunten bij invoergegevens). Voor de buitenlandse parken zijn daarvoor de door Rijkswaterstaat aangeleverde coördinaten gebruikt. Voor de Nederlandse parken is als heilocatie het zwaartepunt binnen de door Rijkswaterstaat als shape files aangeleverde gebiedscontouren gekozen (Figuur 3.3).
- Voor de windparken van het Energieakkoord, te weten Borssele, Hollandse Kust (zuid) en Hollandse Kust (noord) is uitgegaan van de in de kavelbesluiten opgelegde geluidnorm; voor de windparken van het 'oude' Routekaart 2030 en de rekenvarianten voor de versnelling is een geluidnorm gehanteerd van $SEL_{ss}(750\text{ m}) = 168\text{ dB re } 1\text{ }\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Voor de windenergiegebieden Hollandse Kust

(west) en Ten noorden van de Waddeneilanden van de 'oude' Routekaart 2030 is dit ook zo in de (concept) kavelbesluiten vastgelegd.

- Voor de buitenlandse parken is bij de berekening van de geluidverspreiding uitgegaan van de voor het betreffende land geldende geluidnorm.
- Alle turbines worden op monopiles geplaatst; alternatieve funderingstypen en -technieken en 'floating' windparken zijn niet meegenomen.
- Waar gegevens over het turbinevermogen ontbreken wordt uitgegaan van 12 MW-turbines tot 2025 en 15 MW-turbines na 2025 met paaldiameters van respectievelijk 5,5 m en 7,5 m.

Voor het heien van de funderingen voor de transformatorplatforms:

- tot 2027 en voor Hollandse Kust (west-zuid) wordt er één platform per (maximaal) 750 MW geplaatst;
- vanaf 2027 (IJmuiden Ver (noord) en zoekgebieden 1, 2 en 5) één platform per (maximaal) 2000 MW;
- voor een transformatorplatform worden 6 palen met een diameter van 3 m geheid. Op één dag worden twee platformpalen geheid.



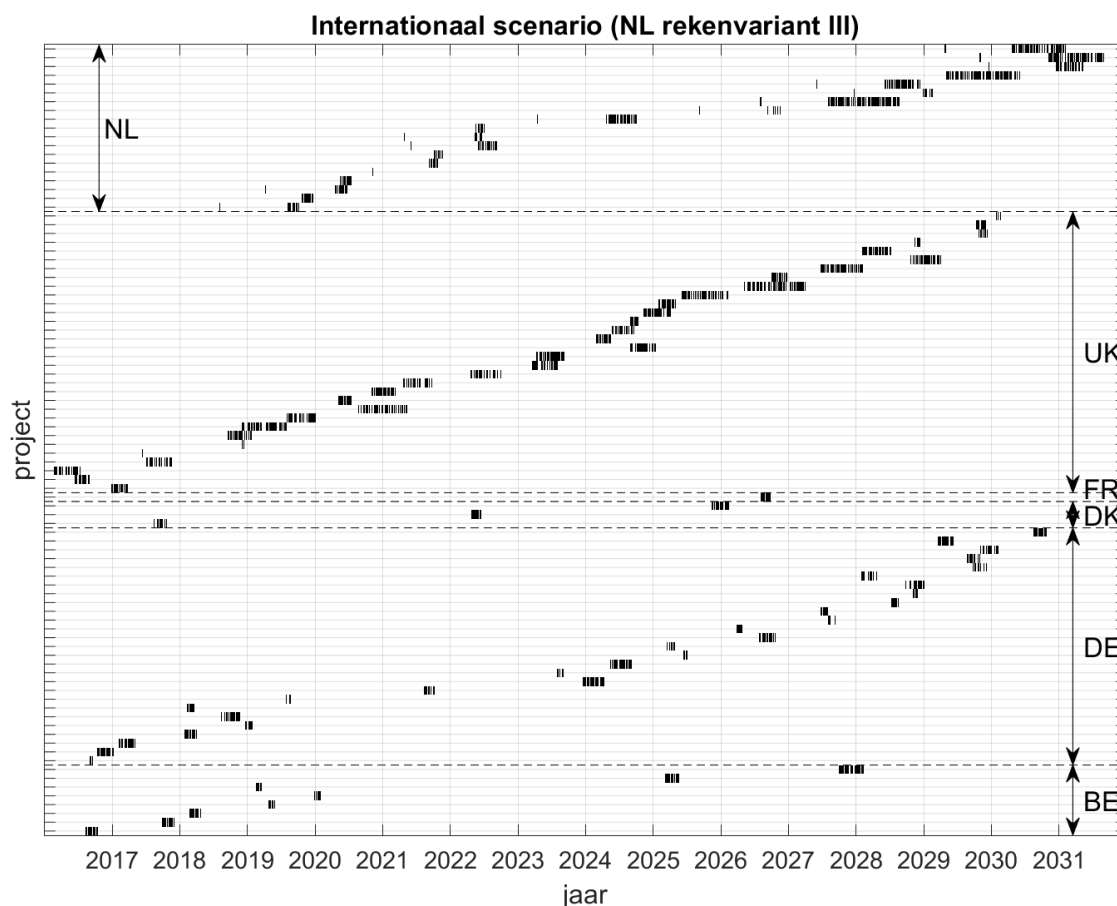
Figuur 3.3 Overzichtskartaal van de locaties (gele kruisjes) en zoekgebieden (gele contouren) van de gerealiseerde en geplande aanleg van windparken op het NCP en aangrenzende gebieden in de jaren 2016 t/m 2030.

3.3 Planning van scenario's voor Interim PCoD model

Vanwege de nog onzekere planning van de toekomstige aanleg van windparken op de Noordzee zijn noodzakelijkerwijs aannamen gedaan bij het opstellen van de aanlegscenario's. De kalenders voor het Interim PCoD model zijn gegenereerd op basis van de volgende informatie, c.q. uitgangspunten:

- Uit het door RWS aangeleverde Excel-bestand: startdatum en aantal palen;
- Heiwerkzaamheden kunnen het hele jaar plaatsvinden (geen winterstop);
- Omdat alleen het startjaar bekend is, is een random startdatum gekozen⁷;
- In alle gevallen is aangenomen dat gemiddeld genomen 2 palen per drie dagen worden geheid;
- De transformatorplatforms worden één jaar voorafgaand aan de constructie van de windturbines aangelegd (is alleen voor de Nederlandse windparken meegenomen).

De aan de hand van deze aannamen geconstrueerde kalender is weergegeven in Figuur 3.4. Een meer gedetailleerd overzicht is opgenomen in bijlage E.



Figuur 3.4 Kalender van impulsdagen voor het heien van funderingen in de periode 2016-2030 op de Noordzee. Voor Nederland is uitgegaan van rekenvariant III (16,7 GW, zie Tabel 1.2). Voor Nederland is het heien voor de funderingen van de transformatorplatforms in deze kalender ook opgenomen.

⁷ Er is geen poging gedaan om de actuele aanlegschema's van al geïnstalleerde windparken in de modellering mee te nemen.

Een overzicht van het totale geïnstalleerd vermogen en aantal dagen heien voor windturbinefunderingen in de periode 2016-2030 per land is weergegeven in Tabel 3.1. In vergelijking met de studie voor het KEC 2019, waarin berekeningen zijn uitgevoerd voor dezelfde periode 2016-2030, is het aantal heidagen voor de installatie van turbinefunderingen waarvan in de studie is uitgegaan met 1.155 (22%) toegenomen. Dit komt doordat de aanleg van meer windparken wordt voorzien dan enkele jaren geleden, vooral in Duitsland, Nederland en het Verenigd Koninkrijk.

Tabel 3.1 Geïnstalleerd vermogen en aantal dagen waarop voor de aanleg van windturbinefunderingen in de periode 2016-2030 wordt geheid in België (BE), Duitsland (DE), Denemarken (DK), Frankrijk (FR), Nederland (NL) en het Verenigd Koninkrijk (VK) op basis van de hiervoor vermelde uitgangspunten.

2016-2030	Geïnstalleerd vermogen (MW)	Aandeel	Aantal palen (turbines)*	Aandeel
Totaal	77.484		6.384	
BE	3.650	5%	370	6%
FR	598	1%	46	1%
DK	1.751	2%	165	3%
DE	15.319	20%	1.244	19%
NL (rekenvariant III)	26.543	34%	1.762	28%
UK	29.623	38%	2.797	43%

* Voor de Nederlandse winparken bevat het scenario 114 extra heidagen voor de installatie van funderingen voor de transformatorplatforms.

3.4 Resultaten berekeningen

3.4.1 Bruinvis

Effecten van heien van funderingen voor windturbines en transformatorplatforms

Een voorbeeld van de door TNO berekende verdeling van het, voor bruinvissen, relevante geluid tijdens het heien voor de constructie van windturbines is voor het windenergiegebied IJmuiden Ver noord weergegeven in Figuur 3.5 (linksboven). Bij de berekening van de geluidverdeling is ervan uitgegaan dat een geluidsnorm van $SEL_{ss} = 168 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s op } 750 \text{ m}$ wordt toegepast en precies wordt gehaald. De overige panelen van de figuur geven een indruk van de tussenstappen die zijn gebruikt om het aantal verstoorde bruinvissen per heidag te berekenen (som van het aantal verstoorde bruinvissen in paneel rechtsonder). Deze is berekend uit de propagatie van het heigeluid (de geluidskaart, linksboven), de dosis-responsrelatie (% verstoorde bruinvissen per rekenpunt, rechtsboven) en de gemiddelde bruinvisdichtheid per rekenpunt (linksonder). Voor een dag waarop een turbinefundering wordt geheid, is berekend dat ca. 1.300 bruinvissen worden verstoord. Voor het heien van de kleinere funderingspalen van de TenneT-platforms is dat wat minder, namelijk ca. 1.190 bruinvissen.

De berekende cumulatieve effecten van de constructie van windparken, inclusief de aanleg van de TenneT-platforms 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 3.2.

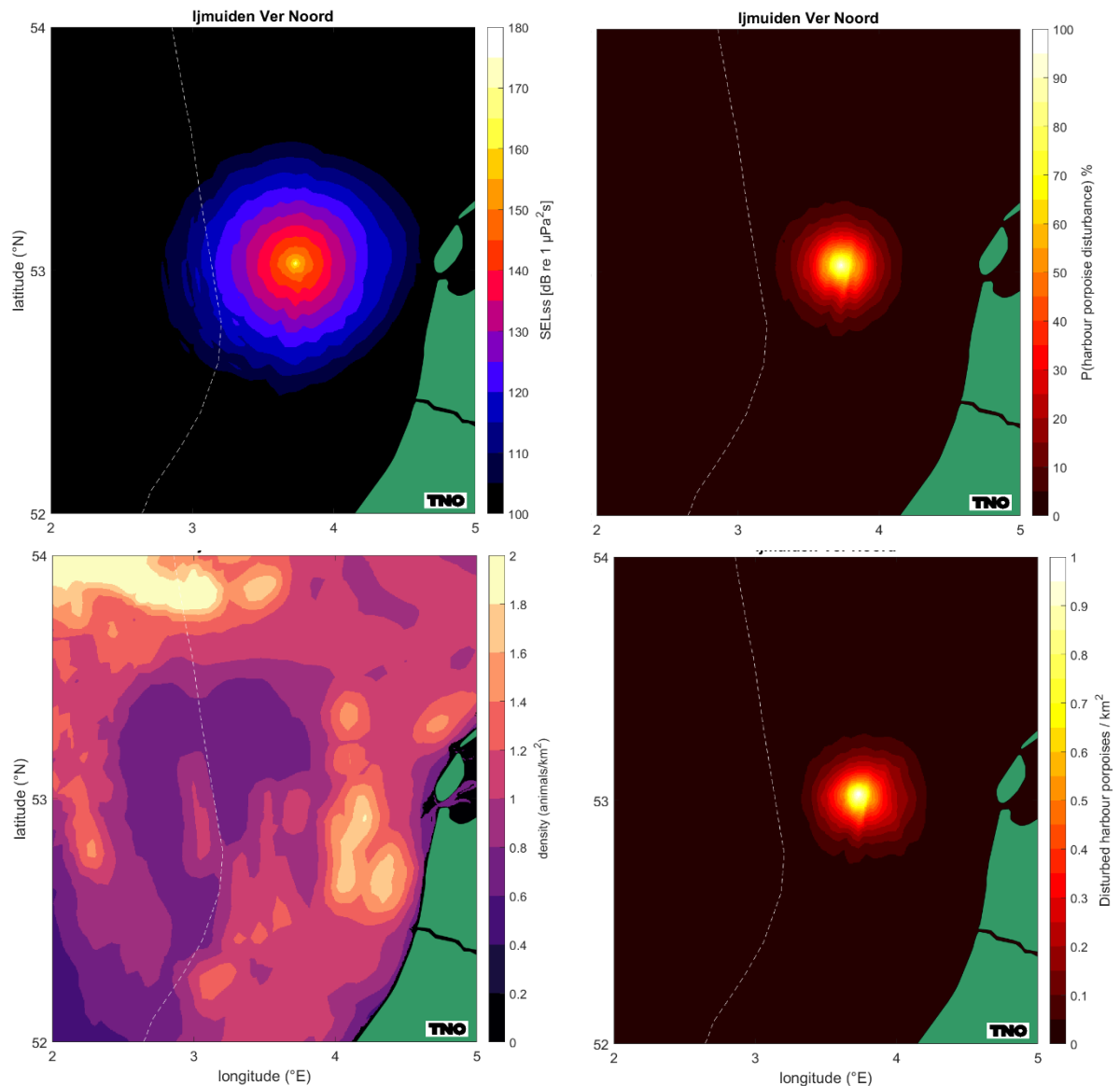
Tabel 3.2 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee op de bruinvispopulatie op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief rekenvarianten voor de versnelling (zie Figuur 1.1 en Tabel 1.2 voor windenergiegebieden van de rekenvarianten). Geluidnorm: SEL_{SS} (750 m) = 168 dB re 1 μPa^2s voor windenergiegebieden 'oude' Routekaart 2030 + windenergiezoekgebieden voor versnelling (zie bijlage H voor de dierverstoringsdagen per windpark op het NCP). Overige geluidnormen volgens kavelbesluiten of geldende regelgeving (buitenlandse windparken).

	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	$25,0 \times 10^6$	$24,8 \times 10^6$	$24,6 \times 10^6$
Aantal bruinvisverstoringsdagen NL-bijdrage	$2,6 \times 10^6$	$2,4 \times 10^6$	$2,2 \times 10^6$
Populatiereductie internationaal zonder NL	44.464	44.464	44.464
Populatiereductie NL-bijdrage	3.955	3.752	4.728
Populatiereductie (% NCP-populatie)	6,3%	6,0%	7,5%

Uit de resultaten blijkt:

- Het effect van verstoring door het onderwatergeluid van het heien voorde constructie van windparken op de bruinvispopulatie op het NCP (geschat 62.771 dieren) is voor de drie rekenvarianten niet te verwaarlozen: de geschatte populatiereductie⁸ ligt tussen 6% en 7,5% van het aantal bruinvissen op het NCP.
- In effecten op de bruinvispopulatie verschillen de drie onderzochte varianten: het aantal bruinvisverstoringsdagen neemt toe met de toename van het geïnstalleerd vermogen, maar dit wordt niet weerspiegeld in de resultaten van de berekeningen met het Interim PCoD model (voor de kleinste variant wordt het grootste effect berekend). De oorzaak hiervoor ligt in het feit dat het statistische Interim PCoD model zich niet goed leent voor het met grote precisie (> 95% betrouwbaarheid) berekenen van de relatief kleine verschillen tussen de ontwikkeling van de onverstoorde populatie en de verstoorde populatie over een langere periode. Zo is voor de onverstoorde populatie de kans dat de populatie afneemt ook niet 0, dit ondanks het feit dat gemiddeld genomen van een stabiele populatie wordt uitgegaan (zie bijlage F voor een meer uitgebreide discussie hierover). Uit de resultaten van de berekeningen blijkt echter wel dat op grond van de gehanteerde worst case uitgangspunten de zekerheid meer dan 95% is dat het aantal bruinvissen op het NCP met niet meer dan 6 tot 7,5% afneemt.

⁸ Deze reductie is niet het gevolg van directe sterfte van bruinvissen (door blootstelling aan het geluid), maar van het feit dat er minder vruchtbare vrouwtjes bijkomen, ofwel omdat er minder jongen worden geboren vanwege een té laag energetisch niveau van de moeder, ofwel omdat de sterfte onder de dieren < 1 jaar door een reductie in de fitness groter is. De deskundigen zijn het erover eens dat verstoring in geen enkel geval tot sterfte van juveniele dieren (> 1 jaar) of volwassen vrouwtjes zal leiden.



Figuur 3.5 Berekende verdeling van SEL_{ss} bij heien met toepassing van een geluidsnorm van 168 dB re $1 \mu Pa^2 s$ (750 m) op een representatieve paalpositie in windenergiegebied IJmuiden Ver noord (links boven), het percentage verstoorde bruinvissen, afgeleid van de dosis-responsrelatie in Figuur 2.2 (rechtsboven), bruinvisdichtheid in de zomer o.b.v. Gilles et al., 2020 (linksonder) en aantal verstoorde bruinvissen per km^2 a.g.v. heien op deze locatie (rechtsonder).

Effecten van impulsief geluid tijdens geofysische surveys

In de berekeningen zijn de mogelijke populatie-effecten van de geofysische surveys die worden uitgevoerd voorafgaand aan de aanleg van de windparken en de kabeltracés niet meegenomen. Op grond van de eerder in het KEC 3.0 gehanteerde uitgangspunten zijn aparte berekeningen uitgevoerd (zie bijlage G voor de uitgangspunten). Het betreft indicatieve berekeningen om daarmee een indruk te krijgen van het relatieve belang van de effecten van de geofysische surveys ten opzichte van die van het heigeluid. Er zijn aannames gedaan over de oppervlakten die worden onderzocht en de lengte van de kabeltracés die tijdens de voorbereidingen van de aanleg van het windpark anders kunnen zijn. In de

vergunningsprocedures moeten de mogelijke effecten van het geofysisch onderzoek per project daarom nauwkeuriger worden berekend.

Uit de resultaten van de in Tabel 3.3 weergegeven indicatieve berekeningen blijkt:

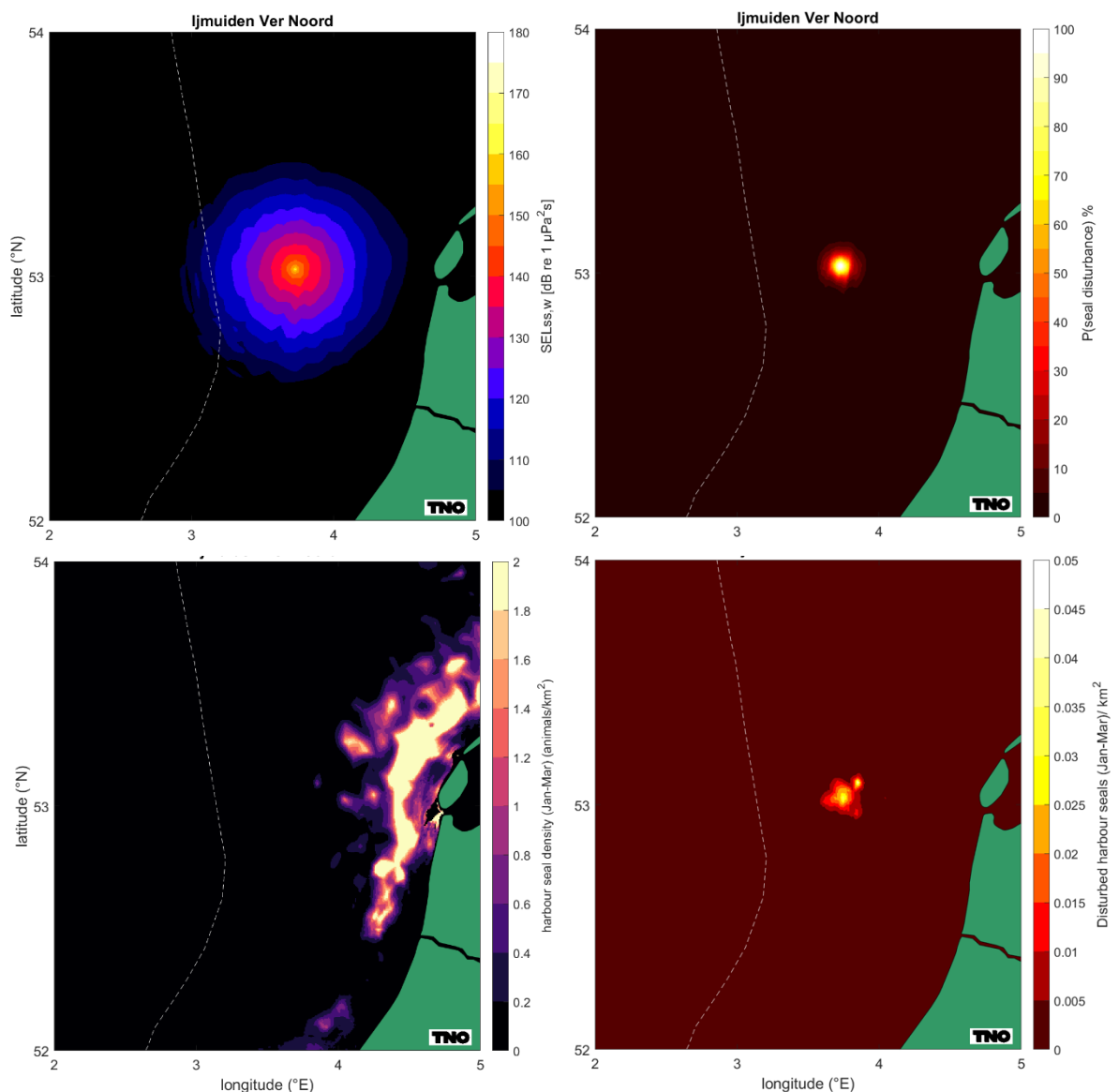
- Het totale aantal bruinvisverstoringsdagen door de surveys voor de Nederlandse windparken is maximaal 2,4% van het aantal bruinvisverstoringsdagen door het heien;
- De toename van de berekende 5% kans op een reductie van de populatie op het NCP is verwaarloosbaar (van 6,3% naar 6,5%).

Tabel 3.3 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).

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

3.4.2 Zeehonden

Voor zeehonden ontstaat in de uren dat rond de heilocatie wordt geheid een kleinere verstoringscontour dan die van bruinvissen. Een voorbeeld van de door TNO berekende verdeling van het, voor gewone zeehonden relevante geluid tijdens het heien voor de constructie van windturbines is voor het windenergiegebied IJmuiden Ver noord weergegeven in Figuur 3.6 (linksboven). Bij deze geluidverdeling is ervan uitgegaan dat een geluidsnorm van $SEL_{SS} = 168$ dB re $1 \mu Pa^2 s$ op 750 m wordt toegepast. De overige panelen van de figuur geven een indruk van de tussenstappen die zijn gebruikt om het aantal verstoorde gewone zeehonden per heidag te berekenen (som van het aantal verstoorde gewone zeehonden in paneel rechtsonder). Deze is berekend uit de propagatie van het heigeluid (de geluidskaart, linksboven), de dosis-responsrelatie (% verstoorde zeehonden per rekenpunt, rechtsboven) en de gemiddelde dichtheid van gewone zeehonden per rekenpunt (linksonder). Voor een dag in het winterseizoen (december - februari) waarop een turbinefundering wordt geheid, is berekend dat ca. 20 gewone zeehonden worden verstoord.



Figuur 3.6 Berekende verdeling van SEL_{ss} bij heien met toepassing van een geluidsnorm van 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) op een representatieve paalpositie in windenergiegebied IJmuiden Ver noord (links boven), het percentage verstoorde zeehonden (rechtsboven), afgeleid van de dosis-responsrelatie in Figuur 2.3, dichtheid gewone zeehonden in de winter o.b.v. Aarts et al., 2021 (linksonder) en aantal verstoorde gewone zeehonden per km² a.g.v. heien op deze locatie (rechtsonder).

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 3.4 en Tabel 3.5.

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 totaalaantal 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 is⁹. 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 3.4 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 (zie Figuur 1.1 en Tabel 1.2 voor de rekenvarianten en bijlage H voor de dierverstoringsdagen per windpark op het NCP).

	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 3.5 Als Tabel 3.4 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 a.g.v. versnelling	24×10^3	22×10^3	21×10^3
Populatiereductie (% NCP-populatie)	0%	0%	0%

⁹ In het Interim PCoD model bepaalt het aantal dagen verstoring de mate van effect op de *vital rates* (overlevingskans en voortplantingssucces). Zie § 2.6 en bijlage F.

4 Beperken van effecten door het nemen van aanvullende maatregelen

4.1 Overzicht mogelijkheden

Er zijn verschillende mogelijkheden om de negatieve effecten van onderwatergeluid bij de aanleg van windparken op zee op zeezoogdieren te beperken. Uit de analyses is gebleken dat het aantal dierverstoringsdagen maatgevend is voor de omvang van het effect op de populatie. Uit de berekeningen die voor het KEC 4.0 zijn uitgevoerd, is gebleken dat permanente effecten op het gehoor (PTS: *permanent threshold shift*) zijn uit te sluiten.

Het aantal dierverstoringsdagen wordt berekend door het aantal door het onderwatergeluid verstoorde dieren te vermenigvuldigen met het aantal impulsdagen. Het aantal verstoorde dieren wordt berekend uit de vermenigvuldiging van het oppervlak door geluid verstoorde gebied met de lokale zeezoogdierdichtheid. Effecten kunnen dus worden beperkt door:

- 1 De oppervlakte door geluid verstoord gebied te beperken en/of
- 2 De heiwerkzaamheden uit te voeren in een seizoen met een relatief lage dichtheid van zeezoogdieren en/of
- 3 Het aantal 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 gegevens is echter niet af te leiden of er sprake is van systematische verschillen tussen de seizoenen die van jaar tot jaar vergelijkbaar zijn (zie verder Hoofdstuk 5 Onzekerheden en leemten in kennis).

Op grond van de door Aarts et al. (2021) geproduceerde kaarten kunnen seizoensverschillen voor **gewone en grijze zeehonden** wel worden meegenomen. Deze verschillen zijn in de berekeningen meegenomen en hieruit is gebleken dat cumulatieve effecten van de aanleg van windparken op de Noordzee in alle gevallen kunnen worden uitgesloten.

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 niet uit met welke energie

wordt geheid. 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 geen verschil in de omvang van het verstoringsoppervlak zal zijn, 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. Bij de keuze voor een bepaalde grootte van windturbines moet uiteraard ook met andere soorten, zoals vogels en vleermuizen rekening worden gehouden.

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.

4.2 Cumulatieve effecten wind op zee 2016-2030 bij toepassen van een strengere geluidnorm

In § 3.4 is geconcludeerd dat niet is uit te sluiten dat de ecologische norm van een maximale reductie van 5% (zekerheid > 95%) van de populatie op het NCP voor **bruinvissen wordt overschreden**. Hierbij is ervan uitgegaan dat een geluidnorm van $SEL_{SS}(750\text{ m}) = 168\text{ dB re } 1\text{ }\mu\text{Pa}^2\text{s}$ wordt toegepast voor de windparken van Routekaart 2030, inclusief de extra aanleg van 10-16 GW geïnstalleerd vermogen. Voor **gewone en grijze zeehonden op het NCP treden geen effecten op** en wordt de ecologische (werk)norm waarvan is uitgegaan dus niet overschreden.

Van de in paragraaf 4.1 aangegeven mogelijkheden voor het (verder) beperken van de effecten op zeezoogdieren tijdens de aanleg van windparken kan in de periode 2016-2030 alleen het verder verminderen van verstoring door het beperken van de geluidpropagatie tot een belangrijke reductie van de berekende effecten leiden. Om daar een indruk van te krijgen, zijn berekeningen uitgevoerd waarbij is uitgegaan van de toepassing van een geluidnorm van $SEL_{SS}(750\text{ m}) = 160\text{ dB re } 1\text{ }\mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor aanleg van windparken in het windenergiegebied IJmuiden Ver ('oude' routekaart 2030) en de windenergiezoekgebieden voor de versnelde aanleg (zie Tabel 1.1). Duitsland hanteert deze geluidnorm al diverse jaren (BMU, 2013), zodat we deze als een realistisch haalbare strengere geluidnorm voorstellen. Het berekende aantal bruinvisverstoringdagen neemt daarmee met 1,0-1,2 miljoen af (45-47% van de Nederlandse bijdrage bij een geluidnorm van $SEL_{SS}(750\text{ m}) = 168\text{ dB re } 1\text{ }\mu\text{Pa}^2\text{s}$).

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 4.1. 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, 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 4.1 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 (zie Figuur 1.1 en Tabel 1.2 voor windenergiegebieden van de rekenvarianten). Geluidnorm: SEL_{SS} (750 m) = 160 dB re 1 μPa^2s voor windenergiegebied IJmuiden Ver + windenergiezoekgebieden voor versnelling (zie bijlage H voor de dierverstoringsdagen per windpark op het NCP). Overige geluidnormen volgens 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	$23,9 \times 10^6$	$23,8 \times 10^6$	$23,7 \times 10^6$
Aantal bruinvisverstoringsdagen NL-bijdrage	$1,4 \times 10^6$	$1,3 \times 10^6$	$1,2 \times 10^6$
Populatiereductie internationaal zonder NL	44.464	44.464	44.464
Populatiereductie NL-bijdrage	1.797	1.624	1.410
Populatiereductie (% NCP-populatie)	2,9%	2,6%	2,3%

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., 2019), 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 in de voorspelde geluidsniveaus te krijgen, vooral in verband met de akoestische eigenschappen van de zeebodem, is het nodig dat het model voor meer scenario's wordt gevalideerd (verschillende hamerconfiguraties en omgevingsvariabelen). Bovendien worden in het Aquarius 4 model de effecten van mitigerende maatregelen, zoals heimantels en bellenschermen, nog niet expliciet berekend, maar als een correctie achteraf meegenomen.

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 verstoringsooppervlakken 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. 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 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.

- 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 deze 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 (4-6 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. Deze mogelijke onderschatting van het effect is aanmerkelijk kleiner dan de overschatting van de effecten van de zeer grote (> 50 km), niet met de waargenomen afstanden overeenkomende, in deze studie berekende effectafstanden op dieper water.
- 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 heillocatie 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 (ongemitigeerd) heigeluid. In een zeer recente studie werd gerapporteerd dat scheepsgeluid bij bruinvissen tot verstoringafstanden van ca. 4 km kan leiden (Benhemma-Le Gall et al., 2021). Voor het doen van uitspraken over mogelijke populatie-effecten van het aan de constructie en operatie van windparken gerelateerde geluid, zijn echter onvoldoende kwantitatieve gegevens beschikbaar. 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 Conclusies

- 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 $SEL_{SS}(750\text{ m}) = 168\text{ dB re } 1\text{ }\mu\text{Pa}^2\text{s}$ 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 $SEL_{SS}(750\text{ m}) = 168\text{ dB re } 1\text{ }\mu\text{Pa}^2\text{s}$ bij de aanleg van windparken van de 'oude' Routekaart 2030 + de versnelling de ecologische norm wordt overschreden. Bij een geluidnorm van $SEL_{SS}(750\text{ m}) = 160\text{ dB re } 1\text{ }\mu\text{Pa}^2\text{s}$ 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 $SEL_{SS}(750\text{ m}) = 160\text{ dB re } 1\text{ }\mu\text{Pa}^2\text{s}$ 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.

7 Referenties

- Aarts, G., A.M. von Benda-Beckmann, K. Lucke, H. Özkan Sertlek, R. van Bemmelen, S.C.V. Geelhoed, S. Brasseur, M. Scheidat, F-P.A. Lam, H. Slabbekoorn & R. Kirkwood, 2016. Harbour porpoise movement strategy affects cumulative number of animals acoustically exposed to underwater explosions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 557: 261–275.
- 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.
- Ainslie, M.A., C.A.F. de Jong, H.S. Dol, G. Blacqui  re & C. Marasini, 2009. Assessment of natural and anthropogenic sound sources and acoustic propagation in the North Sea. Report TNO-DV 2009 C085.
- 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.
- Binnerts, B., C. de Jong, M. Ainslie, M. Nijhof, R. M  ller & E. Jansen, 2016. Validation of the Aquarius models for prediction of marine pile driving sound. TNO report TNO 2016 R11338.
- BMU (Bundesministerium f  r Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit), 2013. Konzept f  r den Schutz der Schweinswale vor Schallbelastungen bei der Errichtung von Offshore-Windparks in der deutschen Nordsee (Schallschutzkonzept). https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/awz/Dokumente/schallschutzkonzept_BMU.pdf
- 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 the construction of the first seven offshore wind farms in Germany, *Marine Ecology Progress Series*, 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.
- 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.

- 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.
- 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., M. Scheidat, G. Aarts, R. van Bemmelen, N. Janinhoff, H. Verdaat & R. Witte, 2011. Shortlist Masterplan Wind - Aerial surveys of harbour porpoises on the Dutch Continental Shelf. IMARES report C103/11.
- Geelhoed, S.C.V., E. Friedrich, M. Joost, M.A.M. Machiels & N. Ströber, 2019. Gemini Tc: aerial surveys and passive acoustic monitoring of harbour porpoises 2015, Wageningen University & Research report C020/17Gilles, A., N. Ramirez-Martinez, D. Nachtsheim & U. Siebert, 2020. Update of distribution maps of harbour porpoises in the North Sea. Commissioned by Rijkswaterstaat. University of Veterinary Medicine, Institute for Terrestrial and Aquatic Wildlife Research (ITAW).
- Gilles, A., S. Viquerat, E.A. Becker, K.A. Forney, S.C.V. Geelhoed, J. Haelters, J. Nabe-Nielsen, M. Schiedat, U. Siebert, S. Sveegaard, F.M. van Beest, R. van Bemmelen & G. Aarts, 2016. Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. *Ecosphere* 7: e01367. 10.1002/ecs2.1367.
- Graham, I.M., 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.
- 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.
- 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 Milieu, i.s.m. ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, 2012. Mariene Strategie voor het Nederlandse deel van de Noordzee 2012-2020, Deel 1

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>.

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.

Rose ,A., M.J. Brandt, R. Vilela, A. Diederichs, A. Schubert, V. Kosarev, G. Nehls, M. Volkenandt, V. Wahl, A. Michalik, H. Wendeln, A. Freund, C. Ketzer, B. Limmer, M. Laczny, W. Piper, 2020, Effects of noise-mitigated offshore pile driving on harbour porpoise abundance in the German Bight 2014-2016 (Gescha 2) Assessment of Noise Effects. Prepared for Arbeitsgemeinschaft OffshoreWind e.V.

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

Russell, D.J.F., G.D. Hastie, D. Thompson, V.M. Janik, P.S. Hammond, L.A.S. Scott-Hayward, J. Matthiopoulos, E.L. Jones & B.J. McConnell, 2016. Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *Journal of Applied Ecology*.

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

Soldaat, L. & M. Poot, 2020. Analyse bruinvisgegevens en evaluatie monitoring Noordzee – Kwaliteitsborging IHM 2019. CBS research paper, projectnummer 190220.

- Southall, B.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: 411-521.
- Southall, B.L., J.J. Finneran, C. Reichmuth, P.E. Nachtigall, D.R. Ketten, A.E. Bowles, W.T. Ellison, D.P. Nowacek and P.L. Tyack, 2019. Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. *Aquatic Mammals* 2019, 45(2), 125-232.
- Sparling, C.E. & M.A. Fedak, 2004. Metabolic rates of captive grey seals during voluntary diving. *J Exp Biol* 207: 1615-1624. DOI: 10.7489/12331-1.
- 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., 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.
- 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.

8 Ondertekening

Den Haag, januari 2022



Dr. ir. C.R. Lageweg
Research manager

TNO
Akoestiek & Sonar



F. Heins
Auteur

A Ecologische effectnorm zeehonden



Graaf Wichmanlaan 9 – 1405 GV Bussum
tel: (035) 698 9532 – mob: (06) 1464 4383
email: fheinis@hwe.nl

Memo

Aan: Jeroen Vis (LNV)

Van: Floor Heinis

CC: Martine Graafland (RWS ZD), Frans-Peter Lam (TNO)

Datum: 3 juni 2021

Betreft: Ecologische effectnorm zeehonden (ALI - *Acceptable Level of Impact*)

1 Achtergrond

In hoofdstuk 4 van deelrapport B van de eerste versie van het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC 1.0) is een mogelijke aanpak voor het bepalen van effecten van de realisatie van windenergie op zee op populaties van gewone en grijze zeehonden beschreven. Daarin is voorgesteld om de stappen uit de redeneerlijn voor bruinvissen direct te vertalen naar zeehonden, maar verder niet in het KEC uit te werken. Er kon namelijk worden beredeneerd dat de verwachte effecten van de aanleg van de in het KEC 1.0 beoordeelde Nederlandse windparken op de zeehondenpopulaties minder groot zouden zijn dan op de bruinvisspopulatie. Dit was vooral gebaseerd op het feit dat de gemiddelde dichtheid van bruinvissen op de onderzochte windenergiegebieden hoger is dan die van zeehonden. In de update 2018 van het KEC is deze lijn voortgezet (KEC 3.0). In de MERren en PBs die aan de kavelbesluiten voor de windenergiegebieden uit het Energieakkoord en de Routekaart Wind op Zee 2030 ten grondslag liggen, zijn mogelijke effecten op zeehonden echter wel berekend en op hoofdlijnen beoordeeld. In alle gevallen is op grond van waargenomen dichtheden van zeehonden in de windenergiegebieden en tijdelijkheid van de effecten geconcludeerd dat significante effecten op de populaties niet zouden optreden. Mogelijke effecten van verstoring door het constructiegeluid op de *vital rates* van gewone en grijze zeehonden en de eventuele doorvertaling naar effecten op de populatieomvang zijn in deze studies echter niet bepaald.

In de KEC 4.0 update wordt de redeneerlijn voor het berekenen van de effecten van de realisatie van windenergie op zee op de populaties van gewone en grijze zeehonden weer opgepakt. De voorgestelde aanpak uit KEC 1.0 zal, mede op basis van de ervaringen in de MER/PB-studies worden geactualiseerd. Voor het kwantificeren van effecten op de populatie zal 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, nog op te stellen ecologische effectnorm voor zeehonden.

Het is de bedoeling dat het bevoegd gezag als onderdeel van het KEC 4.0 een norm stelt aan de acceptabele impact van de aanleg van de windparken op de beide zeehondensoorten. Hierna wordt daarvoor op grond van een aantal overwegingen een voorstel gedaan.

2 Advies voor een acceptabele effectnorm voor zeehonden

Op 27 mei j.l. is een overleg met de Werkgroep Zeezoogdieren en Onderwatergeluid geweest, waarin ook de acceptabele effectnorm voor zeehonden aan de orde kwam. In dit overleg is voorgesteld om van dezelfde norm uit te gaan als voor bruinvissen op grond van de overwegingen in onderstaande tabel, mede omdat er geen zwaarwegende redenen lijken te zijn om een andere, strengere of soepelere norm te hanteren. In het werkgroepoverleg zijn geen argumenten naar voren gebracht om van een andere norm uit te gaan.

Soort	Landelijke SvI	Populatietrend	
		Nederland	Internationaal
Bruinvis	Gunstig	Stabiel	Stabiel
Gewone zeehond	Gunstig	Stabiel/groeiend	Stabiel?
Grijze zeehond	Gunstig	Groeiend	Groeiend

Het betekent dat voor bruinvissen, gewone en grijze zeehonden de volgende norm voor een acceptabel ecologisch effect zou gaan gelden:

“Door de aanleg van windparken op zee moeten populatie 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 $\geq 5\%$ moet $\leq 5\%$ zijn).”

B Modellerings onderwatergeluid

Per locatie is de onderwatergeluidverspreiding voor het heien van een representatieve fundatiepaal (turbine en platform) berekend. De geluidverspreiding hangt af van:

- type heihamer, massa van de hamer en hamerklapenergie,
- massa van het aambeeld en contactstijfheid,
- diameter, wanddikte en materiaal van de heipaal,
- lengte van de heipaal in het water en in het sediment,
- mitigatiemaatregel (bellenscherm, heimantels, e.d.),
- waterdiepte (bathymetrie) rond de paal,
- sedimenteigenschappen rond de paal (dichtheid, geluidssnelheid en absorptie),
- windsnelheid / golfhoogte.

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 (aantal door te rekenen variaties). De onzekerheid in de berekende geluidverspreiding zou in theorie af moeten nemen wanneer meer gedetailleerde informatie beschikbaar is. De beperkte modelvalidatie (PAWP, Luchterduinen, Gemini) laat zien dat we nog niet goed in staat zijn om die onzekerheid te kwantificeren, omdat we de bijdragen van de diverse parameters (zie de lijst hierboven) aan de onzekerheid niet goed kunnen scheiden.

- Voor de heigeluidberekeningen in deze studie is gebruik gemaakt van het, in het kader van Wozep verder ontwikkelde, Aquarius 4 model, zie (de Jong et al., 2018).
- De Aquarius 4 modelberekeningen leiden tot een geluidverspreiding in termen van het tertsbandspectrum van de SELss in de omgeving van de paal als functie van afstand en diepte.
- Als maat voor het kwantificeren van mogelijke verstoring van bruinvissen gebruiken we, in overeenstemming met KEC 1.0 - KEC 3.0, de ongewogen breedband waarde van de berekende SELss.
- Daarbij kiezen we de maximale waarde van de SELss over de waterdiepte. In Aquarius 4 wordt de SELss als functie van de diepte berekend in 10 equidistante stappen en vervolgens het maximum genomen.

Hamer

Hamertype en energie worden in een laat stadium van het ontwerp gekozen. Voor deze studie wordt op aangeven van RWS aangenomen dat in alle gevallen de windturbines geplaatst worden op monopile funderingen, die worden geslagen met een geschatte maximum hamerenergie van 2000 kJ. Naar verwachting zal het vermogen per turbine over de jaren toenemen. Voor het heien van de monopiles voor turbines groter dan 12 MW wordt een maximum hamerenergie van 4000 kJ aangenomen. Ook voor het heien van de kleinere palen (2-3 m) voor de jacket fundaties van de platforms wordt een maximum hamerenergie van 2000 kJ verondersteld, op basis van informatie verstrekt door TenneT.

Het Aquarius 4 model maakt gebruik van een geïdealiseerd model van de hamer (Deeks & Randolph 1993). Daarvoor zijn gegevens nodig van de kinetische energie

van de hamer, de massa's van de hamer en het aambeeld en van de contactstijfheid tussen hamer en aambeeld. Een analyse van alle mogelijke hamer types valt buiten de scope van de studie bij gebrek aan voldoende gedetailleerde gegevens. De bij Gemini toegepaste (IHC S-2000) hamer is als startpunt gebruikt voor het bepalen van de uiteindelijke parameters:

- Turbines t/m 12 MW: paaldiameter $D = 5,5$ m, 2000 kJ hamerenergie
- Turbines 15 MW: paaldiameter $D = 7,5$ m, 4000 kJ hamerenergie
- Platformpalen: paaldiameter $D = 3$ m, 2000 kJ hamerenergie
- Wanddikte monopile (API formule): $t = 0.01D + 6.35 \times 10^{-3}$ m
- Aambeeld massa = ram massa = hamerenergie * (1 ton/20 kJ)
- Contactstijfheid 20 GN/m

Mitigatie

In diverse landen (DE, NL, BE) wordt in de komende jaren een geluidnorm gehanteerd voor de heiwerkzaamheden, meestal in termen van een maximaal toelaatbare ongewogen breedband SELss op een afstand van 750 m van de heipaal.

Het is aan de bouwers om te bepalen hoe aan deze norm voldaan wordt. Daarom zal bij de modellering niet uitgegaan worden van een specifiek oplossing, maar zal de berekende geluidverspreiding (SELss) voor ongemitigeerd heien met een constante waarde verminderd worden zodat het op 750 m van de paal juist aan de geluidnorm voldoet. Zie Bijlage E voor een overzicht van de gehanteerde geluidnormen per project.

- DE: geluidnorm SEL (750m) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$
- BE norm Lzp (750m) = 185 dB re 1 μPa^2 (volgens "Omschrijving van Goede Milieutoestand & vaststelling van Milieudoelen voor de Belgische mariene wateren", <http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=220232>). Deze is, op basis van Lippert et al. (2015) en data van Luchterduinen en Gemini, globaal te vertalen naar een in de huidige studie toegepaste norm SEL (750m) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$
- NL norm SEL (750m) per zoekgebied, zoals vastgelegd in kavelbesluiten en op dezelfde manier berekend (gebruik makend van de benaderingsformule uit het KEC-rapport voor het verband tussen bruinvisverstoringdagen en populatieafname) voor de parken van na het SER akkoord.

Omdat het de bouwers vrij staat te kiezen welke maatregel ze treffen om aan de geluidnorm te voldoen is in de Aquarius-berekeningen de geluidnorm verwerkt vanuit de berekende geluidverdeling voor het niet gemitigeerde heien. Van die geluidverdeling (ongewogen breedband SELss) is per project een constante waarde afgetrokken die ervoor zorgt dat de SELss (maximale waarde over de waterdiepte) op 750 m van de paal in alle richtingen kleiner of gelijk is dan de geluidnorm. Een eventuele beïnvloeding van de vorm van het spectrum door de gekozen mitigatiemaatregel is zodoende niet meegenomen in de berekeningen.

Locaties

De door RWS aangeleverde scenario's geven een centrale locatie voor elk gepland windpark. Voor de buitenlandse parken zijn daarvoor de door Rijkswaterstaat aangeleverde locaties gebruikt. Voor de Nederlandse parken is als heilocation het zwaartepunt binnen de door Rijkswaterstaat als shape files aangeleverde

gebiedscontouren gekozen. Dit levert niet noodzakelijk overal een 'realistische worst case' voor het berekende verstoringsoppervlakte. Die worst case zal in het algemeen optreden bij de grootste diepte in het park en op de grootste afstand van de kust.

Sediment

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 de U8 meetgegevens, mits rekening gehouden wordt met een frequentieafhankelijke absorptie in het sediment. De volgende keuzen zijn gemaakt:

- 'Medium sand' parameterwaarden (Ainslie 2010, tabel 4.18): dichtheid $\rho = 2086 \text{ kg/m}^3$, geluidsnelheid $c = 1797 \text{ m/s}$, en absorptie $\alpha = 0,88 \text{ dB}/\lambda$, bij een geluidsnelheid in het water van 1500 m/s .
- De absorptie neemt af ($\sim f^{1.8}$) beneden 250 Hz .
- Deze waarden zijn gebruikt voor alle locaties.

Wind

Vanwege onzekerheid over de betrouwbaarheid van de modellering van het extra propagatieverlies ten gevolge van verstoring van het wateroppervlak door wind en golven is besloten om voorzichtigheidshalve dit effect weg te laten in de Aquarius 4 berekeningen, dus windsnelheid 0 m/s .

Referenties

- Ainslie, M.A., 2010. Principles of Sonar performance modeling. Springer Verlag, pp 707.
- 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.
- Deeks, A.J. and Randolph, M.F., 1993, Analytical modelling of hammer impact for pile driving, International Journal for Numerical and Analytical Methods in Geomechanics 17: 279-302.
- Lippert, T. M. Galindo-Romero, A.N. Gavrilo & O. von Estorff 2015. Empirical estimation of peak pressure level from sound exposure level. Part II: Offshore impact pile driving noise. J. Acoust. Soc. Am. 138, EL287 – 292. doi: 10.1121/1.4929742.

C Afleiding Dosis-respons 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 KEC4 besloten om gebruik te maken van dosis-respons relaties in plaats van de in KEC1.0-3.0 toegepaste drempelwaarden voor verstoring.

Een dosis-effect relatie beschrijft de kans dat een dier verstoord wordt (respons) als functie van de geluidsdosis waaraan het dier wordt blootgesteld. Zo'n dosis-effect relatie wordt o.a. toegepast door de U.S. Navy en de Koninklijke Marine bij het beoordelen van de mogelijke gevolgen van het gebruik van sonar (Miller et al., 2014). Gewoonlijk wordt deze relatie uitgedrukt door middel van een logistische functie ('S-Curve').

$$P_{\text{resp}}(\text{SEL}_{\text{SS}}) = \frac{1}{1 + \exp(-a + b \times \text{SEL}_{\text{SS}})} \quad (\text{C-1})$$

Hierin is P_{resp} de kans op verstoring en SEL_{SS} (ongewogen breedband) de blootstellingsdosis. a en b zijn modelparameters waarmee de functie aan beschikbare gegevens wordt gefit.

Bruinvissen

Er zijn weinig meetgegevens waaruit een dosis-effect relatie voor verstoring van bruinvissen door heigeluid afgeleid kan worden. In KEC 3.0 is gekozen voor een discrete drempelwaarde voor verstoring ($\text{SEL}_{\text{SS}} = 140 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$) op basis van gegevens uit een playback studie van SEAMARCO (Kastelein et al., 2013) en een Duitse veldstudie (Diederichs et al., 2014). Dat was in ook overeenstemming met het Duitse *Schallschutzkonzept* (BMU 2013). In een uitgebreide studie naar de effecten op bruinvissen van het heien voor de eerste zeven windparken in Duitse wateren (Brandt et al., 2018) is geconcludeerd dat "*Declines were found at sound exposure levels exceeding 143 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (the sound exposure level exceeded during 5% of the piling time, SEL_{05}) and up to 17 km from piling*". In de berekeningen voor het KEC 3.0 (Heinis et al., 2019) zijn de verstoringsoppervlakken zowel op basis van een drempelwaarde van $\text{SEL}_{\text{SS}} = 140 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ (ongewogen en breedbandig) als voor een waarde van 143 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (ongewogen en breedbandig) bepaald.

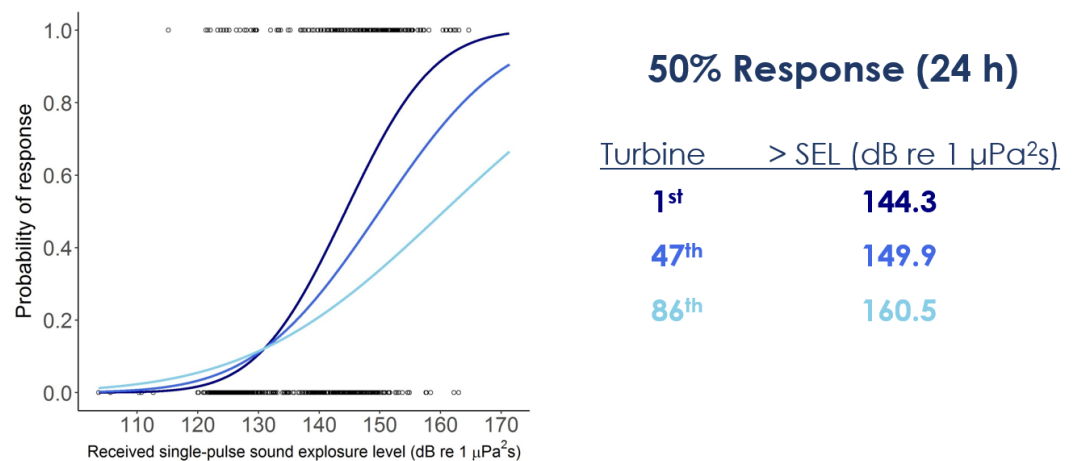
Graham et al., (2019) hebben een dosis-respons relatie voor verstoring van bruinvissen door heigeluid afgeleid uit metingen tijdens de constructie van het Beatrice windpark in het VK. In de publicatie (Graham et al., 2019) is die uitgedrukt als functie van een 'audiogram-gewogen' SEL_{SS} , maar bij het INPAS Symposium in Amsterdam (juni 2018) is ook een dosis-effect relatie op basis van ongewogen SEL_{SS} getoond, zie Figuur C.1.

In het KEC 4.0 is besloten om, als worst case, uit te gaan van de door Graham et al. (2019) afgeleide dosis-effect relatie voor de reactie van bruinvissen op de als

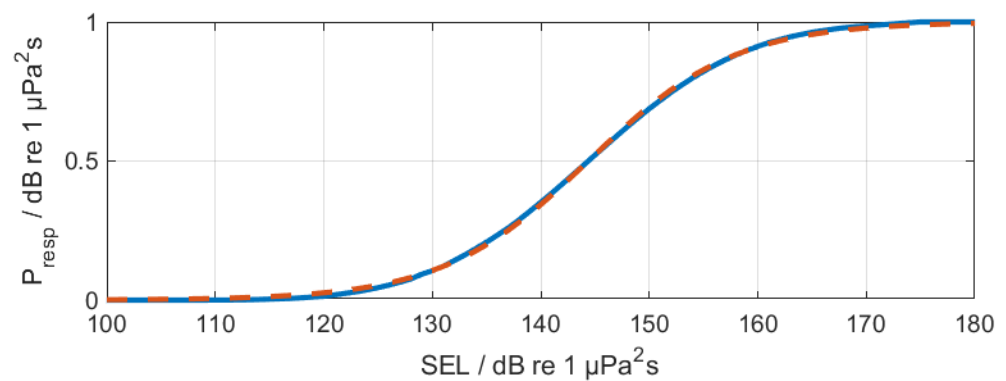
eerste geheide turbinefundatie. Mogelijke gewenning, leidend tot een verminderde kans op verstoring bij opeenvolgende heidagen wordt uit voorzorg verwaarloosd.

De experimentele curve van Graham et al. (2019) kan goed benaderd worden door een logistische functie (volgens B3-1) met parameters $a = -21,3947$ en $B = 0,1482$, zie Figuur C.2. Deze curve komt in grote lijnen overeen met de waarnemingen van Brandt et al. (2018).

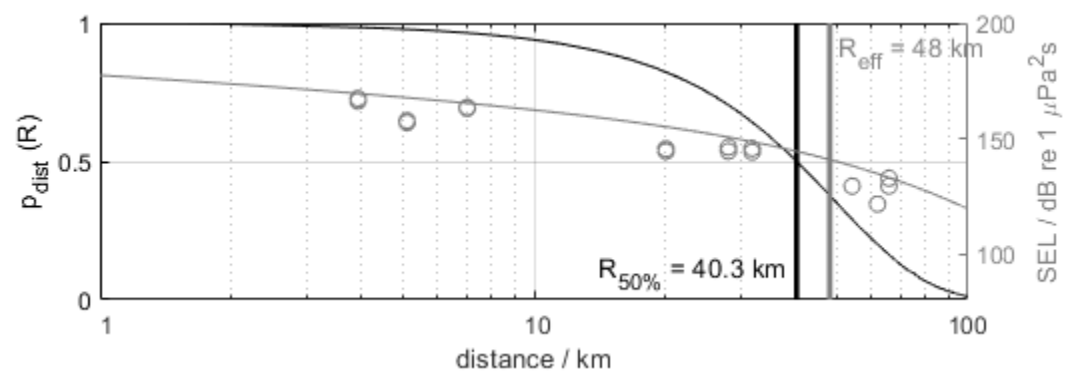
In Figuur C.3 is deze dosis-respons relatie toegepast op het gemeten onderwatergeluid bij het heien voor de aanleg van de Gemini windparken. De dosis-respons relatie voorspelt 50% kans op verstoring op een afstand van 40,3 km van de heipaal. De effectieve verstoringsafstand, gebaseerd op de integraal van het oppervlak onder de dosis-respons curve, is 48 km. Vergeleken met de waarnemingen van Geelhoed et al. (2018), waarin werd geconcludeerd dat bruinvissen de heilocaties tot op een afstand van 15 tot 25 km vermeden, is dit een conservatieve schatting. Daarbij moet worden opgemerkt dat bruinvissen gedurende de tijd van het heien van een enkele funderingspaal (enkele uren) niet meer dan 10 tot 20 km weg kunnen zwemmen.



Figuur C.1 Dosis-respons relatie voor verstoring van bruinvissen door heigeluid afgeleid uit metingen tijdens de constructie van het Beatrice windpark in het VK (Graham et al., 2019), zoals gepresenteerd op het INPAS Symposium (Amsterdam, juni 2018). De drie curven voor het heien van de 1^{ste}, 47^{ste} en 86^{ste} turbinefundatie geven aan dat de kans op een respons langzaam afnam gedurende de aanleg van het park.



Figuur C.2 Dosis- respons relatie voor verstoring van bruinvissen door heigeluid: kans op verstoring P_{dist} als functie van de ongewogen breedband SELss. De doorgetrokken lijn is afgelezen uit de paper van Graham et al., de streeplijn is berekend met de functionele beschrijving (vgl B3-1). $P_{\text{resp}}(\text{SEL}_{\text{SS}} = 144 \text{ dB}) = 50\%$



Figuur C.3 Kans op verstoring van bruinvissen door heigeluid als functie van de afstand tot de paal afgeleid uit de dosis-respons relatie en de gemeten ongewogen breedband SELss op verschillende afstanden van de heipaal bij de aanleg van het Gemini windpark (grijze trendlijn is gefit aan de door 'o' aangegeven meetpunten).

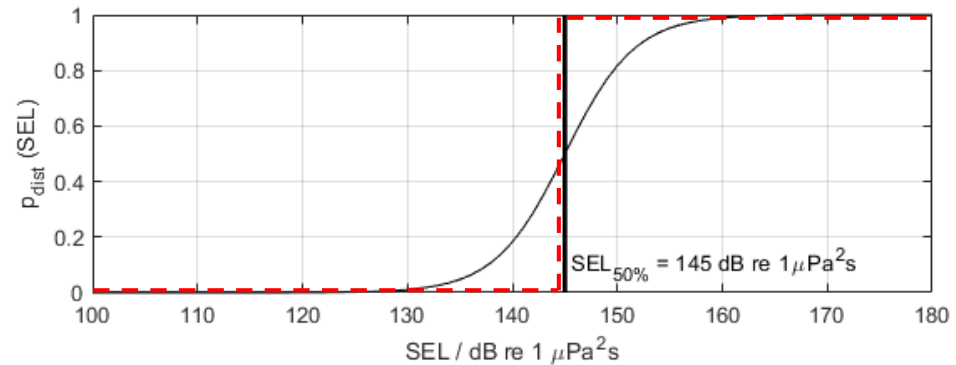
Zeehonden

Ook voor zeehonden zijn er weinig meetgegevens waaruit een dosis-effect relatie voor verstoring door heigeluid afgeleid kan worden. In het KEC 3.0 is gekozen voor een discrete drempelwaarde voor verstoring ($\text{SEL}_{\text{SS}} = 145 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$, M gewogen breedbandig volgens Southall et al., 2007) op basis van gegevens uit een playback studie (SEAMARCO 2011).

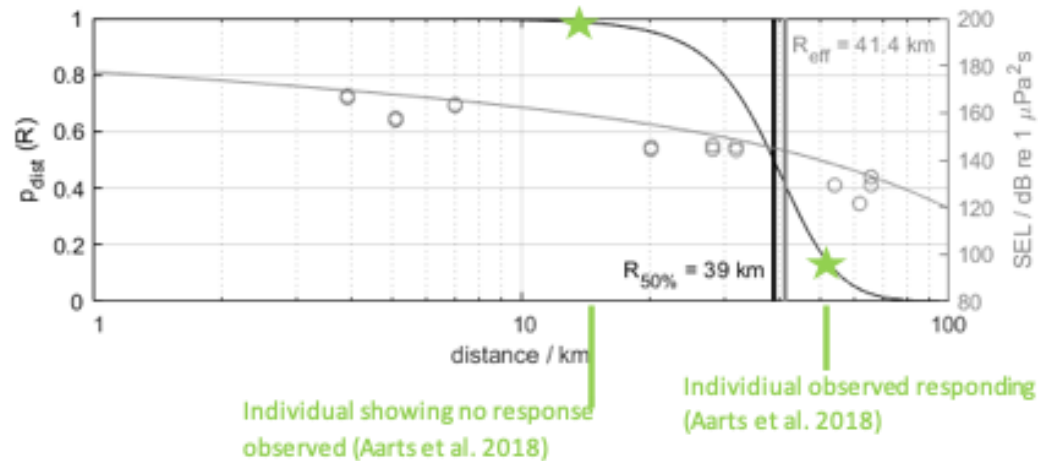
Voor KEC 4.0 is voor het schatten van een dosis-respons relatie voor gewone zeehonden uitgegaan van de waarnemingen van Russell et al. (2016) en Whyte et al. (2020). Zij zagen het aantal gewone zeehonden afnemen bij blootstelling aan $\text{SEL}_{\text{SS}} = 142 - 151 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$. Dit lijkt redelijk consistent met de waarnemingen van Aarts et al. (2018) voor grijze zeehonden. Zij zagen veranderingen in het duikgedrag van grijze zeehonden vanaf ongeveer 12 km tot maximaal 48 km van de heilocaties in de Gemini en Luchterduinen windparken. Dat komt ongeveer overeen met een kleine kans op verstoring vanaf blootstelling aan $\text{SEL}_{\text{SS}} = 144 - 150 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$. Vanwege de overeenkomst tussen de waarnemingen van de reacties van gewone en grijze zeehonden wordt voornamelijk van dezelfde dosis-respons relatie voor de twee soorten.

Figuur C.4 toont de aangenomen dosis-respons functie voor zeehonden. Deze is gecentreerd rond de eerder aangenomen drempelwaarde van 145 dB en met een bandbreedte vergelijkbaar met de waarnemingen, uitgedrukt door een logistische functie (volgens B3-1) met parameters $a = -43,5$ en $B = 0,3$.

In figuur C.5 is deze dosis-respons relatie toegepast op het gemeten onderwatergeluid bij het heien voor de aanleg van de Gemini windparken. De dosis-respons relatie voorspelt 50% kans op verstoring op een afstand van 26,1 km van de heipaal. De effectieve verstoringafstand, gebaseerd op de integraal van het oppervlak onder de dosis-respons curve, is 30,9 km.



Figuur C.4 Tbv KEC 4.0 afgeleide relatie tussen geluidsdosis en significante gedragsrespons voor gewone en grijze zeehonden. Rode stippellijn geeft discrete drempelwaarde aan waarvan in KEC 3.0 is uitgegaan ($SEL_{ss} = 145$ dB re $1 \mu Pa^2s$).



Figuur C.5 Kans op verstoring van zeehonden door heigeluid als functie van de afstand tot de paal afgeleid uit de dosis-respons relatie en de gemeten ongewogen breedband SEL_{ss} op verschillende afstanden van de heipaal bij de aanleg van het Gemini windpark (grijze trendlijn is gefit aan de door 'o' aangegeven meetpunten).

Berekening verstoringsoppervlak en aantal verstoorde dieren

Het effectieve dierverstoringsoppervlak A_{dist} is voor de drie soorten berekend door voor elk punt in de geluidkaart de kans op verstoring $P_{dist,n}(SEL_{ss})$ uit te rekenen, die te vermenigvuldigen met het oppervlak dA_n van de grid-cel rond het punt en dit vervolgens te sommeren over alle punten van de geluidkaart:

$$A_{dist} = \sum_n P_{dist,n}(SEL_{ss}) \times dA_n \quad (C-2)$$

Het aantal verstoorde dieren N_{dist} per heidag per locatie is voor de drie soorten berekend door voor elk punt in de geluidkaart $P_n(\text{SEL}_{\text{SS}})$ uit te rekenen, die te vermenigvuldigen met het oppervlak dA_n van de grid-cel rond het punt en met de lokale schatting van de dichtheid D_n 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:

$$N_{\text{dist}} = \sum_n P_{\text{dist},n}(\text{SEL}_{\text{SS}}) \times D_n \times dA_n \quad (\text{C-3})$$

Referenties

- Aarts, G., S. Brasseur & R. Kirkwood, 2018. Behavioural response of grey seals to pile-driving. Wageningen University & Research report C006/18.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit), 2013. Konzept für den Schutz der Schweinswale vor Schallbelastungen bei der Errichtung von Offshore-Windparks in der deutschen Nordsee (Schallschutzkonzept).
- 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.
- Diederichs, A., H. Pehlke, G. Nehls, M. Bellmann, P. Gerke, J. Oldeland, C. Grunau, S. Witte & A. Rose, 2014. Entwicklung und Erprobung des Großen Blasenschleiers zur Minderung der Hydroschallemissionen bei Offshore-Rammarbeiten, BMU Förderkennzeichen 0325309A/B/C, BioConsult SH, Husum.
- 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.
- 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.
- 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.
- Miller, P.J.O., R.N. Antunes, P.J. Wensveen, F.I.P. Samarra, A.C. Alves, P.L. Tyack, P.H. Kvadsheim, L. Kleivane, F.-P.A. Lam, M.A. Ainslie & L. Thomas, 2014. Dose-response relationships for the onset of avoidance of sonar by free-ranging killer whale. *J. Acoust. Soc. Am.* 135 (2): 975-993.
- 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*.
- SEAMARCO, 2011. Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds, rapport SEAMARCO Ref: 2011/01, zie <http://www.informatiehuismarien.nl/projecten/shortlist-ecologische-monitoring/tts-onderzoek-bij-zeezoogdieren/>

- 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: 411-521.
- 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.
- 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.

D Effecten van dierbeweging op modeluitkomst Interim PCoD

Berekening van aantal verstoorde dieren en dierverstoringsdagen

De KEC-aanpak bestaat uit twee stappen die door dierbewegingen kunnen worden beïnvloed:

- 1 verwaarlozing influx dieren tijdens het heien;
- 2 accumulatie van verstoring.

Hier bediscussiëren we hoe deze twee aannames de uitkomsten van het iPCoD model beïnvloeden.

Ad 1. Verwaarlozing influx dieren tijdens het heien

De aanpak schat het aantal verstoorde dieren per dag als gevolg van elke operatie (bijvoorbeeld de bouw van een windpark). Dit wordt gedaan door de gemiddelde dierdichtheid op een locatie te vermenigvuldigen met de kans op verstoring. Deze kans wordt voorspeld m.b.v. een dosis-effect relatie die de gemodelleerde single-strike SELss relateert aan een kans op verstoring (zie Bijlage C). De onderliggende aanname is dat er geen beweging van dieren in het door geluid verstoorde gebied is over de tijdsduur van de constructieperiode, en het aantal verstoorde dieren dus kan worden geschat door de dichtheid met het verstoorde gebied te vermenigvuldigen. Deze aanname verwaarloost de potentiële influx van nieuwe dieren tijdens de heiwerkzaamheden op die dag.

Een Matlab-simulatie geeft een idee van de grootte van de onderschatting. Daartoe zijn drie scenario's onderscheiden:

- 1 Statische dieren: alleen de dieren die bij aanvang van het heien in het verstoringsgebied aanwezig zijn worden verstoord. Dit is tot nu toe steeds impliciet aangenomen; tijdens de heiwerkzaamheden komen er geen 'nieuwe' dieren het gebied in en is er ook geen sprake van verstoring van dieren die het gebied in zouden willen, maar dat niet doen vanwege het geluid.
- 2 Vrijzwemmende dieren: alle willekeurig rondzwemmende dieren die gedurende het heien in de omgeving van het verstoringsgebied aanwezig zijn en het tijdelijk door geluid beïnvloede gebied in kunnen zwemmen, worden verstoord. De dieren zwemmen in dit scenario met een constante snelheid en met een willekeurige richtingsverandering bij elke tijdstap. Verstoring beïnvloedt het zwemmen niet.
- 3 Migrerende dieren: alle dieren die gedurende het heien door het verstoringsgebied heen zwemmen worden verstoord. De dieren zwemmen in dit scenario met een constante snelheid en allemaal in dezelfde richting. Verstoring beïnvloedt het zwemmen niet.

Een voorbeeld:

- Dichtheid: 1 dier per vierkante km
- Zwemsnelheid: 2 m/s
- Effectieve verstoringsafstand (zie bijlage C voor uitleg): 26 km
- Duur van de werkzaamheden: 3 uur
- Tijdstap: 6 minuten

Daarbij is het aantal mogelijk verstoorde dieren in de drie scenario's respectievelijk (voor één run van het scenario): 1) 2156, 2) 2519, 3) 3293.

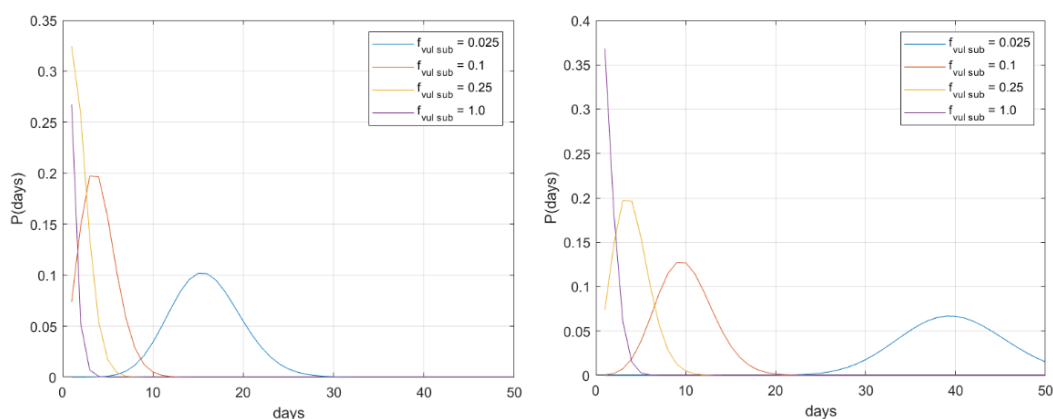
Bij een effectieve verstoringssafstand van 10 km (meer realistisch voor de zeehonden) is dat: 1) 292, 2) 418, 3) 698.

De resultaten van deze indicatieve berekeningen wijzen erop dat we wat dit betreft niet conservatief zijn in de huidige schatting van het aantal verstoorde dieren per dag op basis van scenario 1, *i.e.* het scenario waarvan we in de studie zijn uitgegaan. De onderschatting is het grootst voor de kleinere verstoringssafstanden, en voor migrerende dieren (scenario 3). Voor de grootste verstoringssafstand zitten we er maximaal een factor 1,5 naast, voor de kleinere, voor zeehonden representatieve afstand een factor 2,5. Hierboven wordt verondersteld dat alle dieren die op enig moment in het verstoorde gebied aanwezig zijn geweest gedurende de heiperiode (tijdsduur 3 uur) verstoord worden. Waarnemingen laten zien dat een respons van zeehonden op heien kan leiden tot een reductie in foerageerefficiëntie en/of tijdelijk wegzwemreactie van de heilocatie. Beschikbare data laten zien dat deze responses bij zeehonden vooral tijdens het heien optreden en dieren snel naar normaal gedrag terugkeren zodra het heien opgehouden is. Het is dus aannemelijk dat dieren die later het gebied inzwemmen korter verstoord zullen worden. Het totaal aantal dieren kan dus groter zijn door zwembeweging (tot een factor ca. 2,5), alleen is de vraag of het iPCoD expert-judgment representatief is voor zulke kortere verstoringstijden.

Ad 2. Accumulatie van verstoring

Het iPCoD model berekent welke gemodelleerde dieren op elke dag verstoord worden. Het totaal aantal verstoringsdagen per jaar bepaalt de reductie in 'vital rates'. De relatie tussen geaccumuleerde verstoringsdagen en de kans op reproductie en overleven zijn gebaseerd op 'expert-judgment'. In het iPCoD model worden gemodelleerde dieren elke dag willekeurig uit een grotere populatie getrokken, de zgn 'vulnerable subpopulation'. Deze kan zo gekozen worden dat alleen bepaalde dieren een bepaald gebied gebruiken, en deze subpopulatie een grotere kans loopt vaker in het verstoorde gebied te komen. Momenteel is ervoor gekozen de gehele populatie te hanteren. Dit betekent dat de kans dat een individu meermaals verstoord raakt kleiner is, maar dat meer individuen voor kortere perioden verstoord kunnen raken.

Door de locatie van hun ligplaatsen in combinatie met hun actieradius zullen zeehonden een beperkter gebied gebruiken, waardoor dieren mogelijk vaker worden blootgesteld dan nu is aangenomen. In het volgende rekenvoorbeeld kijken we naar de gevoeligheid van het aantal verstoringsdagen per gemodelleerd dier, afhankelijk van de grootte van de aangenomen subpopulatie (Figuur D.1).



Figuur D.1 Rekenvoorbeeld met een enkel windpark, waarbij typisch 20 dieren per dag verstoord t.o.v. een subpopulatie. De kans dat een dier meerdere malen verstoord is hier berekend met een binomiaal verdeling waarbij de kans van verstoring op elke dag $p_{\text{dist}} = N_{\text{dist}}/N_{\text{subpop}} = 20 / (f_{\text{vul sub}} * N_{\text{NCP}})$. Met $N_{\text{NCP}} = 18.363$ het totaal aantal gewone zeehonden op het NCP. De tweede berekening (rechts) als het totaal aantal verstoorde dieren per dag een factor 2.5 groter is (zie berekening boven).

Bij het uitsluitend verstoren van een vulnerable subpopulation van 2,5% van de totale populatie zou in dat deel van de populatie sprake zijn van een significant aantal verstoringsdagen t.o.v. expert judgment (zie de uit Booth et al., 2019, overgenomen figuren hieronder). Het betreft dan een effect op een klein deel (2,5%) van de populatie. De overige 97,5% van de NCP-populatie ondervindt geen negatieve invloed.

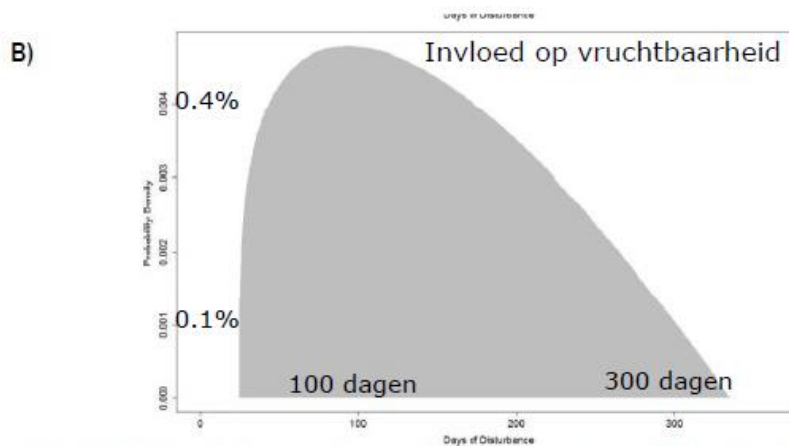


Figure 10 - Probability distributions showing the consensus of the EE for the effect of disturbance on harbour seal fertility- A) the number of days of disturbance a pregnant female could 'tolerate' before disturbance has any effect on fertility and B) the number of days required to reduce the fertility of the same individual to zero.

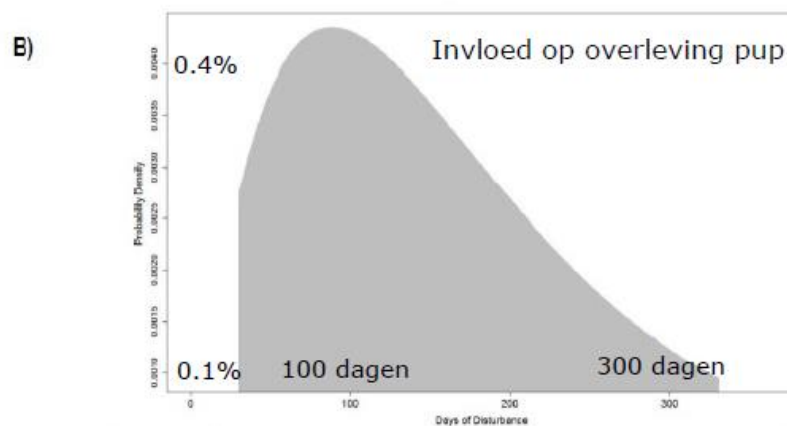


Figure 12 - Probability distributions showing the consensus of the EE for the effect of disturbance on harbour and grey seal 'weaned of the year' survival - A) the number of days of disturbance such a seal could 'tolerate' before it has any effect on survival and B) the number of days required to reduce the survival of the same individual to zero.

Gevolgen mogelijke onderschatting op resultaten berekeningen

De interim PCoD berekeningen voor de scenario's voor heien voor de windparken op de Noordzee tussen 2016 en 2030 voorspelden geen enkel effect op de populaties van gewone en grijze zeehonden. Om een indruk te krijgen welke verstoring wel tot een populatie-effect zou leiden, is een testscenario voor de zeehonden gedefinieerd waarbij 1000 zeehonden per dag verstoord worden. Daarbij zijn scenario's voor 100 heidagen en voor 200 heidagen (in één jaar) gedraaid. Dit gaat dan dus om respectievelijk 100.000 en 200.000 dierverstoringsdagen (per jaar). In beide gevallen leidt de interim PCoD berekening voor dit generieke scenario niet tot effecten op de zeehond populatie. Populatiereductie 0.

Vergelijk: maximaal aantal heidagen per jaar is in ons scenario 540 voor het NCP (mediaan 85) en het maximale aantal dierverstoringsdagen per jaar is ~33000 (mediaan ~2000).

E Scenario

Scenario Zeehonden	Naam	Land	Verwachte start aanleg	Geluidnorm: ongewogen SEL _{ss} op 750 m (dB re 1 µPa ² s)	Max capaciteit in MW	MW Turbine	Aantal turbine monopalen	Aantal platform palen
+	Nobelwind	BE	2016	160	165	3	50	0
+	Rentel	BE	2017	160	309	7	42	0
+	Norther	BE	2018	160	370	8	44	0
+	Seamade (SeaStar)	BE	2019	160	252	8	30	0
+	Seamade (Mermaid)	BE	2019	160	235	8	28	0
+	Northwester 2	BE	2019	160	219	10	23	0
+	Princess Elisabeth – Noordhinder Noord – 2023 Tender	BE	2025	160	700	12	59	0
-	Princess Elisabeth – Fairybank/ Noordhinder Zuid – 2025 Tender	BE	2027	160	1400	15	94	0
-	Nordergründe	DE	2016	160	111	6	18	0
+	Veja Mate	DE	2016	160	402	6	67	0
+	Merkur	DE	2017	160	396	6	66	0
+	Borkum Riffgrund 2	DE	2018	160	450	8	56	0
+	Deutsche Bucht	DE	2018	160	252	8	31	0
+	Hohe See	DE	2018	160	497	7	71	0
+	Trianel Windpark Borkum II	DE	2018	160	203	6	32	0
+	Albatros	DE	2019	160	112	7	16	0
+	Kaskasi	DE	2021	160	342	9	38	0
+	Borkum Riffgrund 3	DE	2023	160	900	11	81	0
+	Gode Wind 3	DE	2023	160	242	11	22	0
+	EnBW He Dreht	DE	2024	160	900	10	70	0
+	N-3.7	DE	2025	160	225	15	15	0
+	N-3.8	DE	2025	160	433	15	29	0
+	N-7.2	DE	2026	160	930	15	62	0
+	N-8.4	DE	2026	160	425	15	28	0
+	N-3.5	DE	2027	160	420	15	28	0
+	N-3.6	DE	2027	160	480	15	32	0
+	N-6.6	DE	2028	160	630	15	42	0
+	N-6.7	DE	2028	160	270	15	18	0
+	N-9.1	DE	2028	160	1000	15	67	0
+	N-9.2	DE	2028	160	1000	15	67	0
+	N-10.1	DE	2029	160	1000	15	57	0
+	N-10.2	DE	2029	160	700	15	47	0
+	N-9.3	DE	2029	160	1000	15	67	0
+	N-9.4	DE	2029	160	1000	15	67	0
+	N-13-3	DE	2030	160	1000	20	50	0
+	Horns Rev 3	DK	2017	160	407	8	49	0
-	Vesterhav Nord/Syd	DK	2022	160	344	8	41	0
-	Thor - 2020 Tender	DK	2025	160	1000	16	75	0

Scenario Zeehonden	Naam	Land	Verwachte start aanleg	Geluidnorm: ongewogen SEL _{ss} op 750 m (dB re 1 µPa ² s)	Max capaciteit in MW	MW Turbine	Aantal turbine monopalen	Aantal platform palen
-	L'éolien en mer région Dunkerque (troisième appel d'offres)	FR	2026	-	598	16	46	0
-	Dudgeon	UK	2016	-	402	6	67	0
-	Galloper	UK	2016	-	353	6	56	0
-	Race Bank	UK	2016	-	573	6	91	0
-	Beatrice	UK	2017	-	588	7	84	0
-	Blyth Offshore Demonstrator Phase 1	UK	2017	-	42	8	5	0
-	Aberdeen Offshore Wind Farm (EOWDC)	UK	2018	-	93	9	11	0
-	East Anglia ONE	UK	2018	-	714	7	102	0
-	Hornsea Project One	UK	2018	-	1218	7	174	0
-	Moray East	UK	2019	-	950	10	100	0
-	Hornsea Project Two	UK	2020	-	1386	8	165	0
-	Neart na Gaoithe	UK	2020	-	448	8	54	0
-	Triton Knoll	UK	2020	-	857	10	90	0
-	Seagreen	UK	2021	-	1140	10	114	0
-	Dogger Bank A	UK	2022	-	1200	13	95	0
-	Dogger Bank B	UK	2023	-	1200	13	95	0
+	East Anglia Hub – THREE	UK	2023	-	1400	14	100	0
+	Dogger Bank C	UK	2024	-	1200	14	95	0
-	East Anglia Hub – ONE North	UK	2024	-	800	14	58	0
-	Moray West	UK	2024	-	950	15	85	0
-	Seagreen 1A	UK	2024	-	360	10	36	0
-	Sofia	UK	2024	-	1400	14	100	0
-	East Anglia Hub – TWO	UK	2025	-	900	14	65	0
+	Norfolk Vanguard	UK	2025	-	1800	20	158	0
+	Hornsea Project Three	UK	2026	-	2400	11	231	0
-	Inch Cape	UK	2026	-	1000	15	72	0
+	Norfolk Boreas	UK	2027	-	1800	20	158	0
-	Berwick Bank	UK	2028	-	2300	20	115	0
-	Dudgeon Extension	UK	2028	-	402	20	115	0
-	Sheringham Shoal Extension	UK	2028	-	317	20	16	0
-	North Falls	UK	2029	-	504	15	34	0
-	Race Bank Extension	UK	2029	-	573	15	38	0
-	Five Estuaries	UK	2030	-	353	20	18	0
+	Borssele 3	NL	2019	164/170/ 172	366	10	39	6
+	Borssele 4 – Blauwwind	NL	2019	164/170/ 172	366	10	39	0
+	Borssele 1	NL	2020	163/169/ 171	376	8	47	6
+	Borssele 2	NL	2020	163/169/ 171	376	8	47	0
+	Borssele Site V –Two towers	NL	2020	164/170/ 172	19	10	2	0

Scenario Zeehonden	Naam	Land	Verwachte start aanleg	Geluidnorm: ongewogen SEL _{ss} op 750 m (dB re 1 µPa ² s)	Max capaciteit in MW	MW Turbine	Aantal turbine monopalen	Aantal platform palen
+	Hollandse Kust Zuid Holland I	NL	2021	167/173/ 175	385	11	35	6
+	Hollandse Kust Zuid Holland II	NL	2021	167/173/ 175	385	11	35	0
+	Hollandse Kust Noord (Tender 2019)	NL	2022	166/170/ 174	700	11	69	6
+	Hollandse Kust Zuid Holland III	NL	2022	167/173/ 175	385	11	35	6
+	Hollandse Kust Zuid Holland IV	NL	2022	167/173/ 175	385	11	35	0
+	Hollandse Kust West (Tender 2020/2021)	NL	2024	168	1400	12	117	12
+	Ten noorden van de Waddeneilanden - (Tender 2022)	NL	2026	168	700	15	47	6
+	IJmuiden Ver	NL	2027	168	4000	15	267	12
+	Hollandse Kust West zuidelijke punt	NL	2028	168	700	15	47	6
+	IJmuiden Ver Noord	NL	2028	168	2000	15	134	6
+	Zoekgebied 5 Oost origineel	NL	2029	168	4000	15	267	12
+	Zoekgebied 1 Zuid	NL	2030	168	2000	20	100	6
+	Zoekgebied 1 Noord	NL	2030	168	4000	20	200	12
+	Zoekgebied 2 Noord	NL	2030	168	4000	20	200	12

Voor de NL-windparken (2019-2022) gelden seizoens-afhankelijke geluidnormen voor respectievelijk januari-mei, juni-augustus en september-december.

Aantal dagen waarop voor de aanleg van windturbinefunderingen in de periode 2016-2030 wordt geheid in België (BE), Duitsland (DE), Denemarken (DK), Frankrijk (FR), Nederland (NL) en het Verenigd Koninkrijk (VK) op basis van de in § 3.2 vermelde uitgangspunten.

	BE	DE	DK	FR	NL	VK	totaal	% totaal
2016	50	85	0	0	0	214	349	5%
2017	42	66	49	0	0	89	246	4%
2018	44	190	0	0	0	287	521	8%
2019	81	16	0	0	78	100	275	4%
2020	0	0	0	0	96	309	405	6%
2021	0	38	0	0	70	114	222	3%
2022	0	0	41	0	139	95	275	4%
2023	0	103	0	0	0	195	298	5%
2024	0	70	0	0	117	374	561	9%
2025	59	44	75	0	0	223	401	6%
2026	0	90	0	46	47	303	486	8%
2027	94	60	0	0	267	158	579	9%
2028	0	194	0	0	181	246	621	10%
2029	0	238	0	0	267	72	577	9%
2030	0	50	0	0	500	18	568	9%
totaal	370	1244	165	46	1762	2797	6384	
% totaal	6%	19%	3%	1%	28%	44%		

F Statistiek van het Interim PCoD model

Interim PCoD (versie 5.2)

In de KEC-analyse van de effecten van het onderwatergeluid van het heien voor offshore windparken op zeezoogdierpopulaties is gebruik gemaakt van de meeste recente versie 5.2 van het Interim *Population Consequences of Disturbance* (PCoD) model (zie <http://www.smruconsulting.com/>). Het Interim PCoD model berekent de ontwikkeling van de zeezoogdierpopulatie met behulp van een 'Leslie Matrix' model. Het effect van verstoring door heigeluid op de populatieparameters ('calf and juvenile survival' en 'fertility') wordt daarin in rekening gebracht op basis van de uitkomst van een 'expert elicitation'.

Scenario

Voor deze studie zijn scenario's beschouwd voor verstoring van de bruinvispopulatie in de Noordzee door het geluid van de aanleg van windparken door de landen rond de Noordzee in de jaren 2016 t/m 2030. Voor één referentiescenario (inclusief de versnellingsvariant III voor de Nederlandse windparken, met een onderwatergeluidnorm $SEL_{SS}(750m) = 168 \text{ dB re } 1 \mu Pa^2s$ vanaf 2023) is in meer detail naar de convergentie gekeken. Het effect van de verstoring wordt bepaald uit een vergelijking van berekeningen van de ontwikkeling van de bruinvispopulatie met en zonder verstoring.

Ontwikkeling van de bruinvispopulatie

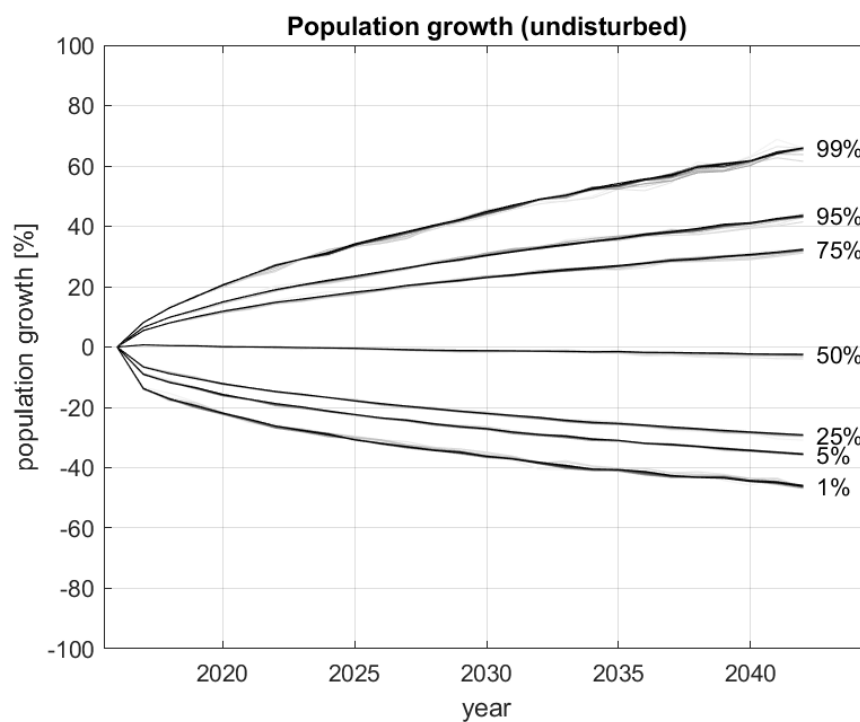
In de modelberekeningen is uitgegaan van een relatief lage 'adult survival' (0,85), om effecten zoals bijvangst in rekening te brengen, en een relatief hoge 'fecundity' (0,96). De (gemiddelde) omvang van de bruinvispopulatie op de Noordzee is op basis van de recente dichtheidskaart van Gilles et al. (2020) geschat op 373.310 individuen. Daarvan bevinden zich 62.771 individuen (17%) op het NCP, zie Tabel F.1.

Tabel F.1 Bruinvisdichtheden (individuen/km²) volgens Gilles et al. (2021).

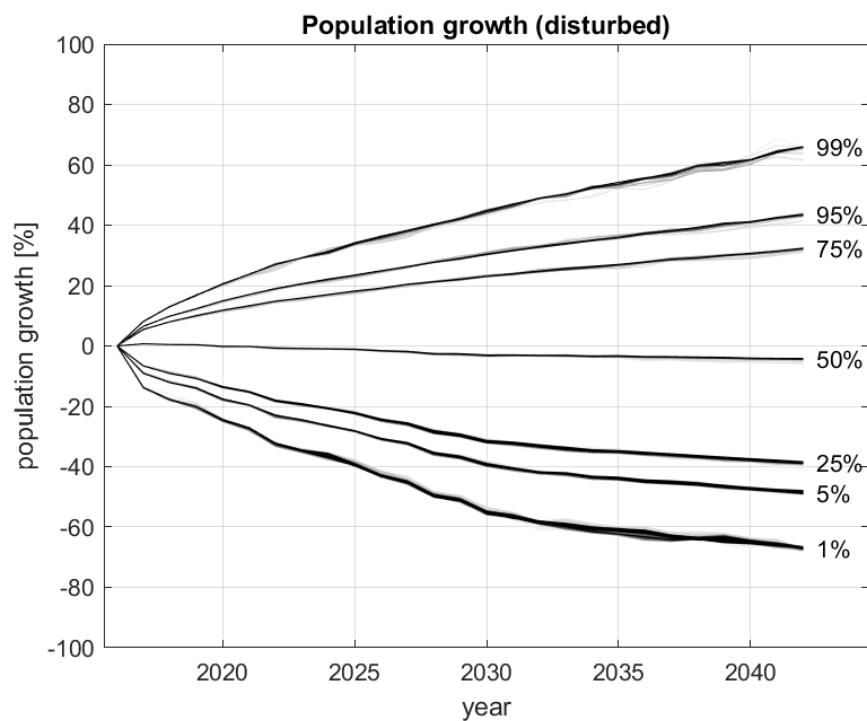
	-95% C.I.	gemiddeld	+95% C.I.
Noordzee populatie	272.390	373.310	508.860
NCP populatie	53.288	62.771	79.209
	20%	17%	16%

Figuur F.1 laat zien hoe de onverstoorde bruinvispopulatie op de Noordzee zich volgens het Interim PCoD model ontwikkelt over de jaren 2016 tot 2042. Door de statistische modellering neemt de onzekerheid van de berekende populatieomvang toe met de jaren. Er is in dit model een kans van maximaal 5% dat de populatie in 2042 met 36% is afgenomen en een kans van 50% dat de populatie met 2% is afgenomen. In 2031 (het eerste jaar na het scenario voor de aanleg) is die afname respectievelijk 28% (5% kans) en 1% (50% kans).

Figuur F.2 laat zien hoe de door het onderwatergeluid bij de aanleg van de windparken verstoorde bruinvispopulatie zich volgens het Interim PCoD model ontwikkelt over de jaren 2016 tot 2042. Er is een kans van maximaal 5% dat de populatie in 2042 met 49% is afgenomen en een kans van 50% dat de populatie met 4% is afgenomen. In 2031 (het eerste jaar na het scenario voor de aanleg) is die afname respectievelijk 41% (5% kans) en 3% (50% kans).



Figuur F.1 Percentielen van de ontwikkeling van de onverstoorde bruinvispopulatie op de Noordzee volgens het Interim PCoD model. Voor elk percentiel zijn curves geplot met een van wit naar zwart toenemende grijsintint voor het cumulatieve resultaat van 1.000 tot 20.000 modelberekeningen, in stappen van 1.000.



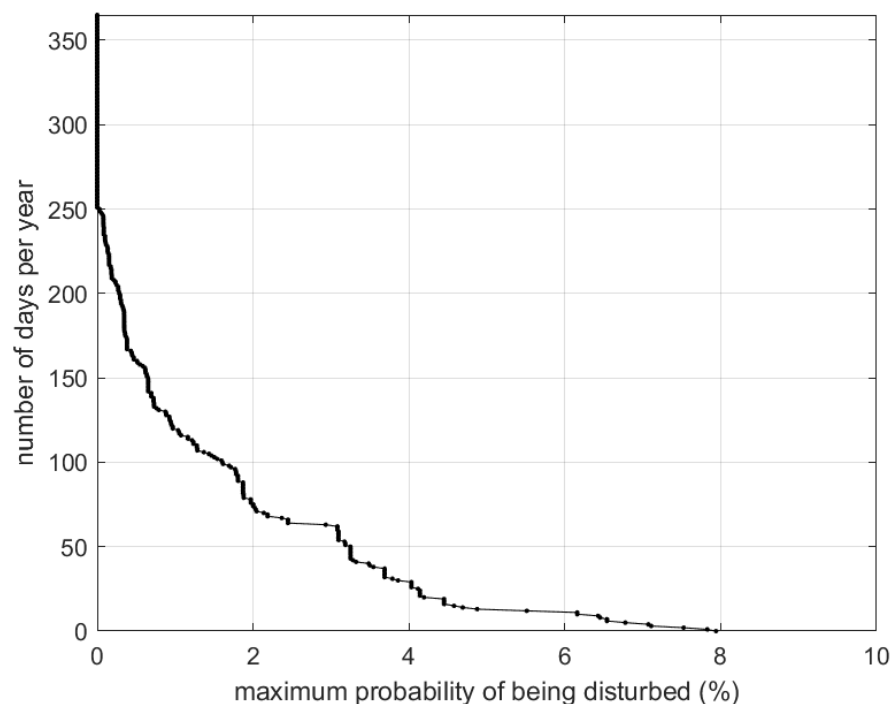
Figuur F.2 Percentielen van de ontwikkeling van de door heigeluid verstoorde bruinvispopulatie op de Noordzee volgens het Interim PCoD model voor het referentiescenario. Voor elk percentiel zijn curves geplot met een van wit naar zwart toenemende grijsintint voor het cumulatieve resultaat van 1.000 tot 20.000 modelberekeningen, in stappen van 1.000.

Kans op verstoring

De kans dat een bruinvis op de Noordzee op een dag wordt verstoord door het onderwatergeluid van het heien voor de aanleg van de windparken wordt in het interim PCoD model bepaald uit de verhouding van het aantal mogelijk verstoorde dieren rond de locaties waar op die dag geheid wordt en het deel van de populatie dat zich op enige moment in de tijd in dat gebied zou kunnen bevinden ('*vulnerable subpopulation*'). In de KEC-analyses is ervan uitgegaan dat deze *vulnerable subpopulation* voor bruinvissen en zeehonden overeenkomt met de totale populatie. In dat geval is de kans op verstoring van een bruinvis in het referentiescenario maximaal 8%. Figuur F.3 laat zien dat de kans op de meeste dagen van het jaar aanzienlijk kleiner is. De kans is bijvoorbeeld op 290 dagen per jaar kleiner dan 2%.

Kans op meerdaagse verstoring

In de interim PCoD expert elicitation (Booth et al., 2019), is geschat welk effect een meerdaagse verstoring heeft op de *vital rates* van de bruinvispopulatie. Omdat interim PCoD aanneemt dat de kans dat een dier verstoord wordt onafhankelijk is van de voorgeschiedenis, volgt de kans dat een dier op meerdere dagen per jaar verstoord wordt uit het product van de kansen op verstoring op de individuele dagen. Dat betekent dat de kans op een meerdaagse verstoring sterk afneemt met het aantal dagen. In het hypothetische worst-case geval dat de kans op verstoring op alle dagen gelijk aan 8% ($=8/100$) zou zijn, is de kans op een verstoring gedurende N dagen dan gelijk aan $(8/100)^N$.



Figuur F.3 Het aantal dagen per jaar waarop de maximale kans op verstoring van bruinvissen door heigeluid optreedt, in het referentiescenario.

Indien in het interim PCoD model zou worden gekozen voor een kleinere *vulnerable subpopulation*, aannemend dat het gebied waarin geheid wordt om een of andere reden belangrijk is voor een deel van de populatie, dan wordt de kans op een meerdaagse verstoring groter, voor die subpopulatie. Dat betekent dat er voor een

deel van de populatie een groter effect van het heien op zou treden. In de KEC1.0 studie (Heinis et al., 2015) is de gevoeligheid van de interim PCoD resultaten voor de grootte van de *vulnerable subpopulation* onderzocht. Daaruit is destijds geconcludeerd dat een keuze voor een kleinere *vulnerable subpopulation* resulteert in een kleiner effect op de totale populatie. Om het risico te vermijden dat effecten worden onderschat is daarom in de KEC 4.0 studie gerekend met de maximale *vulnerable subpopulation*.

Het interim PCoD houdt rekening met onzekerheid in de geschatte kans op versterking door deze te vermenigvuldigen met een lognormale

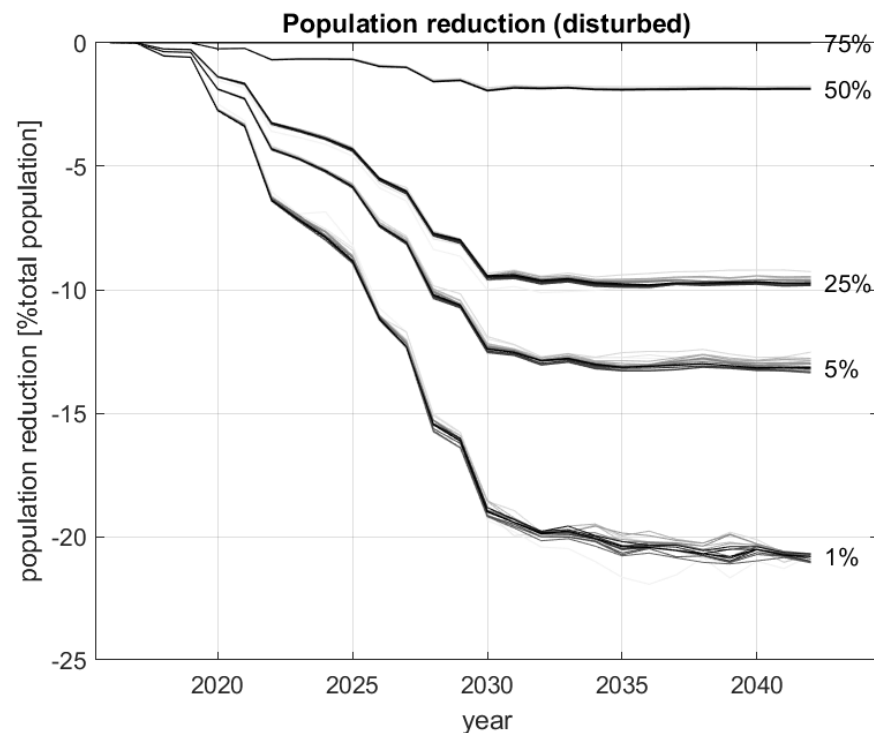
onzekerheidsverdeling $\frac{1}{x\sigma\sqrt{2\pi}} \exp -\frac{1}{2} \left(\frac{\ln x - \mu}{\sigma} \right)^2$, met $\mu = 0$ en $\sigma = 0.25$, zie King et al., (2015).

Afname van de bruinvispopulatie door onderwatergeluid bij aanleg van wind op zee

De overheid wil 95% zekerheid dat het 'Nederlandse' (NCP) deel van de bruinvispopulatie op minimaal 95% van de omvang blijft die het zou hebben zonder het effect van de aanleg van windparken (dus een kans van 5% op een maximale afname met 5%). De percentielen van ontwikkeling van de onverstoorde populatie laten zien dat het model die zekerheid niet kan geven. In het KEC is die eis daarom steeds vertaald naar een kans van 5% op een additionele afname van de NCP-bruinvispopulatie ten gevolge van het onderwatergeluid bij de aanleg van de windparken met maximaal 5%.

Voor de onverstoorde populatie berekent PCoD een kans van 5% op een afname van de Noordzeepopulatie in 2042 met 132.891 dieren (36%), zie Figuur F.1. Met versterking door de aanleg van de windparken berekent PCoD een kans van 5% op een afname van de Noordzeepopulatie met 182.017 dieren (49%), zie Figuur F.2.

Figuur F.4 laat zien wat volgens het Interim PCoD model de additionele afname is van de bruinvispopulatie ten gevolge van het onderwatergeluid bij de aanleg van de windparken. De curven tonen de verschillen van de percentielen uit Figuur E.1 en Figuur E.2. Er is een kans van maximaal 5% op een additionele afname van de populatie met 13% en een kans van 50% op een additionele afname met 2%.



Figuur F.4 Percentielen van de additionele reductie van de door heigeluid verstoorde bruinvispopulatie op de Noordzee volgens het Interim PCoD model. Voor elk percentiel zijn curves geplott met een van wit naar zwart toenemende grijsstint voor het cumulatieve resultaat van 1.000 tot 20.000 modelberekeningen, in stappen van 1.000.

Convergentie

Figuur F.5 toont de ontwikkeling van het 5^{de} percentiel van de onverstoorde populatie in 2042 als functie van het aantal modelberekeningen. In de Interim PCoD simulaties van de diverse scenario's voor KEC 4.0 is steeds gekeken naar de resultaten van 10.000 modelberekeningen, en naar de populatiereductie (5% percentiel) gemiddeld over de jaren 2032 tot en met 2042. Figuur F.6 laat het effect zien van het aantal modelberekeningen op de berekende populatiereductie. Deze figuren laten het volgende zien:

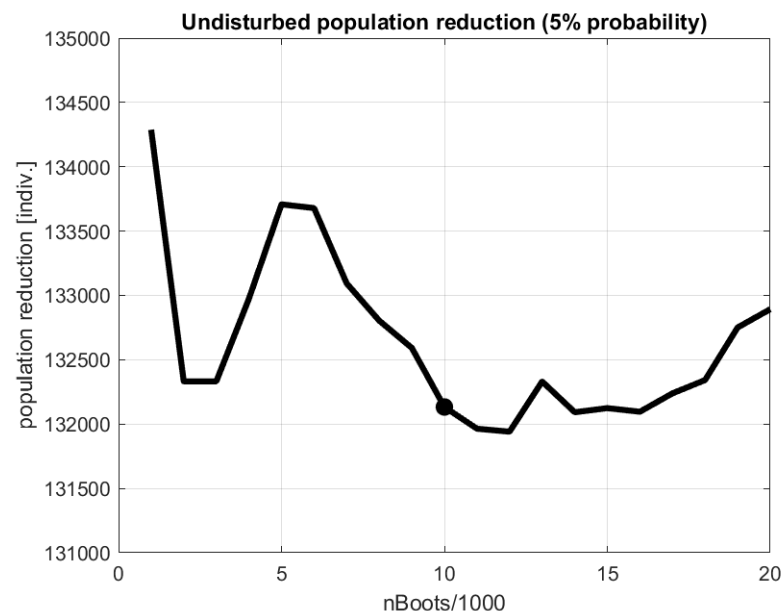
- De modelresultaten tonen geen duidelijke convergentie bij toename van het aantal modelberekeningen tot 20.000; vanaf 10.000 modelberekeningen blijven de lijnen 'schommelen' rond een gemiddelde van ~500 individuen. De resultaten suggereren ook dat de berekende reductie in de orde van ~1000 individuen af kan wijken van de op basis van 10.000 modelberekeningen gegeven waarden (dat is ~0,3% van de Noordzeepopulatie en ~2% van de berekende additionele reductie van 48.419 individuen).
- De variatie van de berekende reductie van de verstoorde populatie over de jaren 2032 t/m 2042 is vrijwel onafhankelijk van het aantal modelberekeningen, de standaarddeviatie is 416 ± 34 individuen, minder dan 1% van de berekende additionele reductie van 48.419 individuen (voor 10.000 modelberekeningen).

Conclusie

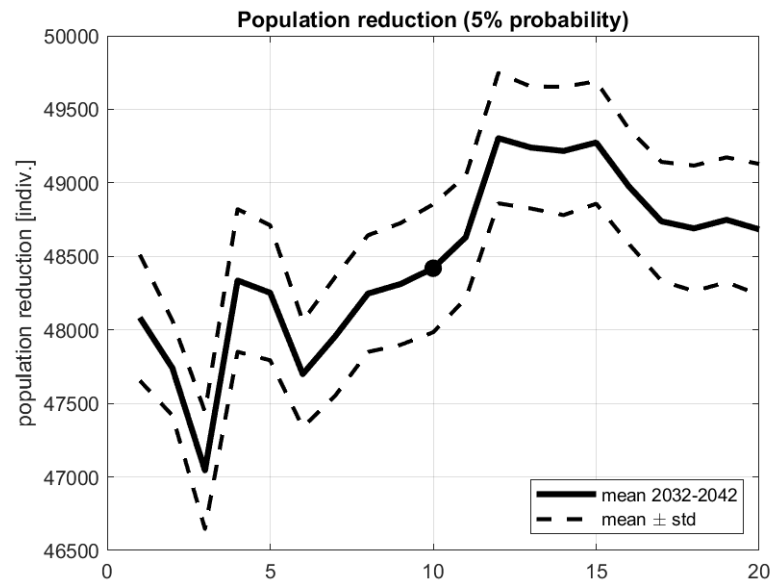
Door de keuze om naar 95% zekerheid te streven, door naar het 5% percentiel van de statistische verdeling van berekende populatieontwikkelingen te kijken, zijn de inschattingen van de mogelijke populatiereductie conservatief, maar niet erg nauwkeurig (in de orde van ~1000 individuen).

Vertaling naar de NCP-populatie

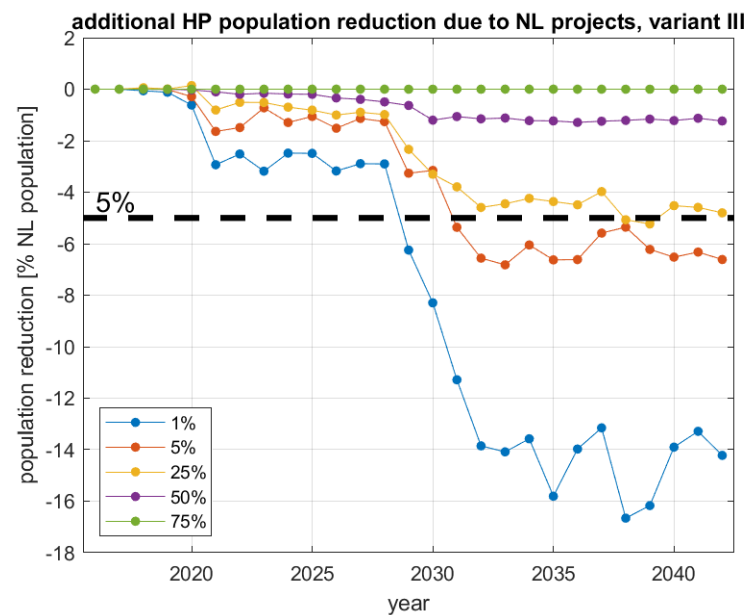
De keuze om in het KEC een ecologische norm te definiëren voor het maximaal toelaatbare effecten van de aanleg van de windparken op het NCP op de bruinvispopulatie op het NCP leidt tot extra onzekerheid in de berekeningsresultaten. Het effect van de Nederlandse windparken op de totale bruinvispopulatie wordt berekend uit het verschil van de berekende percentielen van de populatiereductie voor een internationaal scenario inclusief de NCP-parken en de percentielen van de populatiereductie voor een internationaal scenario exclusief de NCP-parken. Daarbij worden dus twee getallen met een onzekerheid in de orde van ~1000 dieren van elkaar afgetrokken. De resulterende 'Nederlandse bijdrage' aan de populatiereductie wordt vervolgens vergeleken met de NCP-populatie, zie Figuur F.7. Het berekende 5% percentiel van de NCP-populatiereductie varieert van 5% tot 7%.



Figuur F.5 Effect van het aantal modelberekeningen ('nBoots', van 1.000 tot 20.000, in stappen van 1.000) op het 5% percentiel van de berekende reductie van de onverstoorde populatie: afname van het aantal individuen in 2042. De zwarte punt geeft de met nBoots = 10.000 berekende afname.



Figuur F.6 Effect van het aantal modelberekeningen ('nBoots', van 1.000 tot 20.000, in stappen van 1.000) op het 5% percentiel van de berekende populatiereductie (aantal individuen) over de jaren 2032 t/m 2042 (gemiddelde en standaarddeviatie). De zwarte punt geeft de met nBoots = 10.000 berekende afname.



Figuur F.7 Percentielen van de berekende reductie (percentage van de NCP-populatie) over de jaren 2032 t/m 2042 (gemiddelde en standaarddeviatie), voor het referentiescenario (inclusief versnellingsvariant III voor de Nederlandse windparken). De zwarte streeplijn geeft de maximaal toelaatbare reductie (5%) waaraan met grote zekerheid (5% percentiel) moet worden voldaan.

Referenties

- 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.
- Gilles, A., N. Ramirez-Martinez, D. Nachtsheim & U. Siebert, 2020. Update of distribution maps of harbour porpoises in the North Sea. Comissioned by Rijkswaterstaat. University of Veterinary Medicine, Institute for Terrestrial and Aquatic Wildlife Research (ITAW).
- King, S.L., R.S. Schick, C. Donovan, C.G. Booth, M. Brugman, L. Thomas & J. Harwood, 2015. An interim framework for assessing the population consequences of disturbance. *Methods in Ecology and Evolution*, British Ecological Society, doi: 10.1111/2041-210X.12411.

G Geofysische surveys

Beschrijving scenario's

Geofysische surveys worden over tijdsspanne van een aantal (1-5) jaren voorafgaand aan de aanleg van een windpark uitgevoerd om bodemgesteldheid in verschillende lagen in kaart te brengen en eventuele aanwezigheid van oude munitie te identificeren. Deze surveys beslaan zowel het gebied waar voor turbinefunderingen en platforms wordt geheid, als ook het tracé waarlangs de kabels naar de kust worden gelegd.

Bij de berekeningen is als scenario voor de geofysische survey aangenomen dat dit uit 4 deelscenario's bestaat:

- 1 Globale survey van het gebied van het toekomstig windmolenpark;
- 2 Gedetailleerde survey van de locaties van de toekomstige turbines, platforms en 'in field' kabels;
- 3 Globale survey van het kabeltracé;
- 4 Gedetailleerde survey van het kabeltracé.

Ad 1) Globale survey van het gebied van het toekomstig windmolenpark:

- Een geofysische survey bestrijkt ongeveer 10 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 sidescansonar, een magnetometer, een sub-bottom profiler en een multi-channel sparker, afhankelijk van de verschillende doelen. Hier wordt uitgegaan van het gebruik van een sparker als *worst case* scenario, leidend tot een effectafstand van 3 km (zie hierna 'Schatting effectafstanden geofysische instrumenten').
- Er zijn geen locatie-specifieke akoestische berekeningen uitgevoerd; er wordt van uitgegaan dat per dag 10 km² gescand wordt, met een geschatte maximale verstoringsafstand (sparker) 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 Tabel G.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 Tabel G.4).
- 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 Tabel G.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 (Tabel G.1) en per platform/kabeltracé (Tabel G.2).

Tabel G.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

Tabel G.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 tabellen G.3 en G.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).

Tabel G.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

Tabel G.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 lopen¹⁰.

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
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 heigelluid. Op basis van globale informatie over de akoestische bronnen in combinatie met de frequentiegevoeligheid van het gehoor van bruinvissen en zeehonden gewogen drempelwaarde is een schatting gemaakt van de verstoringsafstand voor verschillende type systemen die in deze surveys worden gebruikt (zie hierna 'Akoestische eigenschappen van geofysische surveys'). Deze resulterende effectafstanden zijn samengevat in onderstaande Tabel G.5.

¹⁰ 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.

Tabel G.5 Typische systemen die tijdens geofysische surveys gebruikt bij de aanleg van windparken, platforms en kabeltracés. De derde kolom geeft een inschatting van verstoringsafstanden aan voor de verschillende type systemen.

Type systeem	Voorbeeld systeem	Maximale geschatte effectafstand	
		Bruinvis	Zeehonden
Multibeam Echosounder:	Kongsberg EM2040 Dual Head, Dual Swath / Dual Ping – Frequency 400 kHz	Boven bruinvisgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; verwachte effectafstanden verwaarloosbaar klein	Boven zeehondgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; verwachte effectafstanden verwaarloosbaar klein
Side Scan Sonar:	Edgetech 4200 300/600 – Frequency: 239 kHz (LF) and 555 kHz (HF)	Boven bruinvisgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; verwachte effect-afstanden verwaarloosbaar klein	Boven zeehondgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; verwachte effect-afstanden verwaarloosbaar klein
Sub-Bottom Profiler: Magnetometer: Geomatrix G882 Cesium vapour magnetometer	Innomar SES 2000 Standard parametric sub-bottom profiler – Power: > 50kW ; Frequency: 8 – 100 kHz	Maximale effectafstanden tussen 1 en 2 km, veroorzaakt door primaire frequentie van de bron op 100 kHz (zie Figuur G.2)	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 rond 25 km, op basis van schattingen (zie Figuur G.2)	Maximale effectafstanden tussen 1 en 2 km, op basis van schattingen (zie Figuur G.3)
Sparker Multi Channel	GSO 360-tip Sparker seismic source + 2000 J PSU (operated at 900 J)	Maximale effectafstanden rond de 40 km, op basis van schattingen; (zie Figuur G.2)	Maximale effectafstanden tussen 3 en 4 km, op basis van schattingen (zie Figuur G.3)

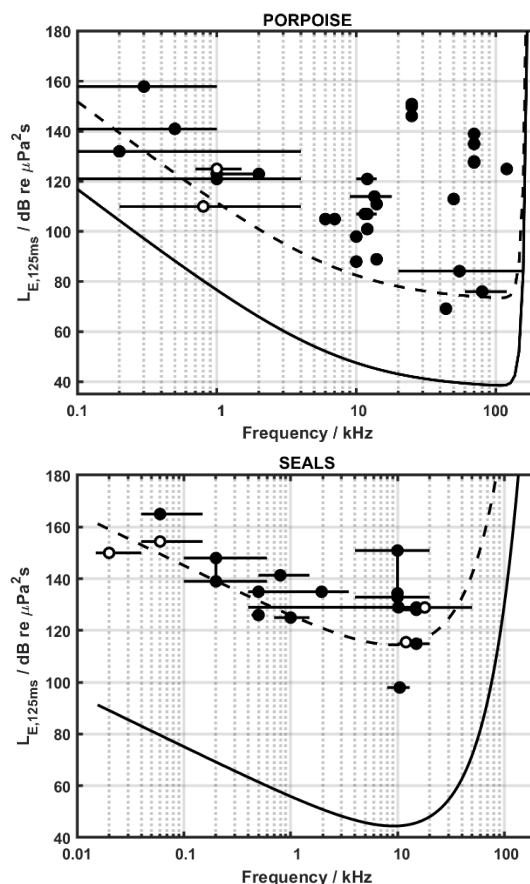
Akoestische eigenschappen van geofysische surveys

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 $t_{\text{puls}} \sim 0.04\text{-}30$ 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 luchtbellens 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 $1 \mu\text{Pa}^2\text{m}^2\text{s}$ (500 J) en SLE ~ 179 -186 dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{m}^2\text{s}$ (900 J). Voor deze analyse wordt uitgegaan van de maximaal aangegeven waarden. De bandbreedtes van de gegeneerde 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.

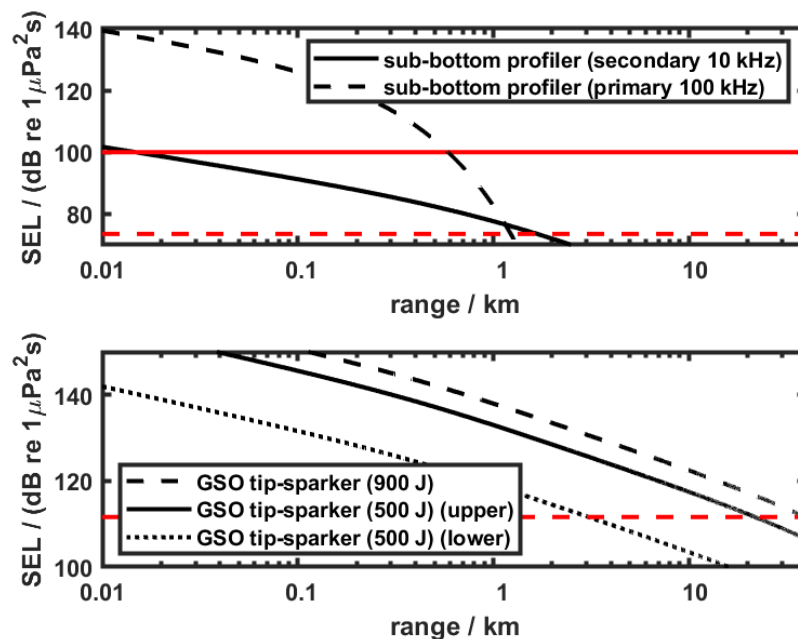
Drempelwaarden voor gedragsverstoring zijn afgeleid uit een review van verstoringdrempels dat in het kader van WOZEP is uitgevoerd (de Jong & von Benda-Beckmann 2017) en zijn in Figuur G.1 samengevat.



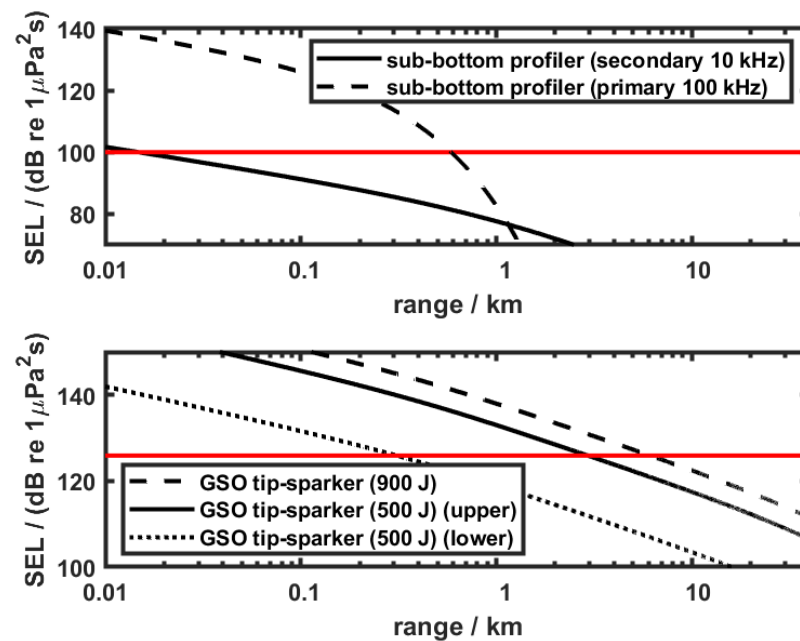
Figuur G.1 SELs drempelwaarden voor bruinvis- en zeehondverstoring (gestreepte lijn) voor hogere frequente bronnen dan heigeluid), op basis waarvan effectafstanden zijn geschat. Hierbij is van een SEL van 35 dB (voor de bruinvis), resp. 70 dB (voor de zeehond) boven de energetische gehoorcurve uitgegaan.

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 Tabel G.5 corresponderen met de drempelwaarden die zijn weergegeven in Figuur G.2 (bruinvissen) en G.3 (zeehonden).



Figuur G.2 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 bruinvisverstoringsdrempels aan (uit Figuur G.1).



Figuur G.3 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 zeehondverstoringsdrempels aan (uit Figuur G.1).

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.

H Dierverstoringsdagen voor de Nederlandse windparken

Bruinvissen

	Diepte m	Norm SELss dB	Verstorings- oppervlak km ²	Bruinvis- dichtheid km ⁻²	Aantal palen	Bruinvis- verstorings- dagen
Borssele 3	29,9	170	1154	0,7	42	34.500
Borssele 4 - Blauwwind	29,8	170	1625	0,7	39	44.811
Borssele 1	25,8	169	1169	0,8	50	46.623
Borssele 2	32,5	169	768	0,7	47	26.461
Borssele Site V – Two towers	31,4	170	1235	0,7	2	1.852
Hollandse Kust Zuid Holland I	22,2	173	1099	1,1	38	46.301
Hollandse Kust Zuid Holland II	21,2	173	1104	1,1	35	41.545
Hollandse Kust Noord (Tender 2019)	23,6	170	944	1,4	72	96.882
Hollandse Kust Zuid Holland III	21,0	173	994	1,0	38	38.901
Hollandse Kust Zuid Holland IV	20,0	173	880	1,1	35	33.320
Hollandse Kust West – (Tender 2020/2021)	25,5	168	1140	1,1	123	152.976
Ten noorden van de Waddeneilanden – (Tender 2022)	37,2	168	2500	0,8	50	99.296
IJmuiden Ver	25,4	168	1475	0,9	273	380.940
Hollandse Kust West zuidelijke punt	27,6	168	1326	1,1	50	70.709
IJmuiden Ver Noord	25,7	168	1344	1,0	137	178.026
Zoekgebied 5 Oost origineel	25,9	168	3161	0,8	273	663.477
Zoekgebied 1 Zuid	39,2	168	1628	0,8	103	133.080
Zoekgebied 1 Noord	27,3	168	1541	0,8	206	265.286
Zoekgebied 2 Noord	26,5	168	1329	1,1	206	293.334

Met strengere geluidnorm voor zoekgebieden vanaf aanleg 2027 (IJmuiden Ver en versnellingsvarianten).

IJmuiden Ver	25,4	160	653	1,0	267	169.155
Hollandse Kust West zuidelijke punt	27,6	160	597	1.1	50	32.254
IJmuiden Ver Noord	25,7	160	606	1.0	137	79.810
Zoekgebied 5 Oost origineel	25,9	160	571	1.0	273	271.164
Zoekgebied 1 Zuid	39,2	160	1327	0.8	103	57.464
Zoekgebied 1 Noord	27,3	160	713	0.8	206	110.486
Zoekgebied 2 Noord	26,5	160	597	1.1	206	134.456

Gewone zeehonden

	Diepte m	Norm SELss dB	Verstorings- oppervlak km ²	Zeehond- dichtheid km ⁻²	Aantal palen	Zeehond- verstorings- dagen
Borssele 3	29,9	170	299	0,4	42	7.917
Borssele 4 - Blauwwind	29,8	170	401	0,6	42	10.239
Borssele 1	25,8	169	301	0,3	50	3.188
Borssele 2	32,5	169	213	0,2	50	1.947
Borssele Site V -Two towers	31,4	170	318	0,5	5	781
Hollandse Kust Zuid Holland I	22,2	173	424	0,1	38	2.456
Hollandse Kust Zuid Holland II	21,2	173	434	0,1	38	1.119
Hollandse Kust Noord (Tender 2019)	23,6	170	386	0,8	72	33.741
Hollandse Kust Zuid Holland III	21,0	173	414	0,2	38	2.938
Hollandse Kust Zuid Holland IV	20,0	173	370	0,1	38	1.078
Hollandse Kust West – (Tender 2020/2021)	25,5	168	341	0,1	123	1.730
Ten noorden van de Waddeneilanden – (Tender 2022)	37,2	168	483	0,6	50	20.790
IJmuiden Ver	25,4	168	365	0,04	273	4.205
Hollandse Kust West zuidelijke punt	27,6	168	351	0,04	50	502
IJmuiden Ver Noord	25,7	168	358	0,1	137	2.556
Zoekgebied 5 Oost origineel	25,9	168	532	0,1	273	17.636
Zoekgebied 1 Zuid	39,2	168	377	0,1	103	1.850
Zoekgebied 1 Noord	27,3	168	353	0,1	206	2.463
Zoekgebied 2 Noord	26,5	168	347	0,3	206	22.939

Grijze zeehonden

	Diepte m	Norm SELss dB	Verstorings- oppervlak km ²	Zeehond- dichtheid km ⁻²	Aantal palen	Zeehond- verstorings- dagen
Borssele 3	29,9	170	299	0,04	42	975
Borssele 4 - Blauwwind	29,8	170	401	0,05	42	795
Borssele 1	25,8	169	301	0,11	50	1.064
Borssele 2	32,5	169	213	0,07	50	690
Borssele Site V -Two towers	31,4	170	318	0,07	5	102
Hollandse Kust Zuid Holland I	22,2	173	424	0,29	38	7.258
Hollandse Kust Zuid Holland II	21,2	173	434	0,27	38	3.862
Hollandse Kust Noord (Tender 2019)	23,6	170	386	0,56	72	23.078
Hollandse Kust Zuid Holland III	21,0	173	414	0,29	38	4.500
Hollandse Kust Zuid Holland IV	20,0	173	370	0,50	38	6.582
Hollandse Kust West – (Tender 2020/2021)	25,5	168	341	0,06	123	2.318
Ten noorden van de Waddeneilanden – (Tender 2022)	37,2	168	483	0,08	50	2.200
IJmuiden Ver	25,4	168	365	0,04	273	4.518
Hollandse Kust West zuidelijke punt	27,6	168	351	0,04	50	685
IJmuiden Ver Noord	25,7	168	358	0,06	137	2.843
Zoekgebied 5 Oost origineel	25,9	168	532	0,10	273	4.396
Zoekgebied 1 Zuid	39,2	168	377	0,03	103	1.155
Zoekgebied 1 Noord	27,3	168	353	0,03	206	1.711
Zoekgebied 2 Noord	26,5	168	347	0,18	206	13.251