

# Offshore windenergiegebied IJmuiden Ver

## Effecten van aanleg van kavel I en II (perceel 2) op zeezoogdieren

Dr. F. Heinis

Definitief d.d. 31 maart 2023

# Inhoud

1	Inleiding .....	3
1.1	Achtergrond en kader .....	3
1.2	Windenergiegebied IJmuiden Ver (perceel 2) .....	4
2	Uitgangspunten bepaling effecten van impulsief geluid door aanleg windpark.....	6
2.1	Overzicht stappen effectbepaling.....	6
2.2	Bepaling van het brongeluid en de verspreiding ervan.....	7
2.3	Berekening van effecten door heien op bruinvissen en zeehonden .....	10
2.4	Effectbeoordeling en toetsing .....	16
3	Effecten van aanleg kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver.....	18
3.1	Inleiding .....	18
3.2	Effecten op populaties van zeezoogdieren.....	18
3.3	Effecten op Natura 2000-gebieden .....	26
3.4	Effecten op beschermde soorten .....	29
3.5	(Verder) beperken van effecten door het nemen van aanvullende maatregelen .....	30
4	Cumulatieve effecten .....	32
4.1	Afbakening.....	32
4.2	Cumulatieve effecten windenergiegebied IJmuiden Ver.....	32
4.3	Cumulatieve effecten wind op zee 2026 – 2030 .....	37
5	Onzekerheden en leemten in kennis.....	41
5.1	Procedure voor het bepalen van populatie-effecten .....	41
5.2	Overige onzekerheden.....	43
6	Referenties .....	45

## BIJLAGEN

Bijlage 1 Geluidsberekeningen voor de kavelbesluiten van IJmuiden Ver

Bijlage 2 Effecten van impulsief geluid op het gehoor (PTS)

Bijlage 3 Modelleringsgeofysische surveys

# 1 Inleiding

## 1.1 ACHTERGROND EN KADER

Bij het heien van funderingen voor windturbines wordt veel geluid geproduceerd, waardoor zeer hoge geluidsniveaus in de omgeving van de heilocatie kunnen ontstaan. Afhankelijk van de afstand waarop dieren zich van de bron bevinden, kan dit bij zeezoogdieren tot effecten op het gedrag leiden of tot fysiologische effecten, zoals een tijdelijke of permanente verhoging van de gehoordrempel (TTS = *temporary threshold shift* en PTS = *permanent threshold shift*).

Om ervoor te zorgen dat geen onaanvaardbare effecten van de constructie van windparken op de omvang van de populaties van belangrijke soorten in het Nederlandse deel van de Noordzee ontstaan, is het toetsingskader Ecologie en Cumulatie (KEC) ontwikkeld. In de eerste versie daarvan betrof het de windenergiegebieden van het Energieakkoord uit 2013, te weten Borssele, Hollandse Kust (zuid) en Hollandse Kust (noord). Op basis van de destijds meest recente kennis en inzichten bevatte het onderdeel 'Onderwatergeluid' een aanpak voor het bepalen en beoordelen van cumulatieve effecten van het tijdens de aanleg geproduceerde impulsieve onderwatergeluid op belangrijke populaties van zeezoogdieren (KEC 1.0, onderdeel onderwatergeluid: Heinis & de Jong et al., 2015). In de (kleine) update in 2016 (KEC 2.0) werd het KEC 1.0 uitgebreid met een ecologische norm voor maximaal toelaatbare effecten op de bruinvispopulatie. Het onderzoek had uitgewezen dat effecten op de bruinvispopulatie maatgevend zouden zijn. Voor de bruinvispopulatie op het NCP werd als ecologische norm gesteld dat door de aanleg van de windparken van het Energieakkoord 'de reductie van de populatie met grote zekerheid (95%) niet meer dan 5% mag zijn'. Dit is voorzichtiger dan de 80%-norm die in het kader van het ASCOBANS-verdrag is gesteld (zie Intermezzo Ecologische norm en ASCOBANS).

### **Intermezzo Ecologische norm en ASCOBANS**

Voor het kunnen toetsen van de gevolgen van impulsief onderwatergeluid voor bruinvissen is met name de vraag relevant of hiermee de staat van instandhouding van de populatie in het geding is. In het kader van het ASCOBANS-verdrag (Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas) is als interim doel voor bruinvissen gesteld dat de populatie niet onder 80% van het draagkracht-niveau mag komen. Het is niet bekend wat dit niveau op het NCP is. Het met grote zekerheid instandhouden van de populatie op minimaal 95% van de huidige omvang als gevolg van de aanleg van windparken op zee voor de gehele periode 2016 – 2030 kan als een veilige keuze worden beschouwd.

Met de publicatie van de routekaart windenergie op zee 2030 op 27 maart 2018 heeft het kabinet de voorziene uitrol gepresenteerd voor de verdere realisatie van windenergie op zee voor de periode 2024 tot en met 2030. In deze routekaart zijn de planning en keuze voor gebruik van drie nieuwe windenergiegebieden voor de periode tot 2030 opgenomen, te weten Hollandse kust (west), Ten noorden van de Waddeneilanden en IJmuiden Ver. Om toetsing van de kavelbesluiten voor deze windenergiegebieden aan het KEC mogelijk te maken is het KEC uit 2016 geüpdatet. In dit KEC 3.0 zijn de resultaten van recent onderzoek en de nieuwste inzichten op het gebied van (de effecten van) impulsief onderwatergeluid verwerkt (Heinis & de Jong et al., 2019). In het KEC 3.0 zijn ook voorstellen gedaan voor te stellen grenzen aan de hoeveelheid tijdens de bouw te produceren onderwatergeluid (geluidsnorm) om ervoor te zorgen dat de eerder bepaalde ecologische norm voor bruinvissen niet wordt overschreden.

Op basis van recente EU-afspraken is het nodig de doelstelling voor de bijdrage van duurzame energie aan het totaal voor 2030 aan te scherpen (55% i.p.v. 49%). Een deel van de oorspronkelijke planning voor de uitrol 2030-2040 van 27 GW extra opgesteld vermogen moet daarom in de tijd

naar voren worden gehaald. Om de reductiedoelstelling van 55% in 2030 te halen, is minimaal 10 GW boven op de al geplande en gebouwde windparken nodig, die bij elkaar een vermogen hebben van ongeveer 10 GW. Aanvullend is sprake van een nog niet gepland restant van 0,7 GW, dat nodig is om de 49% reductiedoelstelling te halen. In het 'Programma Noordzee 2022-2027' is daarom ruimte gereserveerd voor 10 GW + 0,7 GW extra aan opgesteld vermogen voor 2030. In een later voorziene, partiële herziening van het Programma Noordzee 2022-2027 zal de aanvullende 17 GW worden opgenomen om zo aan de totale opgave van 27 GW te komen.

Het kabinet heeft in in maart 2022 middels het Programma Noordzee 2022 – 2027 zoekgebieden aangewezen om extra windparken voor de versnelling in de periode tot 2030 te kunnen realiseren (Ministeries van IenW, LNV, EZK en BZK, 2022). Van de geselecteerde zoekgebieden is verondersteld dat ontwikkeling binnen deze periode, onder voorwaarden, mogelijk is. Ook voor de windparken in deze, nieuw aan te wijzen gebieden zijn de cumulatieve effecten volgens de KEC-methodiek bepaald (KEC 4.0). Naast een update van de scenario's voor de aanleg van wind op zee, is daarbij ook een aantal verbeteringen in de KEC-procedure geïmplementeerd. Zo is de methodiek uitgebreid om ook de effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden te kunnen bepalen, zijn recentere gegevens over de populatiedichtheden van bruinvissen, gewone en grijze zeehonden op de Noordzee gebruikt en is het bepalen van het aantal verstoorde dieren rond een heilocatie verbeterd door gebruik te maken van nieuwe dosis-effect relaties in plaats van de in voorgaande KEC-versies toegepaste discrete drempelwaarde voor verstoring (Heinis & de Jong et al., 2022).

De opgedane inzichten en de resultaten van de berekeningen van het KEC 4.0 vormen het uitgangspunt voor de bepaling en de beoordeling van de effecten van de kavls I en II van het windenergiegebied IJmuiden Ver op zeezoogdieren.

## 1.2 WINDENERGIEGEBIED IJMUIDEN VER (PERCEEL 2)

In het windenergiegebied IJmuiden Ver zullen zes kavels worden uitgegeven, waaronder kavel I en kavel II. Voor deze kavels wordt geen alternatieve verkaveling onderzocht. Om een beeld te krijgen van de maximale bandbreedte van de effecten van de constructie van het windpark op zeezoogdieren zijn bij het bepalen en beoordelen ervan twee alternatieve opstellingen onderzocht:

- Alternatief 1, een opstelling met 67 turbines van 15 MW;
- Alternatief 2, een opstelling met 50 turbines van 20 MW.

Daarnaast is, in tegenstelling tot eerdere effectonderzoeken, voor beide alternatieven niet alleen uitgegaan van monopaalfunderingen, maar is de mogelijke toepassing van tripod- of jacketfunderingen ook onderzocht. Voor deze funderingstypen worden per windturbine respectievelijk 3 of 4 (dunnere) palen geheid.

TNO heeft voor het KEC 4.0 berekeningen uitgevoerd. Daarbij zijn voor het windenergiegebied IJmuiden Ver op een enkele, centraal gelegen locatie mogelijke effecten op bruinvissen en zeehonden onderzocht (Heinis et al., 2022). Voor de berekeningen in dit MER zijn dezelfde uitgangspunten gekozen, maar zijn voor zowel bruinvissen als zeehonden nieuwe berekeningen op meerdere locaties uitgevoerd. Er is daarbij gerekend met geluidsnormen van 160 en 164 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  (op 750 m). De resultaten van de berekeningen zijn volgens Heinis et al. (2022) geïnterpreteerd waarna de mogelijke effecten op de populaties van bruinvissen en zeehonden zijn bepaald en beoordeeld. Een schatting van cumulatieve effecten van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030, inclusief de aanleg van TenneT-platforms en het geofysisch onderzoek binnen het windenergiegebied en langs de kabeltracés maakt hier onderdeel van uit. Daarnaast is

onderzocht in hoeverre (significante) effecten op de, voor bruinvissen en zeehonden natuurlijke kenmerken van Natura 2000-gebieden zijn te verwachten en is op nationale en internationale schaal getoetst of de gunstige staat van instandhouding van de populaties in het geding is. Deze is voor alle drie de onderzochte soorten bij de laatste update in 2019 als gunstig beoordeeld, met voor de bruinvis de kanttekening dat het toekomspectief onduidelijk is. Recent is een update van het Bruinvisbeschermingsplan uit 2011 gepubliceerd (Ministerie van LNV, 2020). Hierin wordt uitgebreid ingegaan op de huidige en toekomstige bedreigingen van bruinvissen op het NCP. Ook wordt daarin geadviseerd om voor bepaalde industriële sectoren (waaronder windenergie, seismisch onderzoek) zogenaamde geluidsbudgetten vast te stellen. Via het KEC 4.0 (en eerdere versies) is daar voor de realisatie van windenergie op zee invulling aan gegeven.

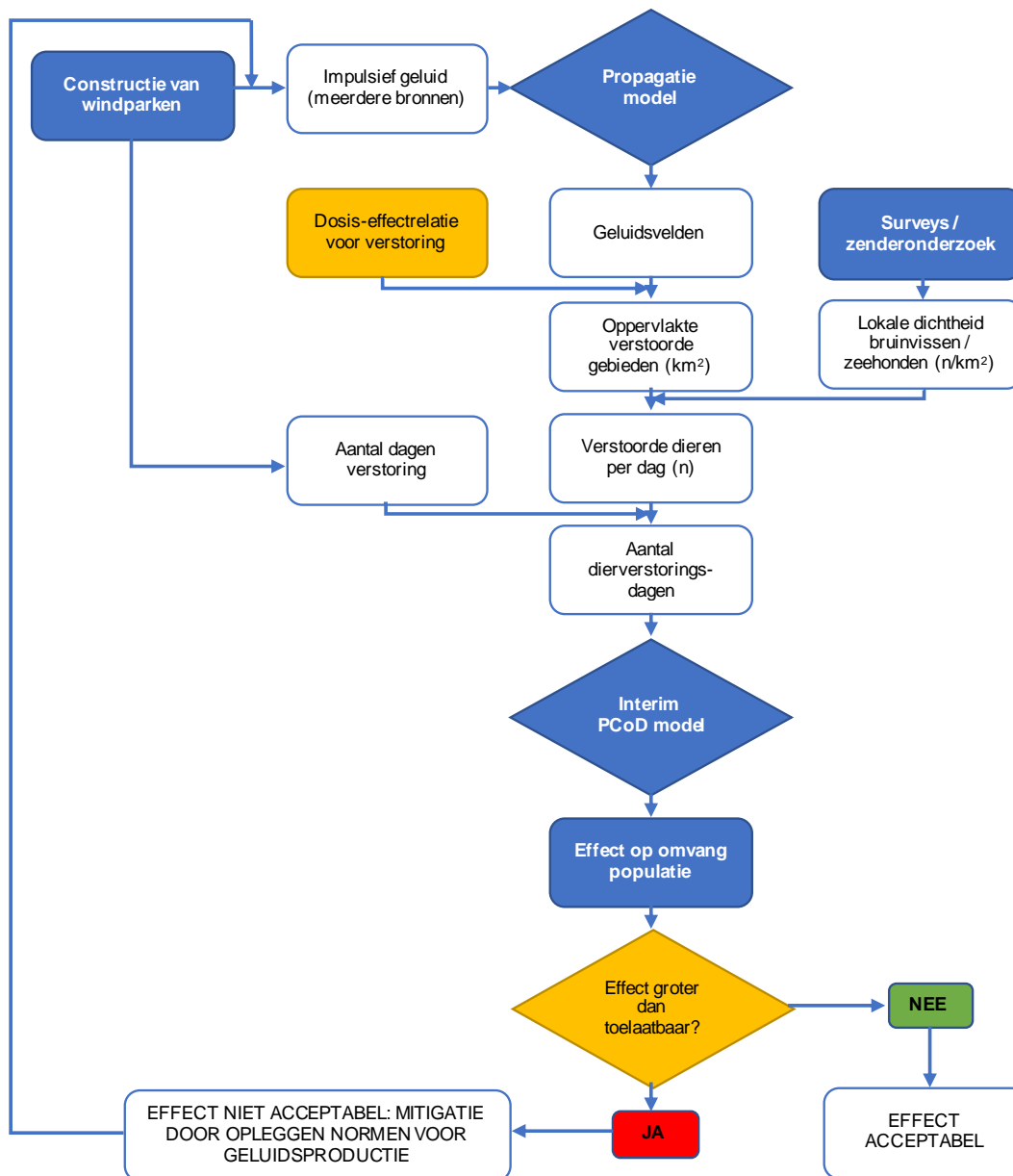
## 2 Uitgangspunten bepaling effecten van impulsief geluid door aanleg windpark

### 2.1 OVERZICHT STAPPEN EFFECTBEPALING

Voor het bepalen van de cumulatieve effecten van impulsief geluid door de aanleg van windparken op zee op bruinvissen en zeehonden is voor het KEC 1.0 een procedure ('redeneerlijn') ontwikkeld voor het kwantificeren van de verschillende stappen in de effectketen (Heinis & de Jong et al., 2015). Deze redeneerlijn is in het KEC 3.0 opnieuw gebruikt om effecten op de bruinvispopulatie te kwantificeren en te beoordelen (Heinis & de Jong et al., 2019). In het KEC 4.0 vormt de redeneerlijn opnieuw het uitgangspunt voor het kwantificeren van de cumulatieve effecten van impulsief geluid op de populaties van bruinvissen, gewone en grijze zeehonden. Hierbij is ervan uitgegaan dat effecten van impulsief geluid op het gedrag zowel voor bruinvissen als gewone en grijze zeehonden maatgevend zijn en dat permanente effecten op het gehoor (*Permanent Threshold Shift*, PTS) niet zullen optreden. In het achtergrondrapport bij het KEC 4.0 is dit voor een *worst case* situatie onderbouwd (Heinis & de Jong et al., 2022). Bij de berekening zijn de volgende, in Figuur 2-1 weergegeven stappen te onderscheiden:

1. Berekenen van een realistische *worst case* in de verspreiding van het geluid als gevolg van een enkele heiklap voor elk windpark; aan deze berekening ligt informatie over de bronsterkte, lokale omgevingsfactoren (w.o. bathymetrie en bodemsamenstelling) en kennis over de wijze waarop geluid in water propageert ten grondslag; het resultaat van deze stap is een kaart waarin het geluidsveld als gevolg van de geluidsproductie van de geluidsbron is weergegeven;
2. Berekenen van de oppervlakte door impulsief geluid verstoord gebied voor elk windpark; de berekende geluidverspreiding en een geluidsdosis-effectrelatie voor het optreden van een significante gedragsverandering zijn hiervoor bepalend;
3. Berekenen van het aantal per heidag door geluid verstoorde bruinvissen en zeehonden uit de berekende verstoorde oppervlakten vermenigvuldigd met de lokale dichtheid van de dieren per seizoen;
4. Berekenen van het aantal dierverstoringsdagen uit het aantal verstoorde dieren per dag vermenigvuldigd met het aantal verstoringsdagen;
5. Schatten van het mogelijke effect op de populatie, met gebruikmaking van het Interim PCoD model (versie 5.2);
6. Beoordelen van de geschatte populatieafname en toetsen aan de, door de overheid gestelde ecologische doelstelling voor de uitrol van windenergie op zee tot 2030 voor bruinvissen (Rijkswaterstaat Zee en Delta, 2019 a, b) en de in het KEC 4.0 voorgestelde vergelijkbare doelstelling voor zeehonden (zie aan Ministerie van LNV uitgebracht advies in Bijlage A van Heinis & de Jong et al., 2022).

De hiernavolgende paragrafen 2.2 tot en met 2.4 bevatten een uitgebreidere beschrijving van de stappen die zijn doorlopen bij het bepalen van de effecten van de aanleg van de kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver op zeezoogdieren.



**Figuur 2-1** Schematische weergave van de stappen in de redeneerlijn voor het bepalen en beoordelen van de cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op bruinvissen en zeehonden bij de constructie van windparken op zee.

## 2.2 BEPALING VAN HET BRONGELUID EN DE VERSPREIDING ERVAN

De berekening van de geluidsverspreiding heeft als doel in te kunnen schatten hoeveel bruinvissen en zeehonden effecten kunnen ondervinden van de geluidbelasting tijdens heien (en het uitvoeren van geofysisch onderzoek). Voor het schatten van de onderwatergeluidniveaus die optreden bij de constructie van windparken is gebruik gemaakt van het, in het kader van Wozep<sup>1</sup> verder ontwikkelde, Aquarius 4 model (de Jong et al., 2018). Het gebruik van het Aquarius 4 model leidt voor breedbandgeluid tot rekenresultaten die goed overeenkomen met de in het veld gemeten breedband geluidsniveaus (zie Intermezzo ‘Validatie Aquarius 4 model’ en de Jong et al., 2018).

<sup>1</sup> Wozep = Wind op Zee Ecologisch Programma, zie <https://zoek.officielebekendmakingen.nl/kst-33561-26.html> en [www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie/ecologie/wind-zee-ecologisch-programma-wozep/](http://www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie/ecologie/wind-zee-ecologisch-programma-wozep/)

Voor het berekenen van de effecten op zeezoogdieren zijn met Aquarius 4 onderwatergeluidkaarten gegenereerd.

**Intermezzo Validatie Aquarius 4 model**

Het hier toegepaste Aquarius 4 model is gevalideerd aan de hand van de resultaten van metingen verricht tijdens de aanleg van de windparken Gemini en Luchterduinen (de Jong et al., 2018). Daarbij zijn vergelijkingen gemaakt tussen gemeten en berekende onderwater geluidniveaus tot op een maximale afstand van 66 km van de heillocatie. Uit deze vergelijkingen blijkt dat het gemodelleerde breedband *Single Strike Sound Exposure Level* (SELs) goed overeenkomen met de gemeten waarden in het veld. Dit geldt echter in mindere mate als naar de niveaus van afzonderlijke frequenties wordt gekeken: de voorspelde niveaus bij hogere frequenties (> 1 kHz) liggen tot 10 dB onder die van de gemeten niveaus (zie § 9.2 in de Jong et al., 2018). Het is nog niet duidelijk of dit voor deze frequenties een gevolg is van een onderschatting van het afgestraalde geluid van de paal of een overschatting van het propagatieverlies (of een combinatie daarvan). Voor het reduceren van deze onzekerheid is het van belang dat de modellen worden gevalideerd met meetgegevens van andere windenergieprojecten op zee<sup>2</sup>. Genoemde onderschatting van de niveaus in de hogere frequenties hebben echter geen gevolgen voor de berekeningen van de *worst case* effecten op zeezoogdieren. Deze zijn namelijk gebaseerd op breedband geluidsniveaus en geven vanwege de goede overeenkomst tussen gemeten en gemodelleerde niveaus een betrouwbare inschatting van genoemde effecten.

Voor het KEC 4.0 zijn effecten van de ‘routekaart 2016 en 2030 windparken’, inclusief versnelde aanleg van 10 – 16 GW extra opgesteld vermogen berekend voor de situatie dat geluidsnormen zullen worden toegepast waardoor de propagatie van het heigeluid door het nemen van mitigerende maatregelen wordt gedempt. In deze notitie is er voor het windenergiegebied IJmuiden Ver en voor de windergiezoekgebieden van de versnelling van uitgegaan dat een geluidsnorm van SELs = 160 of 164 dB re 1µPa<sup>2</sup>s (750 m) wordt toegepast. Voor de al aangelegde of nog aan te leggen windparken in de windenergiegebieden Borssele, Hollandse Kust (zuid), Hollandse kust (noord), Hollandse Kust (west) en Ten noorden van de Waddeneilanden is uitgegaan van de in (concept)kavelbesluiten vastgelegde geluidsnormen.

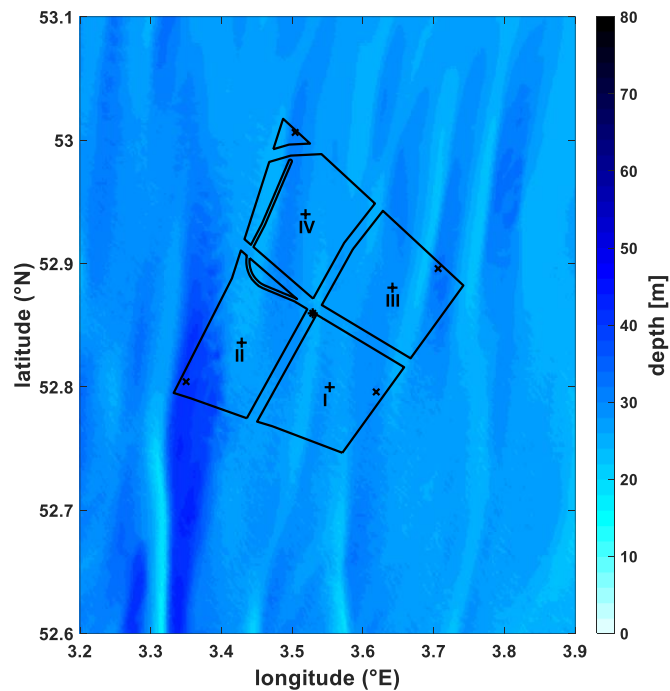
Om een indruk te krijgen van de invloed van de locatie binnen het windenergiegebied op de effecten zijn voor de kavels I en II van het windenergiegebied IJmuiden Ver voor een viertal representatieve paalposities berekeningen uitgevoerd (Figuur 2-2). De resultaten hiervan worden afgezet tegen de resultaten van de berekeningen die in het kader van het KEC 4.0 voor het windenergiegebied IJmuiden Ver zijn uitgevoerd (\* in Figuur 2-2). In elk van de kavels I en II is een locatie in het centrum (het zwaartepunt) en een locatie op het diepste punt gekozen. In de twee kavels ligt de waterdiepte tussen 27,2 en 41,8 m. Voor overige parameters, zoals de geluidssnelheid in het water en de bodem en de bodemabsorptie zijn realistische waarden gekozen. Per locatie zijn niet alleen heigeluidberekeningen uitgevoerd voor monopaalfunderingen (twee typen), maar ook voor tripod- en jacketfunderingen. Deze worden vooral toegepast in dieper water. De uitgangspunten voor de vier varianten zijn samengevat in Tabel 2-1. Voor overige invoergegevens wordt verwezen naar het memo van TNO in Bijlage 1.

**Tabel 2-1 Turbinevarianten waarvoor berekeningen zijn uitgevoerd**

Turbinevermogen	15 MW	20 MW	20 MW	20 MW
Type fundering	Monopaal	Monopaal	Tripod	Jacket
Aantal palen	1	1	3	4
Paaldiameter (m)	9	15	5	3
Hamerenergie (kJ)	4000	7000	2000	2000

<sup>2</sup> Tijdens de constructie van de windparken in windenergiegebied Borssele zijn metingen van onderwatergeluid uitgevoerd. Analyseresultaten zijn eind 2021 beschikbaar gekomen. Omdat bij Borssele met mitigatie is geheid, kon geen directe modelvalidatie worden uitgevoerd, maar is wel een empirische correctie voor de geluidreductie door verschillende geluid reducerende systemen afgeleid.





**Figuur 2-2** Contouren van de vier kavels van IJmuiden Ver en de geselecteerde heilocaties: het zwaartepunt (+) en het diepste punt (x) van de vier kavels. In het centrum (\*) van het hele gebied ligt de voor het KEC 4.0 geselecteerde heilocatie (Heinis et al., 2022). De kleurenschaal geeft de bathymetrie (laagste astronomische getij, bron: EMODnet).

Bij de interpretatie van berekende effecten van het door heien gegenereerde onderwatergeluid op zeezoogdieren is verder het te hanteren heischema van belang. In deze effectbeschrijving is ervan uitgegaan dat in elk van de kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver 67 windturbines van 15 MW (alternatief 1) of 50 windturbines van 20 MW (alternatief 2) zullen worden opgesteld. Het heien van één monopaal turbinefundering zal, zo blijkt uit opgedane ervaring bij de aanleg van o.a. het windpark Luchterduinen, inclusief korte pauzes maximaal ongeveer 2 uur duren. Bij het gebruik van tripod- of jacket-funderingen neemt de totale duur van het heien per fundering toe, omdat per fundering meerdere kleinere palen (met een lagere hei-energie) worden geheid, respectievelijk 3 voor een tripod- of 4 voor een jacket-fundering. De totale (netto) heitijd per fundering bedraagt naar verwachting 5 – 8 uur voor tripod funderingen en 3 – 9 uur voor jacket-funderingen (Brandt et al., 2018; Graham et al., 2019)<sup>3</sup>. Dat betekent dat er in het bouwseizoen bij toepassing van monopaalfunderingen maximaal zo'n 134 uur wordt geheid voor alternatief 1 (67 palen x 2 uur) en 100 uur voor alternatief 2 (50 palen x 2 uur). Voor tripod- en jacket-funderingen is dit respectievelijk maximaal 300 en 450 uur voor 50 funderingen (alternatief 2).

Afankelijk van de weersomstandigheden en andere, technische of logistieke omstandigheden is de verwachting dat de heiwerkzaamheden bij toepassen van monopaalfunderingen binnen een periode van 3,5 tot 4 maanden (alternatief 1) of 2,5 – 3 maanden kunnen worden uitgevoerd (alternatief 2). Deze schattingen zijn gebaseerd op de totale aanlegduur van de 4 kavels in het windenergiegebied Borssele. Bij de aanleg hiervan werd een limiet gesteld aan het maximale

<sup>3</sup> Op basis van Brandt et al. (2019) en Graham et al. (2019) is er bij de berekeningen van uitgegaan dat het heien voor een tripod- en jacketfundering gemiddeld genomen niet meer dan één dag in beslag neemt.

geluidsniveau op 750 m van de heillocatie en werden systemen voor het reduceren van het onderwatergeluid gebruikt. Bij toepassen van tripod- of jacket-funderingen zullen de werkzaamheden meer tijd in beslag nemen, omdat voor de aanvoer van het grotere aantal palen meer tijd nodig is. Op basis van door Graham et al. (2019) gepubliceerde gegevens voor het Beatrice Offshore Windpark is geschat dat de totale aanlegduur bij toepassen van tripod- of jacket-funderingen zo'n 4,5 maanden voor de 50 funderingen van alternatief 2 zal bedragen. Bij aanleg van dit windpark is geen geluidsmitigatie toegepast. In Tabel 2-2 zijn genoemde uitgangspunten samengevat.

**Tabel 2-2 Uitgangspunten voor berekeningen en effectbepaling**

	Alternatief 1	Alternatief 2
Aantal turbines	67	50
Geïnstalleerd vermogen per turbine	15 MW	20 MW
Netto heitijd per funderingstype		
Monopaalfundering	2 uur	
Tripod-fundering	n.v.t.	3 – 6 uur
Jacket-fundering	n.v.t.	3 – 9 uur (gem. 5 uur)
Geschatte periode waarin heiwerkzaamheden plaatsvinden		
Monopaalfundering	3,5 – 4 maanden	2,5 – 3 maanden
Tripod & jacketfundering	n.v.t.	4,5 maanden

Bij de aanleg van windparken in kavels I en II van het windenergiegebied IJmuiden Ver spelen naast het heigeluid de volgende bronnen van impulsief onderwatergeluid een rol:

- Geluid dat wordt geproduceerd bij de constructie van het TenneT-platform;
- Geluid dat wordt geproduceerd tijdens de twee geofysische surveys in het windenergiegebied, voorafgaand aan de bouw van het windpark.

Beide bronnen van impulsief onderwatergeluid zullen, tezamen met de effecten van de aanleg van windparken in de kavels III en IV in de bepaling van de cumulatieve effecten worden meegenomen.

## 2.3 BEREKENING VAN EFFECTEN DOOR HEIEN OP BRUINVISSEN EN ZEEHONDEN

### 2.3.1 Relevante effectparameters

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

Op grond van de resultaten van eerdere, voor het KEC 1.0 windparken uitgevoerde berekeningen is geconcludeerd dat **effecten op het gedrag maatgevend** zijn voor mogelijke effecten op populaties. Dit heeft onder andere te maken met het feit dat het gebied waarin bruinvissen en zeehonden TTS en PTS kunnen oplopen veel kleiner is dan het gebied waarbinnen gedragseffecten kunnen optreden. Bovendien treedt, mits PTS wordt voorkomen door het toepassen van mitigatie, bij alle

mogelijk beïnvloede dieren volledig herstel van het gehoor op (bij verreweg de meeste binnen enkele uren na verlaten van het beïnvloedingsgebied of na afloop van het heien). Een dergelijke tijdelijke, geringe verhoging van de gehoordrempel heeft voor geen van de drie soorten een negatieve invloed op de mogelijkheid om voedsel te vinden en te vangen, en daarmee ook niet op hun overlevingskans. De frequenties waarbij in bruinvissen TTS na blootstelling aan heigeluid kan optreden, liggen niet in het frequentiegebied dat van belang is voor het vinden van voedsel via echolocatie. Bij een aan nagespeeld heigeluid blootgestelde bruinvis blijkt de verhoging zich namelijk te beperken tot een relatief smalle band van lage frequenties [Kastelein et al., 2015]. Zeehonden, die minder gevoelig voor effecten op het gehoor zijn (zie bijlage 2), maken bij het zoeken van voedsel geen gebruik van hun gehoor, maar gebruiken daarbij vooral hun snorharen.

Voor het KEC 4.0 is op grond van geüpdatete *worst case* uitgangspunten opnieuw berekend of er een kans is dat bruinvissen of zeehonden PTS oplopen bij het heien van turbinefunderingen (zie Bijlage 2). Uit de *worst case* berekening volgt dat er een verwaarloosbare kans is dat bruinvissen of zeehonden een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS) oplopen ten gevolge van het onderwatergeluid bij het heien voor de aanleg van wind op zee, mits daarbij het onderwatergeluid wordt gelimiteerd tot de geluidnorm  $SEL_{55}(750m) = 168 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ , of lager. Deze conclusie is mede het gevolg van het recente wetenschappelijke inzicht (Southall et al., 2019) dat het optreden van permanente effecten op het gehoor bij blootstelling aan onderwatergeluid afhangt van de frequentie-afhankelijke gehoorgevoeligheid van de dieren.

### **2.3.2 Relatie tussen blootstelling aan geluid en gedragsrespons**

Relaties tussen het geluidsniveau (ongewogen breedband Single Strike Sound Exposure Level) en het optreden van een significante gedragsrespons<sup>4</sup> zijn afgeleid uit recente 'peer reviewed' literatuur. Daarbij is ervan uitgegaan dat de geluidsenergie van een enkele (maximale) heiklap bepaalt of er een significante gedragsverandering optreedt (verstoring).

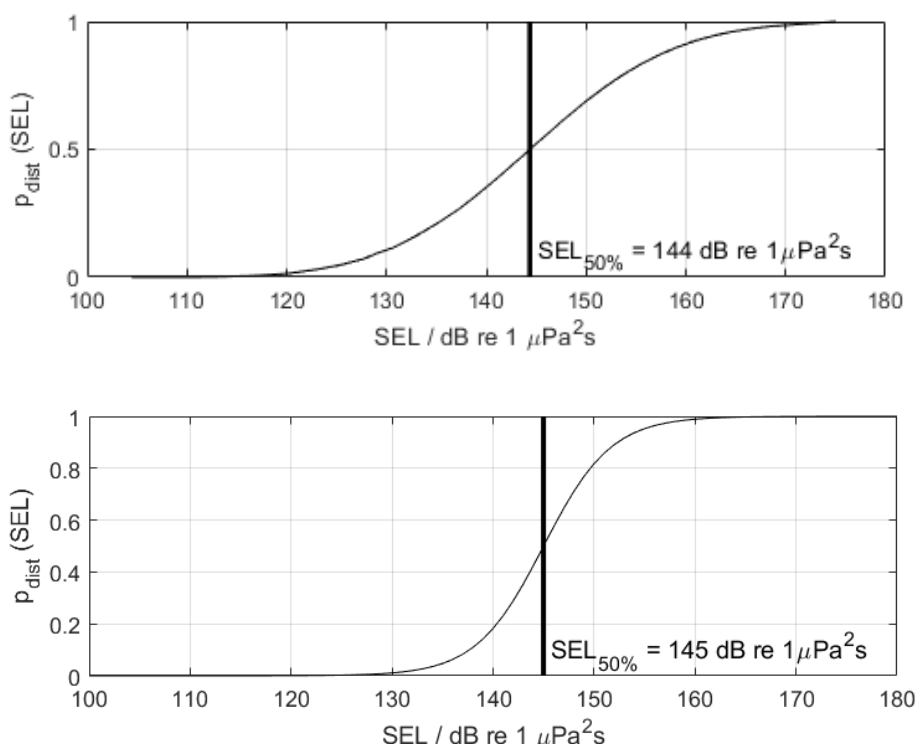
Of een dier in zijn gedrag door geluid wordt beïnvloed, hangt af van het geluidsniveau en daarmee van de afstand tot de geluidsbron. Ook is er binnen een soort sprake van individuele variatie in de gedragsrespons, die context-afhankelijk is (leeftijd, geslacht, motivatie, e.d.). In de KECs 1.0 t/m 3.0 en de daarop gebaseerde effectstudies is met deze variatie geen rekening gehouden en is ervan uitgegaan dat bij geluidsniveaus boven een bepaalde drempelwaarde alle dieren een gedragsrespons vertonen en bij lagere geluidsniveaus geen enkel dier. Tyack & Thomas (2019) geven aan dat het gebruik van een dergelijke discrete drempelwaarde tot een foute inschatting van het aantal door geluid verstoorde dieren kan leiden. Voor het achtergrondrapport 'Zeezoogdieren' bij het KEC 4.0 is daarom besloten met de variatie in gedragsrespons rekening te houden door gebruik te maken van een dosis-reponsrelatie in plaats van een discrete drempelwaarde (Heinis & de Jong et al., 2022). Het betekent dat in de berekeningen rekening is gehouden met verschillen in de kans op verstoring van dieren die zich bij aanvang van de heiwerkzaamheden dicht bij de heilocatie bevinden, waar het geluidsniveau hoger is, en dieren die zich op grotere afstand bevinden.

Voor bruinvissen is deze relatie geschat op basis van waarnemingen rond heiwerkzaamheden in Nederland, Duitsland en Schotland (o.a. Geelhoed et al., 2018, Brandt et al., 2018, Graham et al., 2019) en voor zeehonden op basis van Kastelein et al. (2011), Russell et al. (2016), Whyte et al.

---

<sup>4</sup> Gedrag met een score van 5 of hoger op de gedragsrespons-schaal van Southall et al. (2007). Dit betreft gedragingen als veranderingen in zwemgedrag en ademhaling, mijden van een bepaald gebied en veranderingen in roep- of klikgedrag (t.b.v. communicatie of foerageren).

(2020) en Aarts et al. (2018). De gebruikte relaties zijn in Figuur 2-3 weergegeven (zie Heinis & de Jong et al. (2022) voor verdere details over de toegepaste dosis-responsrelaties).

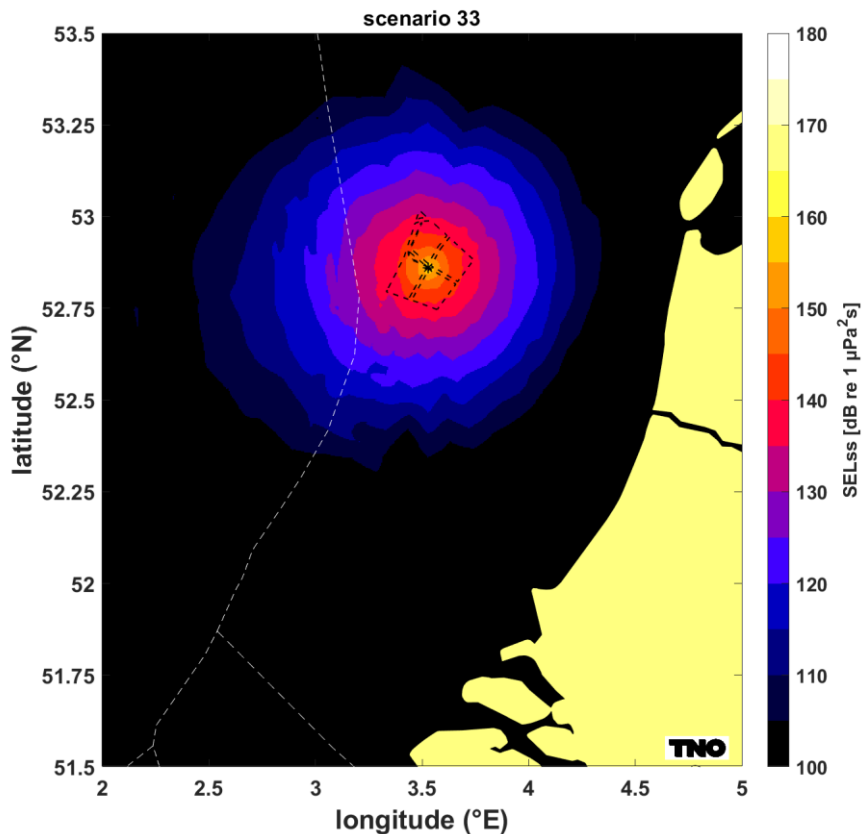


**Figuur 2-3 Relaties tussen geluidsdosis (ongewogen breedband single strike sound exposure level) en kans op het optreden van een gedragsrespons bij bruinvissen (boven) en zeehonden (onder). Er is van uitgegaan dat de respons van gewone en grijze zeehonden vergelijkbaar is (zie Heinis et al., 2022 voor onderbouwing). De verticale lijn en de in de figuren weergegeven  $SEL_{50\%}$ -waarde geven aan bij welke SEL er 50% kans op verstoring van de dieren is. Uit Heinis et al. (2022).**

### 2.3.3 Toepassen effectrelaties bij bepalen van oppervlakte beïnvloed gebied

De oppervlakte rond de heilocatie waarbinnen dieren verstoord kunnen worden door het heigeluid is berekend aan de hand van de met het Aquarius 4 model gegenereerde onderwatergeluidkaarten. Hierin is de geluidverspreiding als gevolg van een enkele heiklap weergegeven (Single Strike Sound Exposure Level =  $SEL_{SS}$ ). Een voorbeeld van een dergelijke geluidkaart is weergegeven in Figuur 2-4. Op grond van de in Figuur 2-3 weergegeven relaties is voor elk heiscenario (locatie, type fundering, hamerenergie) en een zogenaamd effectief verstoringsoppervlak voor bruinvissen en zeehonden berekend door per punt op de kaart de berekende kans te vermenigvuldigen met het oppervlak van de gridcel rond het punt en dit vervolgens te sommeren over alle punten van de geluidkaart. Voor de in Figuur 2-4 weergegeven centrale locatie bedraagt dat 626 km<sup>2</sup> voor bruinvissen en 240 km<sup>2</sup> voor zeehonden.

Voor het bepalen van de mogelijke cumulatieve effecten van het heien van een gehele fundering op het gehoor van bruinvissen en zeehonden (PTS) zijn voor dit MER geen aparte berekeningen uitgevoerd. In § 2.3.1 is op basis van de berekeningen die voor het KEC 4.0 zijn uitgevoerd aangetoond dat PTS door het toepassen van een geluidsnorm van  $SEL_{SS}(750m) = 168 \text{ dB re } 1 \mu Pa^2 s$  of lager niet zal optreden (zie ook Bijlage 2).



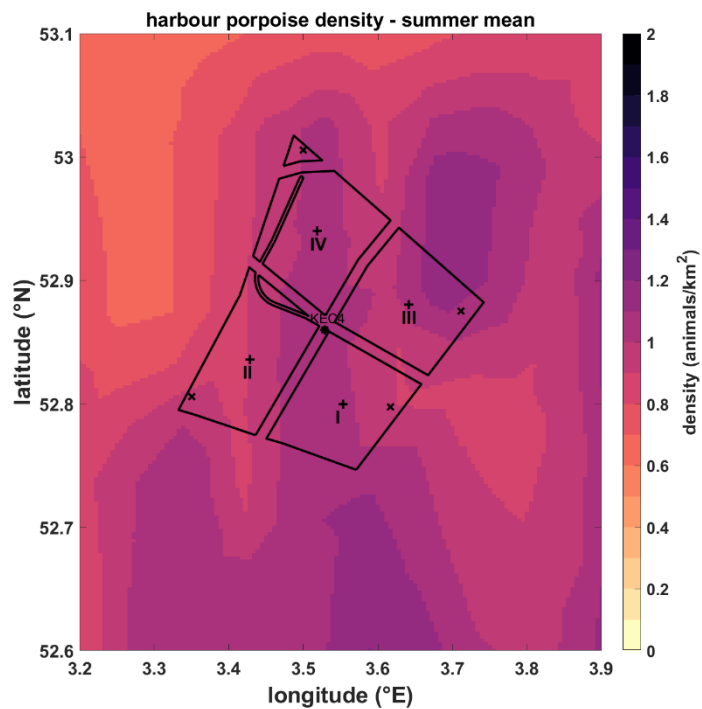
Figuur 2-4 Berekende verspreiding van de SELss rond de centrale KEC 4.0-locatie bij het heien van de monopaal-fundering voor een 15 MW turbine.

### 2.3.4 Berekenen van het aantal verstoorde dieren

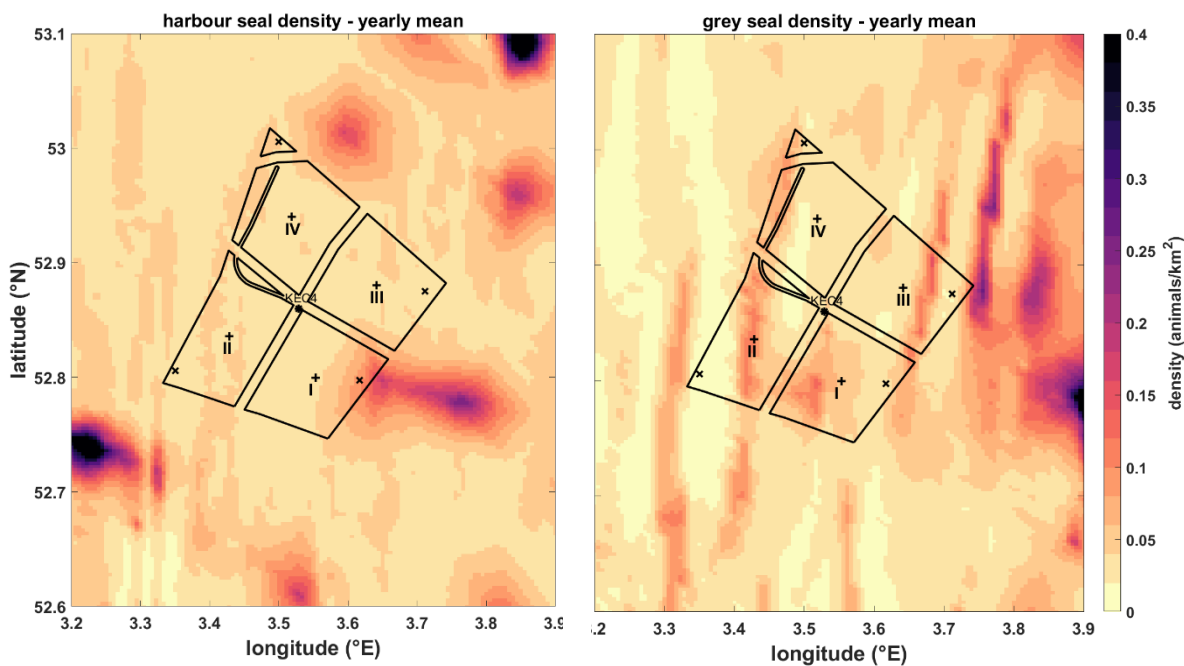
In het KEC 4.0 is gebruik gemaakt van de meest recente verspreidingskaarten van bruinvissen en gewone en grijze zeehonden. Het aantal verstoorde dieren per heidag is voor de drie soorten berekend door voor elk punt in de geluidkaart de kans verstoring te vermenigvuldigen met het oppervlak van de grid-cel rond het punt én met de lokale schatting van de dichtheid van de dieren op dit punt (uit de dierverspreidingskaarten, geïnterpoleerd naar hetzelfde grid als de geluidkaarten). Vervolgens zijn alle, zo verkregen waarden van de punten gesommeerd.

Voor **bruinvissen** is de lokale dichtheid afgeleid van de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld. Het betreft een update van de kaart voor de zomerdichtheid van bruinvissen van Gilles et al. (2016), aangevuld met gegevens van de 2016 SCAN-III survey en jaarlijkse zomertellingen uit België, Nederland (door WMR), Duitsland en Denemarken over de periode 2014 – 2019. Vanwege het ontbreken van actuele kaarten voor de overige seizoenen, is er voor deze studie, net zoals in Heinis & de Jong et al. (2022) van uitgegaan dat de gemiddelde verspreidingskaart uit Gilles et al. (2020) voor het hele jaar geldt. In Figuur 2-5 is de dichtheid in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver weergegeven.

Voor **zeehonden** op het NCP is uitgegaan van de ten behoeve van het KEC 4.0 samengestelde kaarten van Aarts et al. (2021). Hierin is op basis van alle beschikbare zendergegevens voor elke maand de dichtheid van de gewone en grijze zeehonden gemodelleerd. Figuur 2-6 toont de jaargemiddelde dichtheid voor gewone en grijze zeehond en en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver.



Figuur 2-5 Lokale bruinvisdichtheid in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver, uit de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld.



Figuur 2-6 Jaargemiddelde lokale dichtheid van gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver, uit de kaarten die door Aarts et al. (2021) in opdracht van Rijkswaterstaat zijn samengesteld.

### **2.3.5 Bepalen van populatie-effecten**

Voor het bepalen van de effecten van heigeluid op de populaties van zeezoogdieren is uitgegaan van de aanpak en uitgangpunten van het KEC 4.0 (Heinis et al., 2022). Ten opzichte van het eerdere KEC 3.0 (Heinis et al., 2019) zijn in het KEC 4.0 op basis van de meest recente kennis en inzichten opnieuw enkele verbeteringen in de stappen van de voor het KEC 1.0 ontwikkelde redeneerlijn aangebracht (zie Figuur 2-1 en begeleidende tekst). Zoals eerder aangegeven is er bij het bepalen van de mogelijke doorwerking van effecten van heigeluid op zeezoogdieren van uitgegaan dat de effecten op het gedrag maatgevend zijn en dat door het nemen van mitigerende maatregelen (toepassen 'slow start' en geluidsnorm, eventueel in combinatie met Acoustic Deterrent Devices, zie Intermezzo) wordt voorkomen dat permanente effecten op het gehoor optreden (PTS).

#### **Intermezzo Acoustic Deterrent Devices (ADD)**

Met ADD's wordt voorafgaand aan het heien gedurende korte tijd voor zeezoogdieren als hinderlijk ervaren geluid geproduceerd, waardoor zij van de heilocatie wegzwemmen (zie bijvoorbeeld Kastelein et al., 2017). Hierdoor wordt voorkomen dat permanente effecten op het gehoor optreden. Uit de de in Bijlage 2 weergegeven berekeningen blijkt dat de kans dat deze effecten op het gehoor bij bruinvissen en zeehonden optreden verwaarloosbaar is als ervan wordt uitgegaan dat de dieren bij de start van het heien wegzwemmen en zeer klein (m.n. bij zeehonden) als de dieren niet zouden wegzwemmen. Bruinvissen die zich bij aanvang van het heien binnen een afstand van 1,2 km van de heilocatie bevinden en niet wegzwemmen, zouden PTS kunnen oplopen als wordt uitgegaan van de hogere geluidsnorm van SELs (750 m) = 168 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ . Het zou dan om maximaal 4 bruinvissen per geheide turbinefundering gaan. Bij de aanleg van de kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver zullen het er zeker minder zijn, omdat een strengere geluidnorm van SELs (750 m) = 160 of 164 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  zal worden gehanteerd en omdat een 'slow start' zal worden toegepast. De hoeveelheid geluid waaraan eventuele niet wegzwemmende bruinvissen worden blootgesteld zal daardoor beduidend minder zijn.

Voor het KEC 4.0 is een schatting gemaakt van de cumulatieve effecten op de populaties bruinvissen en zeehonden van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030, inclusief een drietal rekenvarianten voor een versnelde aanleg (totaal ca. 21 – 27 GW geïnstalleerd vermogen). Daarbij is voor de drie soorten zeezoogdieren gebruik gemaakt van het Interim Population Consequences of Disturbance (PCoD) model van SMRU/University St. Andrews (Harwood et al., 2013). De benaderingswijze die aan dit model ten grondslag ligt, wordt internationaal gebruikt (NRC 2005; New et al., 2014) wat betekent dat niet alleen de werkwijze, maar ook de verkregen uitkomsten internationaal vergelijkbaar zijn (voor andere modellen zie Intermezzo Berekenen van effecten van verstoring op populaties van zeezoogdieren).

#### **Intermezzo Berekenen van effecten van verstoring op populaties van zeezoogdieren**

Met ander model, DEPONS (Disturbance Effects on the harbour POorpoise 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](http://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 foeragemogelijkheden op basis van de locatie- en duikdata in principe kunnen worden berekend (e.g. New et al., 2014, Costa 2012). Een op de berekening van cumulatieve effecten van impulsief geluid op zeehondenpopulaties toegespitst model waarin van deze gegevens gebruik wordt gemaakt, is in ontwikkeling (WMR, G. Aarts c.s.), maar nu nog niet beschikbaar. Effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden zijn daarom, net als voor bruinvissen met de meest recente versie van het Interim PCoD model bepaald.



In het Interim PCoD model wordt een kwantitatieve relatie gelegd tussen de duur van de gedragsverandering (= aantal dagen dat een dier in zijn normale gedrag wordt verstoord, het aantal **dierverstoringsdagen**) en factoren als overlevingskans en reproductiesucces (*vital rates*). De relatie is afgeleid door het raadplegen van deskundigen volgens een formeel *expert elicitation* proces, aangezien voor veel soorten meetgegevens voor het ontwikkelen van een 'full' PCoD model (cf. New et al., 2014) ontbreken. Daarbij zijn diverse technieken toegepast om de meningen van experts onafhankelijk te wegen en een numerieke schatting van de onzekerheid in de relatie te kunnen geven. In 2018 zijn twee workshops gehouden waarin via *expert elicitation* op basis van nieuwe kennis en verbeterde inzichten voor bruinvissen en zeehonden opnieuw relaties zijn afgeleid (Booth & Heinis 2018; Booth et al., 2019). De resultaten zijn verwerkt in versie 5.0 van het Interim PCoD model, die in maart 2019 voor algemeen gebruik is vrijgegeven<sup>5</sup>. Bij de berekeningen voor het KEC 4.0 is gebruik gemaakt van de nieuwste versie 5.2 van het Interim PCoD model (<http://www.smruconsulting.com>).

Het totale aantal **dierverstoringsdagen** is berekend door het aantal mogelijk verstoorde dieren per dag (zie § 2.3.4) te vermenigvuldigen met het aantal **heidagen**. Daarbij is aangenomen dat alle funderingstypen binnen 1 dag worden geheid. In het iPCoD model versie 5.0 (en later) wordt ervan uitgegaan dat elke heidag (ongeacht de heiduur) gemiddeld genomen tot een 6 uur durende verstoring leidt bij **bruinvissen** die zich in het door geluid verstoorde gebied bevinden. Dit is een pragmatische keuze. Voor **zeehonden** is in het model van een langere verstoringsduur van 24 uur uitgegaan, ondanks dat de deskundigen het er tijdens de expert elicitation over eens waren dat hiermee de duur van de verstoring wordt overschat. Ondanks dat Russell et al. (2016) hebben laten zien dat de verstoring bij gewone zeehonden veel korter duurt (ca. 4 uur: heitijd + 2 uur), konden zij het niet met elkaar eens worden over wat de verstoringsduur zou moeten zijn<sup>6</sup>.

## 2.4 EFFECTBEOORDELING EN TOETSING

### 2.4.1 Principes

De laatste stap van de redeneerlijn betreft het beoordelen van de geschatte populatieafname en de toetsing aan het, door de overheid vastgestelde maximaal toelaatbare effect op de populatie. In het vergunningstraject rond de kavels I en II van windenergiegebied Borssele is, mede op basis van advies van de Commissie m.e.r. voor bruinvissen een ecologische norm, te weten een maximaal toelaatbaar effect, voor de windparken van het Energieakkoord vastgelegd met een bijbehorend stelsel van geluidnormen. De principes hiervan zijn vastgelegd in de KEC-update 2016 (Ministerie EZ & Ministerie IenM 2016a, b). Uitgangspunt bij de toetsing van de effecten op de bruinvispopulatie was dat met grote zekerheid (95%) moest kunnen worden vastgesteld dat de huidige (Nederlandse) bruinvispopulatie als gevolg van de aanleg van de windparken op zee van het Energieakkoord met niet meer dan 5% zou afnemen.

Bij het KEC 3.0 en KEC 4.0 is voor bruinvissen van dezelfde ecologische norm (of *Acceptable Level of Impact*) uitgegaan als in 2016. Dit betekent dat de met grote zekerheid geschatte afname van de bruinvispopulatie als gevolg van de constructie van windparken op het NCP tot en met 2030 niet meer dan 5% mag bedragen (en bij voorkeur minder). In een overleg met het ministerie van LNV is

---

<sup>5</sup> Een beta-versie van het geüpdatete Interim PCoD model is al in 2018 gebruikt voor de KEC 3.0 berekeningen van de cumulatieve effecten op de bruinvispopulatie (zie Heinis et al., 2019).

<sup>6</sup> Het is niet ondenkbaar dat enkele experts bij hun inschattingen van de kans op effecten op de vital rates van een kortere verstoringsduur zijn uitgegaan.



voorgesteld om voor het KEC 4.0 eventuele cumulatieve effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden aan dezelfde ecologische norm te toetsen als de norm voor bruinvissen. Het ministerie van LNV heeft erkend dat dit een veilige grens is en stelt voor deze ecologische norm nog niet vast te stellen, maar als 'werknorm' in het KEC 4.0 te gebruiken.

In overeenstemming met het KEC 4.0 is dus van de volgende ecologische norm uitgegaan:

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

Bij een verwachte overschrijding van de ecologische norm voor bruinvissen of zeehonden, kunnen windparken uitsluitend worden aangelegd als dusdanige mitigerende maatregelen worden getroffen dat wel aan de ecologische norm wordt voldaan. De Nederlandse overheid stelt daartoe een limiet aan de maximaal te produceren hoeveelheid onderwatergeluid.

#### **2.4.2 Beoordeling van de effecten van aanleg windparken in IJmuiden Ver**

Voor het onderzoek naar de effecten op zeezoogdieren van de aanleg van windparken in windenergiegebied IJmuiden Ver vormen de dierverstoringsdagen die ten grondslag liggen aan de Interim PCoD berekeningen voor het KEC 4.0 het referentiekader. Het aantal berekende dierverstoringsdagen door aanleg van de kavels van IJmuidenVer wordt daarom vergeleken met de voor hetzelfde windenergiegebied berekende dierverstoringsdagen in het KEC 4.0. Als dat aantal kleiner of vergelijkbaar is met dat van het KEC 4.0, kan ervan worden uitgegaan dat de effecten op de populaties van bruinvissen of zeehonden in cumulatie met de effecten van de aanleg van de andere windparken in de periode 2016 – 2030 ook kleiner of vergelijkbaar zijn.

# 3 Effecten van aanleg kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver

## 3.1 INLEIDING

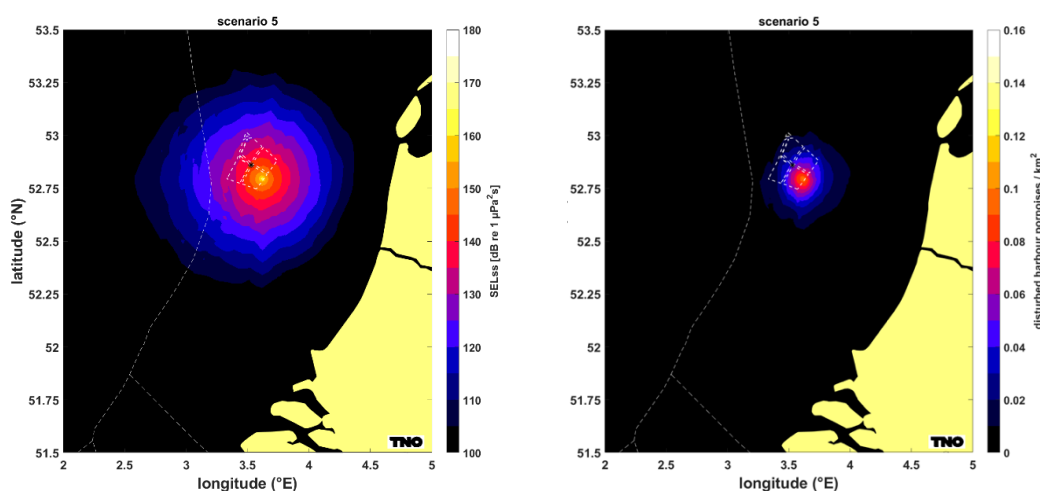
Dit hoofdstuk bevat een beschrijving van de mogelijke effecten van heigeluid voor de aanleg van twee kavels van elk 1.000 MW in het windenergiegebied IJmuiden Ver in twee alternatieve opstellingen. De berekeningen zijn uitgevoerd voor twee paalposities per kavel (Figuur 2-2). Verder is er voor de berekening van de maximale omvang van het effect van uitgegaan dat het breedbandgeluidsniveau op 750 meter van de heilocatie 160 of 164 dB re  $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$  bedraagt. De mogelijke effecten op de populaties van bruinvissen en zeehonden worden in § 3.2 beschreven. De toetsing van de effecten aan de Natura 2000-doelstellingen van relevante Natura 2000-gebieden is opgenomen in § 3.3, waarna in § 3.4 wordt getoetst aan de bepalingen voor beschermde soorten in de Wet natuurbescherming (Wnb).

## 3.2 EFFECTEN OP POPULATIES VAN ZEEZOOGDIEREN

### 3.2.1 Bruinvis

#### Effecten op het gedrag van bruinvissen

In Figuur 3-1 is de door TNO berekende verdeling van het voor bruinvissen relevante geluid tijdens het heien voor de constructie van windturbines op het diepste punt van kavel I in het windenergiegebied IJmuiden Ver weergegeven. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan, dat een 'soft start' procedure<sup>7</sup> wordt toegepast en dat een limiet aan het maximaal te produceren geluidsniveau is gesteld. In het weergegeven voorbeeld is uitgegaan van een breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie van  $\text{SEL}_{\text{SS}} = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ . Tijdens het heien onder deze voorwaarde ontstaat voor bruinvissen een verstoord gebied van  $568 \text{ km}^2$ . Het rechterpaneel van Figuur 3-1 toont het aantal op een heidag verstoorde bruinvissen per  $\text{km}^2$ . Voor het scenario dat in deze figuur is getoond (hamerenergie  $4.000 \text{ kJ}$  op het diepste punt in kavel I, is berekend dat op een heidag 566 bruinvissen worden verstoord.



**Figuur 3-1** Voorbeeld van de berekende verdeling van  $\text{SEL}_{\text{SS}}$  (ongewogen, breedband) bij heien met toepassing van een geluidsnorm van  $\text{SEL}_{\text{SS}} = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$  (750 m) voor een heiscenario op het diepste punt in kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver (links) en het aantal verstoorde bruinvissen per  $\text{km}^2$  a.g.v. heien op deze locatie (rechts).

<sup>7</sup> De 'soft start' procedure heeft geen invloed op de totale omvang van het verstoord gebied.

De berekende effecten van het heien voor de aanleg van turbinefunderingen in kavel I en II van het windenergiegebied IJmuiden Ver op bruinvissen zijn opgenomen in Tabel 3-1 en Tabel 3-2.

**Tabel 3-1 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 (67 funderingen van 15 MW) voor bruinvissen. De voor de kavels weergegeven bandbreedte is gebaseerd op berekeningen voor twee locaties binnen één kavel (zie Figuur 2-2). Er is van uitgegaan dat een geluidnorm van  $SEL_{ss} = 160$  dB re  $1 \mu Pa^2s$  (750 m) wordt toegepast. N.B. Eventuele permanente effecten van het heien op het gehoor (PTS) van bruinvissen zijn uit te sluiten (zie § 2.3.1).**

Alternatief 1 (67 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km <sup>2</sup> )			
Monopaalfundering	568 – 611	643 – 694	626
Verstoorde bruinvissen per heidag (n)			
Monopaalfundering	566 – 599	587 – 638	596
Dierversoringsdagen (1000-tallen)			
Monopaalfundering	38,0 – 40,1	39,3 – 42,8	<b>39,9</b>

**Tabel 3-2 Als Tabel 3-1 voor alternatief 2 (50 funderingen van 20 MW)**

Alternatief 2 (50 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km <sup>2</sup> )			
Monopaalfundering	523 – 575	552 – 655	598
Tripodfundering	490 – 547	506 – 541	576
Jacketfundering	486 – 542	515 – 622	570
Verstoorde bruinvissen per heidag (n)			
Monopaalfundering	522 – 563	504 – 627	569
Tripodfundering	488 – 537	470 – 572	549
Jacketfundering	485 – 532	418 – 493	543
Dierversoringsdagen (1000-tallen)			
Monopaalfundering	26,1 – 28,1	25,2 – 30,1	28,5
Tripodfundering	24,4 – 26,8	23,1 – 28,8	27,5
Jacketfundering	24,2 – 26,6	23,4 – 28,6	27,1

Uit de resultaten blijkt:

- De verschillen in de berekende oppervlakten (effectief) verstoord gebied zijn relatief klein, wat een gevolg is van de toegepaste geluidnorm van  $SEL_{ss} = 160$  dB re  $1 \mu Pa^2s$  op 750 m.
- Afgemeten aan het aantal dierversoringsdagen verschillen de twee onderzochte alternatieven in effecten op de bruinvispopulatie. Dit hangt vooral samen met het aantal heidagen (= aantal funderingen): de aanleg van alternatief 1 (67 funderingen) leidt tot 1,4 – 1,5 maal zo veel dierversoringsdagen als die van alternatief 2 (50 funderingen).
- Voor de twee kavels zijn vergelijkbare effecten berekend. De iets kleinere, voor kavel I berekende effecten zijn toe te schrijven aan (toevallige) verschillen in bruinvisdichtheid rond de gekozen rekenlocaties en zijn niet representatief voor systematische verschillen tussen de kavels (zie Figuur 2-5).
- In vergelijking met het aantal dierversoringsdagen dat het uitgangspunt vormde voor de Interim PCoD berekeningen in het KEC 4.0 (vetgedrukte getal in Tabel 3-1) liggen de berekende waarden voor de kavels I en II in dezelfde orde van grootte.

Voor de kavels I – IV van IJmuiden Ver zijn door TNO voor de effecten van het heigeluid op bruinvissen ook berekeningen uitgevoerd uitgaande van een geluidsnorm van  $SEL_{ss}$  (750 m) = 164

dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ . Zoals hiervoor beargumenteerd zijn de berekende verschillen binnen en tussen de kavels klein en mede vanwege diverse modelonzekerheden niet representatief voor systematische verschillen tussen de kavels (zie Bijlage 1). TNO heeft daarom voor deze studie de rekenresultaten voor de 8 locaties in de kavels I – IV gemiddeld en een beeld van de bandbreedte van de schatting gegeven via de standaarddeviatie (zie Bijlage van TNO in Heinis, 2023). De resultaten van de berekeningen zijn als aantal duizenden bruinvisverstoringdagen weergegeven in Tabel 3-3. Ter vergelijking zijn de over de vier kavels gemiddelde waarden bij toepassen van een geluidsnorm van SEL<sub>ss</sub> (750) = 160 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  ook weergegeven, evenals het aantal bruinvisverstoringdagen dat is berekend voor de KEC 4.0 locatie (afgerond).

De vergelijking laat zien dat toepassen van een ruimere geluidnorm van SEL<sub>ss</sub> (750) = 164 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  tot een toename van het aantal bruinvisverstoringdagen leidt van ca. 51 – 56% in vergelijking met het toepassen van SEL<sub>ss</sub> (750) = 160 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ . In alternatief 2 worden minder turbinefunderingen geheid en is het aantal (berekende) bruinvisverstoringdagen bij de ruimere geluidsnorm vergelijkbaar met het aantal dat voor alternatief 1 met geluidsnorm 160 dB en de KEC 4.0 locatie is berekend.

**Tabel 3-3 Gemiddelde ( $\pm$  standaarddeviatie) van het aantal berekende bruinvisverstoringdagen (1000-tallen) per kavel, voor het heien van turbinefunderingen in het windenergiegebied IJmuiden Ver (kavels I – IV).**

Geluidsnorm SEL <sub>ss</sub> (750m) [dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ ]	Alternatief 1 (67 turbines)		Alternatief 2 (50 turbines)	
	Monopaalfundering	Monopaalfundering	Tripodfundering	Jacketfundering
164	59 $\pm$ 4	41 $\pm$ 3	39 $\pm$ 3	39 $\pm$ 3
160	39 $\pm$ 3	27 $\pm$ 2	25 $\pm$ 3	25 $\pm$ 2
KEC 4.0	40			

### Effecten op het gehoor van bruinvissen

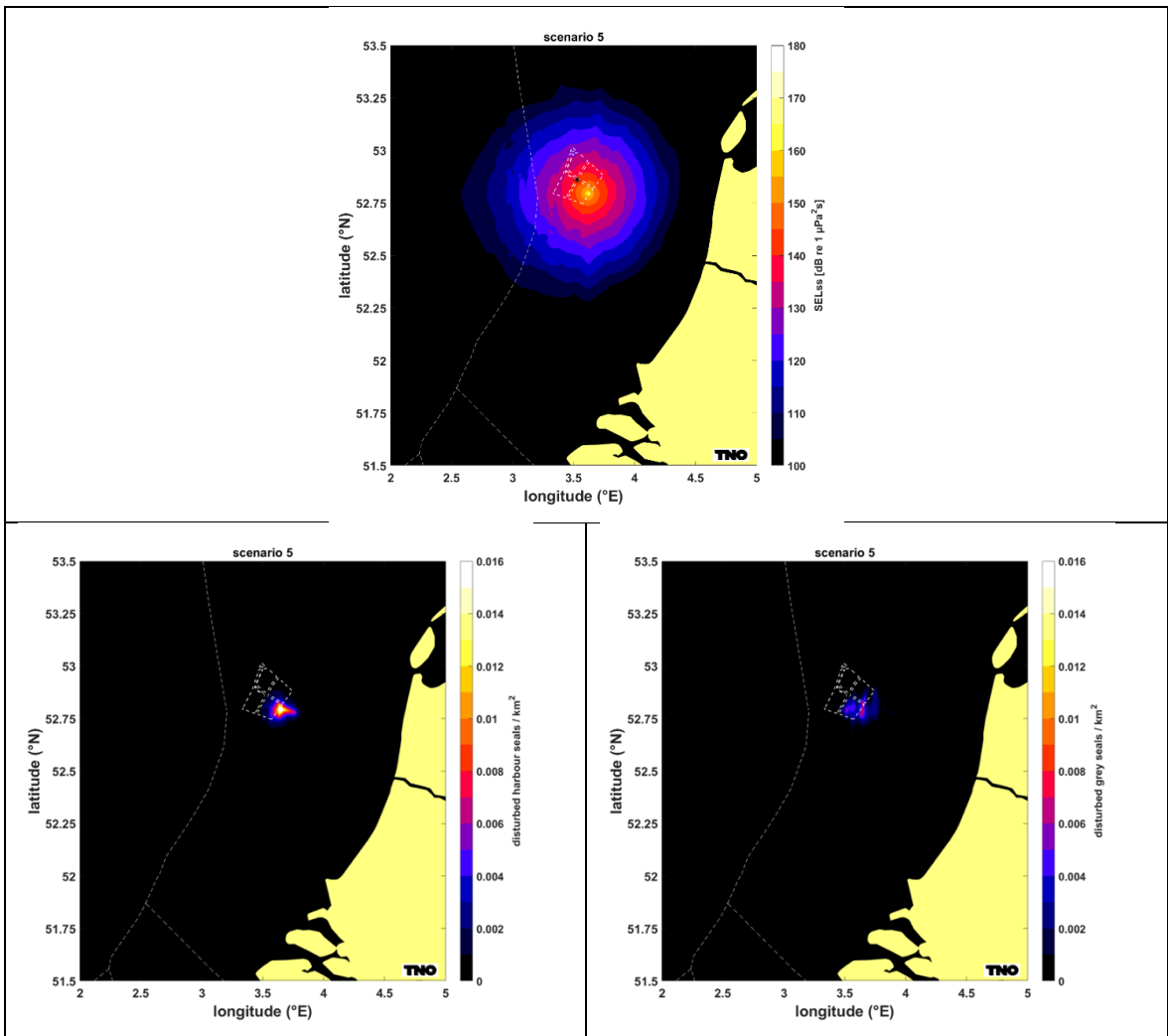
Effecten op het gehoor van bruinvissen (PTS) treden niet op en worden voorkomen door het toepassen van geluid reducerende maatregelen (zie § 2.3.1 en bijlage 2).

### 3.2.2 Zeehonden

#### Effecten op het gedrag van zeehonden

In Figuur 3-2 is de door TNO berekende verdeling van het voor gewone en grijze zeehonden relevante geluid tijdens het heien voor de constructie van windturbines op het diepste punt van kavel I in het windenergiegebied IJmuiden Ver weergegeven. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan, dat een ‘soft start’ procedure<sup>8</sup> wordt toegepast en dat een limiet aan het maximaal te produceren geluidniveau is gesteld. Er is uitgegaan van een breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie van SEL<sub>ss</sub> = 160 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ . Tijdens het heien onder deze voorwaarde ontstaat voor zeehonden een verstoord gebied van 224 km<sup>2</sup>. De onderste panelen van Figuur 3-2 tonen het aantal op een heidag verstoorde gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) per km<sup>2</sup>. Voor het scenario dat in deze figuur is getoond (hamerenergie 4.000 kJ op het diepste punt in kavel I), is berekend dat op een heidag gemiddeld 13 gewone zeehonden en 9 grijze zeehonden worden verstoord.

<sup>8</sup> De ‘soft start’ procedure heeft geen invloed op de totale omvang van het verstoord gebied.



Figuur 3-2 Voorbeeld van de berekende verdeling van SEL<sub>ss</sub> (ongewogen, breedband) bij heien met toepassing van een geluidsnorm van SEL<sub>ss</sub> = 160 dB re 1 µPa<sup>2</sup>s (750 m) voor een heiscenario op het diepste punt in kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver (boven) en het aantal verstoorde gewone zeehonden (linksonder) en grijze zeehonden (rechtsonder) per km<sup>2</sup> a.g.v. heien op deze locatie.

De resultaten van de berekening van de effecten van heigeluid op gewone en grijze zeehonden bij het heien van funderingen voor windturbines in kavels I en II van het windenergiegebied IJmuiden Ver voor twee alternatieve opstellingen zijn opgenomen in

Tabel 3-4 en

Tabel 3-5. Afhankelijk van de periode in het jaar kunnen 3 – 31 gewone zeehonden en 7 – 23 grijze zeehonden tijdens het heien worden verstoord.

Tabel 3-4 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 (67 funderingen van 15 MW) voor gewone zeehonden en grijze zeehonden. De voor de kavels weergegeven bandbreedte is gebaseerd op berekeningen voor twee locaties binnen één kavel (zie Figuur 2-2) en de maandelijkse variatie in de dichtheid van zeehonden (gemiddelde waarden tussen haakjes). Er is van uitgegaan dat een geluidnorm van  $SEL_{ss} = 160$  dB re  $1 \mu Pa^2s$  (750 m) wordt toegepast. N.B. Eventuele permanente effecten van het heien op het gehoor (PTS) van zeehonden zijn uit te sluiten (zie § 2.3.1).

Alternatief 1 (67 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km <sup>2</sup> )			
Monopaalfundering	224 – 235	251 – 263	240
<b>Gewone zeehonden</b>			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	5 – 38 (11 – 13)	3 – 39 (11)	3 – 31 (10)
Dierversoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	7,5 – 8,7	7,3 – 7,6	6,6
Monopaalfundering met geluidnorm $SEL_{ss} = 168$ dB re $1 \mu Pa^2s$ (750 m)			<b>10,5</b>
<b>Grijze zeehonden</b>			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	8 – 17 (11)	7 – 17 (9 – 11)	8 – 16 (10)
Dierversoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	7,5	6,3 – 7,3	7,0
Monopaalfundering met geluidnorm $SEL_{ss} = 168$ dB re $1 \mu Pa^2s$ (750 m)			<b>11,3</b>

Tabel 3-5 Als

Tabel 3-4 voor alternatief 2 (50 funderingen van 20 MW)

Alternatief 2 (50 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km <sup>2</sup> )			
Monopaalfundering	194 – 209	205 – 234	217
Tripodfundering	177 – 193	186 - 217	203
Jacketfundering	177 – 193	192 – 217	202
<b>Gewone zeehonden</b>			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	4 – 34 (10 – 11)	2 – 32 (9 – 10)	3 – 28 (9)
Tripodfundering	3 – 32 (9 – 11)	2 – 29 (8 – 9)	3 – 26 (8)
Jacketfundering	3 – 32 (9 – 11)	2 – 29 (8 – 9)	3 – 26 (8)
Dierversoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	4,9 – 5,7	4,5 – 4,8	4,4
Tripodfundering	4,6 – 5,3	4,0 – 4,4	4,1
Jacketfundering	4,5 – 5,3	4,2 – 4,4	4,0
<b>Grijze zeehonden</b>			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	8 – 15 (10)	5 – 16 (8 – 10)	7 – 14 (9)
Tripodfundering	7 – 14 (9)	5 – 15 (7 – 9)	7 – 13 (9)
Jacketfundering	7– 14 (9)	5 – 15 (7 – 9)	7 – 13 (9)
Dierversoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	4,9 – 5,0	3,8 – 4,9	4,7
Tripodfundering	4,4 – 4,6	3,5 – 4,6	4,4
Jacketfundering	4,4 – 4,6	3,6 – 4,6	4,3



Uit de resultaten blijkt:

- De verschillen in de berekende oppervlakten verstoord gebied zijn relatief klein, wat een gevolg is van de toegepaste geluidnorm van  $SEL_{SS} = 160$  dB re  $1 \mu Pa^2s$  op 750 m.
- Afgezet tegen het totale aantal zeehonden op het Nederlandse deel van de Noordzee is het aantal op een heidag mogelijk beïnvloede dieren beperkt; voor gewone zeehonden betreft het 0,01 – 0,2% van de populatie op het NCP en voor grijze zeehonden is dat < 0,03 – 0,1%; de dichtheid van gewone en grijze zeehonden is in het windenergiegebied IJmuiden Ver laag, vanwege de relatief grote afstand tot de ligplaatsten in het Waddengebied en het daarom als foerageergebied van beperkt belang is.
- Afgemeten aan het aantal dierverstoringsdagen verschillen de twee onderzochte alternatieven in effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden. Dit hangt vooral samen met het aantal heidagen (= aantal funderingen): de aanleg van alternatief 1 (67 funderingen) leidt tot ongeveer 1,6 maal zo veel dierverstoringsdagen als die van alternatief 2 (50 funderingen).
- Voor de twee kavels zijn voor gewone zeehonden vergelijkbare effecten berekend. De iets kleinere, voor kavel II berekende effecten voor grijze zeehonden zijn toe te schrijven aan (toevallige) verschillen in de dichtheid rond de gekozen rekenlocaties en zijn waarschijnlijk niet representatief voor systematische verschillen tussen de kavels (zie Figuur 2-6).

In vergelijking met het aantal dierverstoringsdagen dat het uitgangspunt vormde voor de Interim PCoD berekeningen in het KEC 4.0 (vetgedrukte waarden in

- Tabel 3-4) zijn de berekende waarden voor de kavels I en II in alle gevallen lager. Ook zijn de voor het KEC 4.0 berekende waarden aanmerkelijk hoger dan de nu berekende waarden voor de KEC 4.0 locatie. Voor het KEC 4.0 is voor zeehonden namelijk alleen een scenario doorgerekend waarbij voor het windenergiegebied IJmuiden Ver (en de 10 GW extra geïnstalleerd vermogen van de ‘versnelling’) werd uitgegaan van een geluidnorm van SEL<sub>SS</sub> = 168 dB re 1 μPa<sup>2</sup>s op 750 m. In dit scenario bleek de ecologische (werk)norm<sup>9</sup> voor gewone en grijze zeehonden niet te worden overschreden. Het werd daarom niet zinvol geacht om voor deze windparken de berekeningen voor zeehonden nogmaals uit te voeren met de lagere geluidnorm van SEL<sub>SS</sub> = 160 dB re 1 μPa<sup>2</sup>s op 750 m.

Voor zeehonden zijn geen extra berekeningen met een hogere geluidsnorm van SEL<sub>SS</sub> = 164 dB re 1 μPa<sup>2</sup>s uitgevoerd. Dit is niet zinvol, omdat uit de berekeningen met een geluidsnorm van SEL<sub>SS</sub> = 168 dB re 1 μPa<sup>2</sup>s al is gebleken dat de ecologische norm niet zou worden overschreden. Bij toepassen van een lagere geluidsnorm zal dat dus ook niet gebeuren.

### Effecten op het gehoor van zeehonden

Effecten op het gehoor van zeehonden (PTS) treden niet op en worden voorkomen door het toepassen van geluid reducerende maatregelen (zie § 2.3.1 en Bijlage 2).

## 3.3 EFFECTEN OP NATURA 2000-GBIEDEN

### 3.3.1 Instandhoudingsdoelstellingen

Met uitzondering van de Vogelrichtlijngebieden Friese Front en Bruine Bank gelden in alle marien-estuariene Nederlandse Natura 2000-gebieden (ontwerp)instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden (Tabel 3-6).

**Tabel 3-6 Instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvis, gewone zeehond en grijze zeehond in Nederlandse Natura 2000-gebieden. = : behoud omvang/kwaliteit leefgebied; > : verbetering kwaliteit leefgebied.**

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

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

Effecten van de aanleg en exploitatie van de kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver zijn alleen tijdens de aanlegfase van die omvang dat effecten op instandhoudingsdoelen voor zeezoogdieren in Natura 2000-gebieden niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. Het gaat om de effecten van de toename van onderwater geluidsniveaus als gevolg van het heien van de funderingen voor de windturbines via zogenaamde externe werking. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in:

<sup>9</sup> Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5% bedraagt mag niet groter zijn dan 5% zijn)

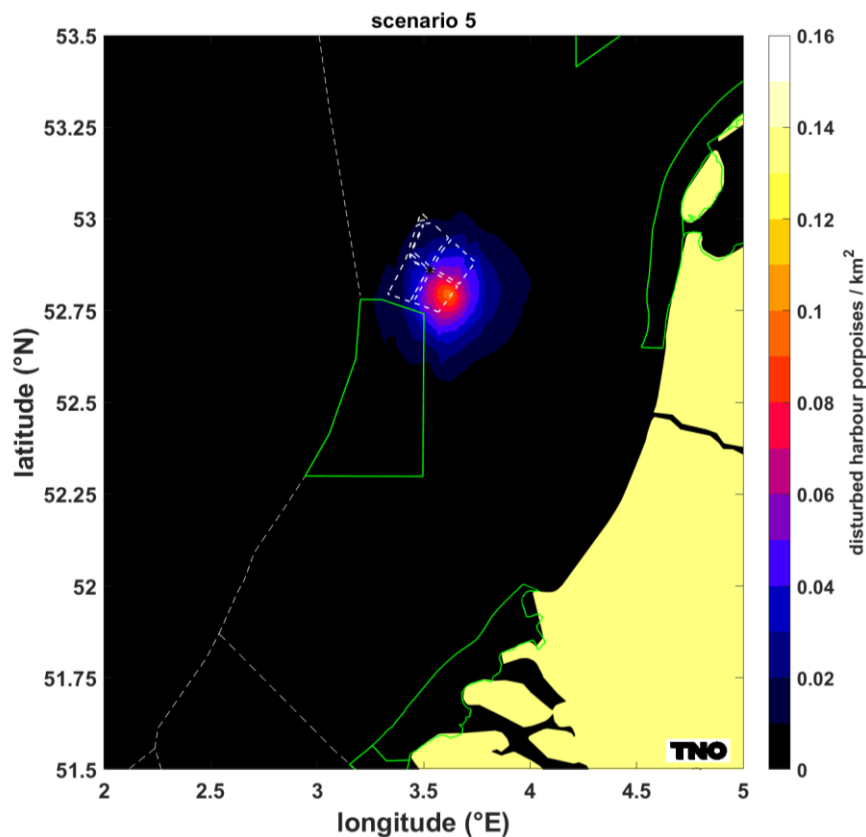
- Directe externe werking: het geluid beïnvloedt de kwaliteit van het leefgebied van de dieren waarvoor in het N2000-gebied instandhoudingsdoelstellingen gelden en
- Indirecte externe werking: de invloed van het geluid op dieren buiten het betreffende N2000-gebied moet deels worden toegerekend aan dit N2000-gebied (bijvoorbeeld als de foerageerfunctie buiten het N2000-gebied zodanig negatief zou worden beïnvloed dat dit niet verenigbaar is met de gestelde doelen voor het N2000-gebied).

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

Deze paragraaf bevat de toetsing van de, in paragraaf 3.3 beschreven en nader geanalyseerde effecten van onderwatergeluid op bruinvissen en zeehonden aan de instandhoudingsdoelstellingen van de in Tabel 3-6 weergegeven Natura 2000-gebieden.

### 3.3.2 Bruinvissen

Een negatieve invloed van de constructie van windturbines in de kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden is uit te sluiten. De verstoringscontouren overlappen namelijk niet met de Natura 2000-gebieden (Figuur 3-3). Er is **dus geen sprake van directe externe werking**. De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt echter wel tijdelijk af, waardoor een effect op de totale bruinvispopulatie op het NCP, en daarmee op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden, kan ontstaan (indirecte externe werking).



Figuur 3-3 Verstoringcontour voor bruinvissen door heien voor de constructie van windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver op de dichtst bij de Nederlandse kust gelegen rekenlocatie (in kavel I) in relatie tot Natura 2000-gebieden. N.B. het nabijgelegen Natura 2000-gebied Bruine Bank is aangewezen als Vogelrichtlijngebied voor een zestal vogelsoorten.

Uit de in § 3.2.1 gepresenteerde resultaten blijkt dat voor de onderzochte scenario's, waarbij ervan is uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heillocatie wordt gesteld van  $SEL_{SS} = 160$  dB re  $1 \mu Pa^2s$ , is uit te sluiten dat het aantal bruinvisverstoringdagen door de constructie van turbinefunderingen in de kavels I en II boven het aantal uitkomt dat voor het windenergiegebied IJmuiden Ver in het KEC 4.0 is berekend. In alle gevallen ligt het aantal bruinvisverstoringdagen in dezelfde orde van grootte (alternatief 1) of lager (alternatief 2). Onder deze voorwaarde is voor het KEC 4.0 berekend dat **significante gevolgen** van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelde aanleg van 10 – 16 GW) zijn **uit te sluiten**. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via **indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten**.

In het geval dat wordt uitgegaan van een hogere geluidsnorm van  $SEL_{SS} = 164$  dB re  $1 \mu Pa^2s$ , ligt het aantal berekende bruinvisverstoringdagen van alternatief 2 (50 turbines) in dezelfde orde van grootte als het aantal dat voor het KEC 4.0 is berekend, maar ruim 50% hoger voor alternatief 1 (67 turbines). Op de betekenis hiervan voor eventuele gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking wordt ingegaan in Hoofdstuk 4 (Cumulatieve effecten).

### 3.3.3 Gewone en grijze zeehonden

Ook voor zeehonden geldt dat het windenergiegebied IJmuiden Ver zo ver van de Natura 2000-gebieden ligt dat er geen sprake is van overlap van de verstoringcontouren met een van de gebieden. Het maximaal verstoord en het dichtst bij de kust gelegen oppervlak is met 224 km<sup>2</sup> voor beide zeehondensoorten aanmerkelijk kleiner dan dat van bruinvissen (566 km<sup>2</sup>). Er is dus **geen sprake van directe externe werking**. De omvang van het foerageergebied op de Noordzee neemt echter tijdelijk af, waardoor er sprake zou kunnen zijn van indirecte externe werking.

Uit de in § 3.2.2 gepresenteerde resultaten blijkt dat voor de onderzochte scenario's is uit te sluiten dat voor gewone en grijze zeehonden het aantal dierverstoringsdagen door de constructie van turbinefunderingen in de kavels I en II boven het aantal uitkomt dat voor het windenergiegebied IJmuiden Ver in het KEC 4.0 is berekend. In alle gevallen is het aantal dierverstoringsdagen lager. Hierbij is ervan uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van SEL<sub>SS</sub> = 160 dB re 1 µPa<sup>2</sup>s. Voor het KEC 4.0 is, uitgaande van een hogere geluidnorm van SEL<sub>SS</sub> = 168 dB re 1 µPa<sup>2</sup>s, berekend dat **significante gevolgen** van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelde aanleg van 10 – 16 GW) voor de gewone en grijze zeehonden op het NCP zijn **uit te sluiten**. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de gewone en grijze zeehond in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via **indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten**.

## 3.4 EFFECTEN OP BESCHERMDE SOORTEN

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

Uit de in voorgaande paragrafen opgenomen resultaten van berekeningen blijkt dat deze verstoring bij bruinvissen niet tot significante effecten op de populatie zal leiden als wordt uitgegaan van toepassen van een geluidsnorm van SEL<sub>SS</sub> = 160 dB re 1 µPa<sup>2</sup>s. Het aantal berekende bruinvisverstoringsdagen ligt namelijk in dezelfde orde van grootte als wat voor IJmuiden I – IV in het KEC 4.0 is berekend. Dit geldt niet voor bij de constructie van alternatief 1 (67 turbines per kavel) als een hogere geluidsnorm van SEL<sub>SS</sub> = 164 dB re 1 µPa<sup>2</sup>s wordt toegepast. In vergelijking met het KEC 4.0 wordt het aantal bruinvisverstoringsdagen met ongeveer 47% overschreden. Dit betekent dat een groter deel van het 'budget bruinvisverstoringsdagen' dat beschikbaar is om significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP te voorkomen wordt gebruikt. In combinatie met de scenario's, waarvan in het KEC 4.0 is uitgegaan, zal de ecologische norm echter niet worden overschreden en zijn significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP dus uit te sluiten (verder § 4.3).

De Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) is niet in het geding, omdat de geluidsnormen erop zijn gericht dat door de aanleg van windparken op zee de afname van de bruinvispopulatie met grote zekerheid (95%) niet meer dan 5% zal bedragen. Een effect op de GSI van de betreffende populatie kan daarmee met zekerheid worden uitgesloten.

### 3.5 (VERDER) BEPERKEN VAN EFFECTEN DOOR HET NEMEN VAN AANVULLENDE MAATREGELEN

In de vorige paragrafen zijn de resultaten beschreven van het onderzoek naar de effecten van de realisatie van windparken in de kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver. Er is daarbij van uitgegaan dat bij de aanleg van deze windparken een geluidnorm wordt opgelegd van SEL<sub>ss</sub> (750 m) = 160 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ .

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

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

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

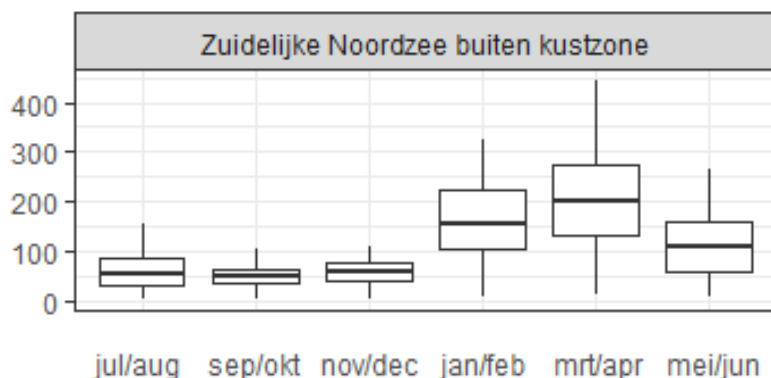
1. De oppervlakte door impulsief geluid door heien (met heihammers) verstoord gebied te beperken en/of
2. De heiwerkzaamheden uit te voeren in een seizoen met een relatief lage dichtheid van zeezoogdieren en/of
3. Het aantal verstoringsdagen (= het aantal funderingen) te beperken of
4. Een andere, minder geluid producerende funderingstechniek gebruiken (bijvoorbeeld trillen, blue piling of schroeven).

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

- De propagatie van heigeluid (verder) te beperken door het toepassen van geluiddemping (heimantels, bellenschermen e.d.);
- Voor de aanleg van windparken gebieden te kiezen met een relatief geringe waterdiepte. Het geluid draagt dan minder ver.

#### Ad 2. Heien als de dichtheid van zeezoogdieren laag is

Voor het KEC 4.0 is voor **bruinvissen** gebruik gemaakt van de recente kaart van Gilles et al. (2020) met een schatting van de dichtheid in het zomerseizoen. Uit eerder onderzoek van Geelhoed et al. (2011) en recenter onderzoek door Soldaat & Poot (2019) is gebleken dat er grote verschillen in de verspreiding tussen de seizoenen kunnen zijn. Uit de analyse van gegevens uit de periode 1991 – 2016 die in het kader van het MWTL-programma zijn verzameld, blijkt dat in het offshore deel van de Zuidelijke Noordzee, waar het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt, de dichtheid van bruinvissen duidelijk hoger is in de periode januari – juni dan in de zes maanden ervoor (Figuur 3-4). De over genoemde periode gemiddeld hoogste waarden werden in maart/april gezien.



**Figuur 3-4** Voorkomen van bruinvissen in de zuidelijke Noordzee op basis van de MWTL-vliegtuigtellingen. Naar: Soldaat & Poot (2020).

Op grond van de door Aarts et al. (2021) geproduceerde kaarten kunnen seizoensverschillen voor **gewone en grijze zeehonden** wel worden meegenomen. Voor de berekeningen van het aantal dierverstoringsdagen is uitgegaan van de over de maanden gemiddelde dichtheid rond de heillocatie. In Tabel 3-7 is de jaarlijkse variatie in de per kwartaal gemiddelde dichtheid in het windenergiegebied weergegeven.

**Tabel 3-7** Jaarlijkse variatie in de dichtheid van gewone en grijze zeehonden in het windenergiegebied IJmuiden Ver (gemiddelden per kwartaal).

n / km <sup>2</sup>	jan - mrt	apr - jun	jul - sep	okt - dec
gewone zeehond	0,03	0,03	0,07	0,06
grijze zeehond	0,06	0,06	0,07	0,01

### Ad 3. Beperken van het aantal verstoringsdagen

Voor het aanleggen van een windpark met een klein aantal, relatief grote turbines is een hogere hei-energie nodig dan voor de aanleg van een windpark met meer, kleinere turbines. Bij het toepassen van één universele geluidsnorm maakt het voor de omvang het verstoringsoppervlak in principe echter in zeer beperkte mate uit met welke energie wordt geheid (zie Tabel 3-1 tot en met

Tabel 3-5). Op 750 m van de heillocatie mag het geluidsniveau de betreffende waarde immers niet overschrijden. In het geval dat gekozen wordt voor een kleiner aantal, relatief grote turbines zal het uiteraard wel moeilijker zijn de gestelde geluidsnorm te halen. Vanwege het feit dat er tussen verschillende alternatieven hoegenaamd geen verschil in de omvang van het verstoringsoppervlak is, zullen effecten van een windpark met een geringer aantal, relatief grote turbines voor zeezoogdieren altijd gunstiger uitpakken dan die van een windpark met meer, kleinere turbines (vergelijk bijvoorbeeld dierverstoringsdagen in Tabel 3-1 met die in Tabel 3-2). Bij de keuze voor een bepaalde grootte van windturbines moet uiteraard ook met andere soorten, zoals vogels en vleermuizen rekening worden gehouden. Gebleken is dat een kleiner aantal, relatief grote turbines ook voor zeevogels en vleermuizen gunstiger uitpakt.

### Ad 4. Toepassen van alternatieve funderingstechnieken

Niet-impulsief geluid dat wordt geproduceerd tijdens de installatie van turbinefunderingen met andere technieken dan heien (trilhamers, schroeven, blue piling) is mogelijk minder verstorend. Uit resultaten van proefprojecten is gebleken dat met deze technieken een mogelijk substantiële geluidsreductie is te bereiken (zie review van Verfuss et al., 2019). Hoewel enkele technieken veelbelovend zijn, worden ze voor windenergie op zee nog niet in de praktijk toegepast (zie § 5.2).

## 4 Cumulatieve effecten

### 4.1 AFBAKENING

In het onderzoek naar de cumulatieve effecten op zeezoogdieren is uitsluitend gekeken naar de effecten van impulsief geluid dat ten behoeve van en tijdens de constructie van windparken op zee wordt geproduceerd. Het betreft de volgende geluidsbronnen:

- Apparatuur die wordt gebruikt voor geofysisch onderzoek in het plangebied en de kabeltracés voor het windpark (seismische surveys);
- Apparatuur voor het in de zeebodem verankeren van de funderingen van de TenneT-platforms;
- Apparatuur voor het in de zeebodem verankeren van de turbinefunderingen door middel van heihammers; andere niet-impulsieve funderingstechnieken (trillen, bluepiling) worden nog niet toegepast, maar veroorzaken vanwege de te verwachten lagere geluidsniveaus waarschijnlijk minder effecten op zeezoogdieren<sup>10</sup>.

Mogelijke effecten van continu geluid (w.o. scheepsgeluid en geluid van operationele windparken) en de effecten van andere bronnen van impulsief geluid (sonar, ruiming van explosieven en seismische surveys voor olie en gas) zijn buiten beschouwing gebleven. Voor wat betreft de mogelijke effecten van scheepsgeluid (door de reguliere scheepvaart) en seismische surveys betreft het reeds bestaande activiteiten; er kan van worden uitgegaan dat deze al zijn verdisconteerd in de huidige populatieomvang. Het door draaiende windturbines geproduceerde geluid is weliswaar continu, maar komt alleen op zeer korte afstand van de turbine boven het achtergrondgeluid uit (Tougaard et al. 2009) en is dus geen relevante versturende factor voor zeezoogdieren. Voor de overige bronnen van impulsief geluid geldt dat ze of niet op het NCP voorkomen (sonar) of op zo'n manier worden uitgevoerd dat effecten op zeezoogdieren worden voorkomen (explosieven).

### 4.2 CUMULATIEVE EFFECTEN WINDENERGIEGEBIED IJMUIDEN VER

#### 4.2.1 Scenario

Cumulatieve effecten op zeezoogdieren door de geluidsproductie van alle impulsieve geluidsbronnen die worden gebruikt bij de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver zijn berekend voor de volgende situatie:

- Heien van windturbinefunderingen voor de kavels I tot en met IV, in combinatie met de constructie van twee TenneT-platforms en een seismisch vooronderzoek volgens het KEC 4.0 scenario (zie Heinis & de Jong et al., 2022).

De TenneT-platform hebben een zogenaamde jacketfundering, die elk met 8 palen in de zeebodem worden verankerd. Er wordt in overeenstemming met het KEC 4.0 van uitgegaan dat deze met een hei-energie van 2.000 kJ worden geheid en dat per dag 2 palen worden geheid. Bij de berekeningen is er voor de funderingen van de TenneT-platforms, anders dan voor de funderingen van de windturbines, conform het KEC 3.0 van uitgegaan dat een geluidnorm van SELs (750 m) = 168 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  wordt toegepast.

In het kader van het KEC 4.0 is voor bruinvissen ook een inschatting gemaakt van de mogelijke cumulatieve effecten van het geofysisch onderzoek dat wordt uitgevoerd voor de aanleg van

---

<sup>10</sup> In het SIMOX project ([/www.grow-offshorewind.nl](http://www.grow-offshorewind.nl)) wordt de toepasbaarheid van verschillende funderingstechnieken onderzocht. Metingen en modellering van het geproduceerde onderwatergeluid maken daar onderdeel van uit.



Nederlandse windparken in de periode 2016 – 2030 en rond de geplande tracés voor de zeekabels. Het betreft losstaande, indicatieve berekeningen met als doel een indruk te krijgen van de relatieve bijdrage van het aantal dierverstoringsdagen door deze activiteit ten opzichte van die van het heien van funderingen voor de windturbines en TennT-platforms. De bijdrage bleek zeer beperkt. De resultaten van de berekeningen zijn in het totaal van de populatie-effecten in het KEC 4.0 daarom niet meegenomen. Voor de volledigheid zijn de resultaten van die berekeningen voor het plangebied van IJmuiden Ver hier overgenomen. Voor de daarbij gehanteerde uitgangspunten wordt verwezen naar bijlage 3.

Volgens het scenario dat voor het KEC 4.0 is ontwikkeld worden in dezelfde periode dat voor IJmuiden Ver wordt gebouwd, ook drie windparken door andere landen rond de Noordzee aangelegd. Het betreft het Duitse N-3.6, het Princess Elisabeth Fairybank windpark in België en Norfok Boreas in het Verenigd Koninkrijk. Van geen van deze windparken zullen de verstoringscontouren tijdens de aanleg overlappen met het NCP. Daarmee is uit te sluiten dat in de periode van aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver ook effecten van de aanleg van andere windparken op het aantal, aan het NCP toegerekende bruinvissen optreden.

#### 4.2.2 Effecten op de bruinvispopulatie

De resultaten van de berekening van de cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen door het aanleggen van de windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver in twee alternatieve opstellingen en de bijbehorende TenneT-platforms zijn weergegeven in Tabel 4-1 en Tabel 4-2. Ter indicatie zijn de resultaten van indicatieve berekeningen van de effecten van het seismisch onderzoek hierin ook opgenomen. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van  $SEL_{SS} = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ .

**Tabel 4-1 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 = 267 turbines van 15 MW), de tweeTenneT-platforms en het benodigde seismische vooronderzoek. Geluidsnorm voor heien van turbinefundeingen  $SEL_{SS} (750 \text{ m}) = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ .**

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (1000-tallen)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopaalfunderingen	267	153 ± 11
Totaal funderingen turbines en platforms		164 ± 11

**Tabel 4-2 Als Tabel 4-2 voor alternatief 2 (200 turbines van 20 MW).**

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (1000-tallen)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopaalfunderingen	200	105 ± 9
Aanleg Tripod-funderingen	200	99 ± 10
Aanleg Jacket-funderingen	200	98 ± 9
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 115 ± 9

De Nederlandse overheid heeft bepaald dat significante gevolgen van de aanleg van windparken vanaf 2016 voor de bruinvispopulatie zijn uit te sluiten als met grote zekerheid kan worden vastgesteld dat de bruinvispopulatie op het NCP op minimaal 95% van omvang blijft zonder aanleg van windparken. Door het impulsief geluid dat gepaard gaat met de constructie van funderingen voor windturbines en TenneT platforms in de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver blijft het totale aantal bruinvisverstoringsdagen voor beide alternatieven en in alle gevallen onder het totaal van ca. **169.000 bruinvisverstoringsdagen** dat voor dit gebied in het KEC 4.0 is berekend. Bij deze waarde konden in cumulatie met de effecten van de aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelling) significante gevolgen op de bruinvispopulatie worden uitgesloten. Aangezien deze waarde niet wordt overschreden is de conclusie dat met de hier gehanteerde scenario's voor de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP ook zijn uit te sluiten.

Er zijn ook berekeningen uitgevoerd waarbij ervan is uitgegaan dat bij het heien van de turbinefunderingen een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van  $SEL_{55} = 164 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ . De resultaten van de berekeningen zijn opgenomen in Tabel 4-5 en Tabel 4-6.

**Tabel 4-3 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 = 267 turbines van 15 MW), de tweeTenneT-platforms en het benodigde seismische vooronderzoek. Geluidsnorm voor heien van turbinefunderingen  $SEL_{55} (750 \text{ m}) = 164 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ .**

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (1000-tallen)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopaalfunderingen	267	234 ± 16
Totaal funderingen turbines en platforms		244 ± 11

**Tabel 4-4 Als Tabel 4-6 voor alternatief 2 (200 turbines van 20 MW)**

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (1000-tallen)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopaalfunderingen	200	165 ± 11
Aanleg Tripod-funderingen	200	156 ± 13
Aanleg Jacket-funderingen	200	155 ± 12
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 175 ± 9

Uit de resultaten blijkt dat bij de constructie van funderingen voor windturbines en TenneT platforms in de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 het totale aantal bruinvisverstoringsdagen het totaal van ca. **169.000 bruinvisverstoringsdagen** wordt overschreden dat voor dit gebied in het KEC 4.0 is berekend. Bij deze waarde konden in cumulatie met de effecten van de aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelling) significante gevolgen op de bruinvispopulatie worden uitgesloten. Bij de constructie van turbinefunderingen en TenneT platforms volgens alternatief 2 ligt het totaal aantal berekende bruinvisverstoringsdagen in dezelfde orde van grootte als de waarde van het KEC 4.0.

Omdat de in het KEC 4.0 berekende waarde van het totaal aantal bruinvisverstoringdagen voor de kavels I – IV niet (substantieel) wordt overschreden is de conclusie dat voor de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP zijn uit te sluiten. Bij de constructie volgens alternatief 1 wordt het totale aantal bruinvisverstoringdagen voor de kavels I – IV van IJmuiden Ver volgens het KEC 4.0 met ongeveer 44% overschreden. Dit betekent dat een groter deel van het ‘budget bruinvisverstoringdagen’ dat beschikbaar is om significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP te voorkomen wordt gebruikt. In combinatie met de scenario’s, waarvan in het KEC 4.0 is uitgegaan, zal de ecologische norm echter niet worden overschreden en zijn significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP dus uit te sluiten (zie verder § 4.3).

#### 4.2.3 Effecten op zeehonden

De resultaten van de berekening van de cumulatieve effecten van impulsief geluid op **gewone zeehonden** door het aanleggen van de windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver in twee alternatieve opstellingen en de bijbehorende TenneT-platforms zijn weergegeven in Tabel 4-5 en Tabel 4-6.

**Tabel 4-5 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 = 67 turbines 15 MW) en de tweeTenneT-platforms**

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (100-tallen)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopaalfunderingen	67	29 ± 3
Totaal funderingen turbines en platforms		30 ± 3

**Tabel 4-6 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 = 50 turbines 20 MW) en de tweeTenneT-platforms**

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (100-tallen)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopaalfunderingen	50	19 ± 2
Aanleg Tripod-funderingen	50	17 ± 2
Aanleg Jacket-funderingen	50	17 ± 2
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 19 ± 2

De Nederlandse overheid heeft bepaald dat significante gevolgen van de aanleg van windparken vanaf 2016 voor de zeezoogdierenpopulaties zijn uit te sluiten als met grote zekerheid kan worden vastgesteld dat de populaties op het NCP op minimaal 95% van omvang blijft zonder aanleg van windparken. Door het impulsief geluid dat gepaard gaat met de constructie van funderingen voor windturbines en TenneT platforms in de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver blijft het totale aantal dierversoringsdagen voor gewone zeehonden voor beide alternatieven en in alle gevallen ruim onder het totaal van ca. **4.200 dierversoringsdagen** dat voor dit gebied in het KEC 4.0 is berekend. Bij deze waarde konden in cumulatie met de effecten van de aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelling) significante gevolgen op de populatie van gewone zeehonden worden uitgesloten. Aangezien deze waarde niet wordt overschreden is de conclusie dat met de hier gehanteerde scenario’s voor de aanleg van de

kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP ook zijn uit te sluiten.

Een vergelijkbare conclusie is te trekken voor de populatie van **grijze zeehonden**. Voor deze soort is in het KEC 4.0 berekend dat significante effecten op de populatie zijn uit te sluiten bij ca. **4.520 dierverstoringsdagen** voor het windenergiegebied IJmuiden Ver in cumulatie met de effecten van aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030. De resultaten van de berekeningen voor dit MER zijn weergegeven in onderstaande Tabel 4-7 en Tabel 4-8.

**Tabel 4-7 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 = 67 turbines 15 MW) en de tweeTenneT-platforms**

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (100-tallen)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopaalfunderingen	67	30 ± 6
Totaal funderingen turbines en platforms		30 ± 6

**Tabel 4-8 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 = 50 turbines 20 MW) en de tweeTenneT-platforms**

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (100-tallen)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopaalfunderingen	50	19 ± 4
Aanleg Tripod-funderingen	50	17 ± 4
Aanleg Jacket-funderingen	50	18 ± 4
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 20 ± 4

#### 4.2.4 Natura 2000-gebieden

##### **Bruinvissen**

In § 3.3.2 is vastgesteld dat de constructie van windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden niet negatief beïnvloedt (verstoringcontouren overlappen niet met de Natura 2000-gebieden). Er is dus geen sprake van directe externe werking. De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt echter wel af, waardoor een effect op de totale bruinvispopulatie op het NCP, en daarmee op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden, kan ontstaan (indirecte externe werking).

Uit de in § 4.2.2 gepresenteerde resultaten blijkt dat het met de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver gepaard gaande impulsieve geluid door heien en het benodigde seismische onderzoek significante gevolgen voor de bruinvispopulatie zijn uit te sluiten. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten.

##### **Zeehonden**

Ook voor zeehonden geldt dat het windenergiegebied IJmuiden Ver zo ver van de Natura 2000-gebieden ligt dat er geen sprake is van overlap van de verstoringcontouren met een van de

gebieden. Er is dus geen sprake van directe externe werking. De omvang van het foerageergebied op de Noordzee neemt echter tijdelijk af, waardoor er sprake zou kunnen zijn van indirecte externe werking. In § 4.2.3 is vastgesteld dat cumulatieve effecten van de constructie van het windpark, inclusief de constructie van twee TenneT-platforms in het windenergiegebied IJmuiden Ver op de populaties van gewone en grijze zeehonden zijn uit te sluiten. Negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van deze soorten in de Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking zijn dan ook uit te sluiten.

#### 4.2.5 Beschermde soorten

De Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) is voor **bruinvissen** niet in het geding, omdat in het KEC 4.0 is vastgelegd dat aan het impulsieve geluid bij de aanleg van windparken op zee in de periode 2016 – 2030 zodanige restricties worden opgelegd dat de bruinvispopulatie op het NCP met grote zekerheid (95%) op een niveau van minimaal 95% dieren zal blijven. Een effect op de GSI van de betreffende populatie kan daarmee met zekerheid worden uitgesloten. De berekeningen voor het KEC 4.0 en de daarin gehanteerde geluidsnorm voor het windenergiegebied IJmuiden Ver van  $SEL_{SS} (750\text{ m}) = 160\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$  vormde de grondslag voor de berekeningen in dit rapport. Dit is ook het geval als voor de kavels I – VI van IJmuiden Ver en Nederwiek I van een hogere geluidsnorm van  $SEL_{SS} (750\text{ m}) = 164\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$  wordt uitgegaan (zie verder § 4.3.1 ).

### 4.3 CUMULATIEVE EFFECTEN WIND OP ZEE 2026 – 2030

#### 4.3.1 Bruinvissen

Voor het KEC 4.0 zijn voor de periode 2016 – 2030 de cumulatieve effecten van impulsief geluid door de constructie van windparken, inclusief een drietal rekenvarianten voor de versnelling, op de populaties van bruinvissen en zeehonden op het NCP berekend (Tabel 4-9). Er is daarbij ook rekening gehouden met de aanleg van de TenneT-platforms en het uitvoeren van het benodigde seismische onderzoek in de windenergiegebieden en langs de kabeltracés. Voor de windparken uit het Energieakkoord is ervan uitgegaan dat de in de (ontwerp)kavelbesluiten vastgelegde, naar seizoen en aantal turbines gedifferentieerde geluidsnormen worden toegepast. Voor de windparken van de routekaart windenergie op zee 2030 is voor Hollandse Kust (west) en Ten noorden van de Waddeneilanden uitgegaan van één universele geluidnorm van  $SEL_{SS} (750\text{ m}) = 168\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$ . Voor IJmuiden Ver en de windenergiezoekgebieden van de versnelling zijn de drie soorten berekeningen uitgevoerd uitgaande van een geluidnorm van  $SEL_{SS} (750\text{ m}) = 168\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$ . Omdat met het toepassen van deze geluidnorm de ecologische norm voor bruinvissen werd overschreden, zijn voor IJmuiden Ver en de windenergiezoekgebieden van de versnelling alleen voor bruinvissen ook berekeningen met een lagere geluidnorm van  $SEL_{SS} (750\text{ m}) = 160\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$  uitgevoerd.

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 4-10. Uit de resultaten blijkt dat bij toepassen van een geluidnorm van  $SEL_{SS} (750\text{ m}) = 160\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$  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 4-9 Windparken van het Energieakkoord/Routekaart 2030 en zoekgebieden voor versnelling van de realisatie van windenergie op zee in de periode 2027 – 2030 in drie varianten.

Energieakkoord en oude routekaart 2030	Rekenvarianten 2027-2030 (versnelling – 2030)		
	I	II	III
Borssele III/IV	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel
Borssele I/II	IJmuiden Ver (noord)	IJmuiden Ver (noord)	IJmuiden Ver (noord)
Borssele V	Zoekgebied 5 (oost)	Zoekgebied 5 (oost)	Zoekgebied 5 (oost)
Hollandse Kust (zuid) I/II	Zoekgebied 2 (noord)	Zoekgebied 2 (noord)	Zoekgebied 2 (noord)
Hollandse Kust (zuid) III/IV		Zoekgebied 1 (zuid)	Zoekgebied 1 (zuid)
Hollandse Kust (noord)			Zoekgebied 1 (noord)
Hollandse Kust (west) VI/VII			
Ten noorden van de Waddeneilanden			
IJmuiden Ver			
<b>Ca. 10 GW</b>	<b>10,7 GW</b>	<b>12,7 GW</b>	<b>16,7 GW</b>

Tabel 4-10 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee op de bruinvispopulatie op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief rekenvarianten voor de versnelling. Geluidnorm: SEL<sub>ss</sub> (750 m) = 160 dB re 1 µPa<sup>2</sup>s voor windenergiegebied IJmuiden Ver + windenergiezoekgebieden voor versnelling Overige geluidnormen volgens (ontwerp)kavelbesluiten.

	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10	10	10
Geïnstalleerd extra vermogen 2016-2030	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal bruinvisverstoringsdagen internationaal	23,9 x 10 <sup>6</sup>	23,8 x 10 <sup>6</sup>	23,7 x 10 <sup>6</sup>
Aantal bruinvisverstoringsdagen NL-bijdrage	1,4 x 10 <sup>6</sup>	1,3 x 10 <sup>6</sup>	1,2 x 10 <sup>6</sup>
Populatiereductie internationaal zonder NL	44.464	44.464	44.464
Populatiereductie NL-bijdrage	1.797	1.624	1.410
Populatiereductie (% NCP-populatie)	<b>2,9%</b>	<b>2,6%</b>	<b>2,3%</b>

In aanvullende berekeningen zijn effecten op het totale cumulatiescenario voor de verstoring van bruinvis berekend voor tussen 160 en 168 dB liggende waarden van de geluidsnorm (Heinis, 2023). Er is daarbij voor de windgebieden IJmuiden Ver I-IV, V en VI (= IJmuiden Ver noord) en Nederwiek I (= zoekgebied 1 zuid) berekend wat het effect is als uitgegaan wordt van een hogere geluidsnorm van SEL<sub>ss</sub> (750) = 164 dB re 1 µPa<sup>2</sup>s in plaats van SEL<sub>ss</sub> (750) = 160 dB re 1 µPa<sup>2</sup>s die in het KEC 4.0 is gehanteerd. Voor de overige windenergiegebieden van het cumulatiescenario is de geluidsnorm in de berekeningen niet aangepast.

Om een beeld te krijgen van het toepassen van een hogere geluidsnorm op het totale cumulatiescenario is een vergelijking gemaakt met de resultaten van de KEC 4.0 berekeningen voor het grootste scenario. Dit zijn de windparken van de (oorspronkelijke) Routekaart 2030 en windparken in de zoekgebieden van rekenvariant III voor de versnelde ontwikkeling van wind op zee (zie Tabel 4-9). In totaal gaat het dan om de ontwikkeling van bijna 27 GW opgesteld/op te stellen vermogen in de periode 2016 – 2030. De resultaten van de berekening zijn weergegeven in Tabel 4-11.

Uit de berekeningen blijkt dat bij de aanleg van de kavels I – VI van IJmuiden Ver en Nedewiek I een hogere geluidsnorm dan 160 dB kan worden gehanteerd zonder dat daardoor de ecologische norm wordt overschreden. Bij een geluidsnorm van 164 dB voor alle zes kavels van het windenergiegebied IJmuiden Ver en kavel I van Nederwiek en 160 dB voor de overige windenergiegebieden van de versnelling bedraagt de berekende reductie 3,4% van het aantal bruinvis op het NCP. Dit betekent dat door de aanleg van windparken volgens dit scenario

significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP, en daarmee op Natura 2000- gebieden zijn uit te sluiten.

**Tabel 4-11 Effect van verschillende geluidsnormen voor de berekende reductie (5% kans) van het aantal bruinvissen op het NCP als gevolg van het heien van windturbinefunderingen volgens het KEC 4.0 scenario 2016 – 2030 (variant III). Bvvd = bruinvisversoringsdagen.**

Variant	Bvvd / 1000	Populatiereductie		
		# dieren	%	
IJmuiden Ver I – IV en versnelling: 168 dB	2.648	3.995	6,3	KEC 4.0
IJmuiden Ver I – VI + Nederwiek I: 164 dB, daarna 160 dB	1.697	2.106	3,4	Interpolatie
IJmuiden Ver I – IV en versnelling: 160 dB	1.517	1.797	2,9	KEC 4.0

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

Uit de resultaten van de uit het KEC 4.0 rapport van Heinis & de Jong et al. (2022) overgenomen en in

Tabel 4-12 weergegeven indicatieve berekeningen blijkt (zie bijlage 3 voor de gehanteerde uitgangspunten):

- Het totale aantal bruinvisverstoringdagen door de surveys voor de Nederlandse windparken is maximaal 4,1% van het aantal bruinvisverstoringdagen door het heien (op basis van de maximale variant III van 16,7 GW extra opgesteld vermogen) en uitgaande van het toepassen van een geluidsnorm van SELss (750) = 160 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  bij de aanleg van IJmuiden I – IV en de zoekgebieden van de versnelling;
- De toename van de berekende 5% kans op een reductie van de populatie op het NCP is verwaarloosbaar (van 2,9% naar 3,0%).

**Tabel 4-12 Berekende bruinvisverstoringdagen (bvvd) als gevolg van het uitvoeren van geofysische surveys voor de aanleg van windparken op het NCP in de periode 2016-2030 (rekenvariant III = maximumvariant van 16,7 GW extra opgesteld vermogen).**

Activiteit	Wanneer	Systeem	Verstoord oppervlak per dag (km <sup>2</sup> )	Bvvd NL-parken 2016 – 2030 (rekenvariant III)
Globale survey windenergiegebied	5 jaar voor aanleg	Sparker	~ 84 km <sup>2</sup>	22.664
Gedetailleerde survey windenergiegebied	1 jaar voor aanleg	Sparker	~ 84 km <sup>2</sup>	22.664
Globale survey kabeltracé	2 jaar voor aanleg	Sub-bottom profiler	~ 36 km <sup>2</sup>	8.148
Gedetailleerde survey kabeltracé	1 jaar voor aanleg	Sub-bottom profiler	~ 36 km <sup>2</sup>	8.148
<b>Totaal</b>				<b>61.622</b>

### 4.3.2 Zeehonden

De berekende cumulatieve effecten van de constructie van windparken op de populaties van gewone en grijze zeehonden op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief de drie rekenvarianten voor de versnelling zijn opgenomen in Tabel 4-13 en



Tabel 4-14. Er is daarbij uitgegaan van toepassing van een geluidnorm van  $SEL_{SS} (750\text{ m}) = 168\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$  voor de windenergiegebieden van de 'oude' Routekaart 2030 (inclusief IJmuiden Ver I - IV) en de zoekgebieden voor de versnelling.

Uit de resultaten blijkt dat op basis van de gehanteerde uitgangspunten een versnelde uitrol van wind op zee in de periode 2016-2030 geen negatieve effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden zal hebben, zelfs als het totale aantal dierverstoringsdagen als gevolg van het uitvoeren van geofysisch onderzoek zou verdubbelen. Er worden in deze berekeningen waarschijnlijk geen cumulatieve effecten gevonden, omdat de kans dat een zeehond gedurende meerdere dagen wordt verstoord heel klein is<sup>11</sup>. Dit is een gevolg van het feit dat op de locaties waar windparken zijn voorzien, de dichtheid van zeehonden heel laag is en daarmee de kans dat een zeehond meerdere dagen wordt verstoord ook. Hierbij wordt aangetekend dat er in de berekeningen van is uitgegaan dat de kans dat een individuele zeehond wordt verstoord voor alle individuen uit de populatie gelijk is. Als er *worst case* van wordt uitgegaan dat een veel kleiner deel van de populatie kan worden verstoord en er sprake is van dieren die steeds naar dezelfde locatie toegaan (grote mate van plaatstrouw), neemt de kans dat een zeehond meerdere malen wordt verstoord toe. Omdat het in een dergelijke situatie om een verwaarloosbaar aandeel van de totale populatie gaat, is het effect op de populatie als geheel nog steeds nihil.

**Tabel 4-13 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee op de populatie van gewone zeehonden op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief rekenvarianten voor de versnelling. Geluidnorm:  $SEL_{SS} (750\text{ m}) = 168\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$  voor windenergiegebied van de oude Routekaart 2030 (inclusief IJmuiden Ver) + windenergiezoekgebieden voor versnelling. Overige geluidnormen volgens (ontwerp)kavelbesluiten.**

	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10	10	10
Aantal dierverstoringsdagen oude routekaart 2030	$92 \times 10^3$	$92 \times 10^3$	$92 \times 10^3$
Geïnstalleerd <b>extra</b> vermogen 2016-2030 (versnelling)	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal dierverstoringsdagen a.g.v. versnelling	$48 \times 10^3$	$45 \times 10^3$	$44 \times 10^3$
Populatiereductie (% NCP-populatie)	0%	0%	0%

**Tabel 4-14 Als Tabel 4-13 voor grijze zeehonden.**

	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10	10	10
Aantal dierverstoringsdagen oude routekaart 2030	$58 \times 10^3$	$58 \times 10^3$	$58 \times 10^3$
Geïnstalleerd <b>extra</b> vermogen 2016-2030 (versnelling)	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal dierverstoringsdagen a.g.v. versnelling	$24 \times 10^3$	$22 \times 10^3$	$21 \times 10^3$
Populatiereductie (% NCP-populatie)	0%	0%	0%

<sup>11</sup> In het Interim PCoD model bepaalt het aantal dagen verstoring de mate van effect op de *vital rates* (overlevingskans en voortplantingssucces).



## 5 Onzekerheden en leemten in kennis

### 5.1 PROCEDURE VOOR HET BEPALEN VAN POPULATIE-EFFECTEN

Elke stap van de procedure die is doorlopen bij het bepalen van de effecten op populaties met de daarbij behorende parameters kent een bepaalde mate van onzekerheid. Het kan daarbij gaan om onzekerheden als gevolg van een min of meer bekende variatie of onzekerheden over de aard of het tempo van technische ontwikkelingen, maar ook als gevolg van het feit dat over een bepaalde parameter weinig of vrijwel niets bekend is (dit is een kennisleemte). Een overzicht:

#### **Kwantificering van brongeluid en geluidpropagatie**

- Ondanks dat in de beschrijving van de fysica van de afstraling en propagatie van geluid significante verbeteringen zijn aangebracht in het Aquarius 4 model (de Jong e.a., 2018), blijft de kwantitatieve voorspelling van de SEL<sub>SS</sub> onzeker. Dit geldt met name voor de hoogfrequente component van het geluid, maar deze is niet van belang voor de ongewogen breedband SEL<sub>SS</sub>. De resultaten van de modellering met Aquarius 4 kwamen goed overeen met de ongewogen breedband SEL<sub>SS</sub> die tijdens de constructie van het Gemini windpark is gemeten. Om (nog) meer vertrouwen en de voorspelde geluidsniveaus te krijgen, vooral in verband met de akoestische eigenschappen van de zeebodem, is het nodig dat het model voor meer scenario's wordt gevalideerd (verschillende hamerconfiguraties en omgevingsvariabelen). Bovendien worden in het Aquarius 4 model de effecten van mitigerende maatregelen, zoals heimantels en bellenschermen, nog niet expliciet berekend, maar als een correctie achteraf meegenomen.

#### **Dosis-responsrelatie voor verstoring/gedragsverandering**

- In de berekeningen voor bruinvissen is voornamelijk geen rekening gehouden met de gehoorgevoeligheid als gevolg van de frequentie. Het is aannemelijk dat het toepassen van een met de frequentiegevoeligheid van het gehoor van de bruinvissen gewogen SEL-waarde een betere voorspelling geeft van de gedragsreactie. De ten tijde van het opstellen van het KEC 4.0 beschikbare gegevens lieten het echter niet toe duidelijke conclusies te trekken over de noodzaak daartoe. Tougaard et al. (2015) hebben er al enige tijd geleden op gewezen dat frequentieweging met een filter dat is gebaseerd op de inverse van het audiogram geschikt zou zijn voor het bepalen van effecten. De US National Marine Fisheries Service onderschrijft dit en heeft frequentieweging al geïmplementeerd in hun technische handleiding voor het bepalen van effecten op het gehoor van zeezoogdieren (NMFS 2016). Voor gedragseffecten en verstoring zijn er echter nog onvoldoende gegevens beschikbaar om frequentieweging te implementeren. Als het gaat om projecten waar het heigeluid wordt gemitigeerd door gebruik van bellenschermen zou de toepassing van frequentieweging bij het bepalen van gedragsverstoring bij bruinvissen tot kleinere voorspelde verstoringsoppervlakken kunnen leiden, omdat het geluid in de voor bruinvissen relevante frequenties beter wordt gedempt (Dähne et al., 2017).

#### **Kwantificeren van het aantal verstoorde dieren**

- Voor bruinvissen is in het KEC 4.0 gebruik gemaakt van de kaart van Gilles et al. (2020), die een schatting geeft van de gemiddelde zomerdichtheid van bruinvissen op de Zuidelijke Noordzee in de periode 2016-2019. Het betekent dat in de berekeningen geen rekening is

gehouden met seizoens-afhankelijke verschillen in de verspreiding. Verder is nog vrijwel niets bekend over eventuele seizoens-afhankelijke migratiepatronen, locatietrouw en mogelijke sexe- en leeftijd-specifieke variatie hierin. In de Deense wateren is relatief veel zenderonderzoek gedaan, waardoor voor individuele dieren meer informatie beschikbaar is gekomen (e.g. Sveegaard 2011; Nielsen et al., 2018). Voor het zuidelijke deel van de Noordzee zal deze leemte echter niet op korte termijn worden opgevuld. De Nederlandse overheid onderzoekt de mogelijkheden om hierover meer kennis te verzamelen door het zenderen van bruinvissen (zie Vrooman et al., 2022 voor overzicht van de huidige kennis over het zenderen van bruinvissen). Het zal echter nog meerdere jaren duren voordat dit voldoende representatieve resultaten oplevert. Hierdoor blijft het lastig een nauwkeurigere schatting te maken van het aantal dieren die in verschillende tijden van het jaar worden beïnvloed.

- Voor zeehonden is wel rekening gehouden met seizoens-afhankelijke verschillen in de verspreiding, maar niet met de effecten van een waarschijnlijk grotere plaats-trouw van zeehonden dan bruinvissen. Daardoor zou het kunnen zijn dat het gedeelte van de zeehond-populaties dat regelmatig verblijft in de zoekgebieden een grotere kans heeft om gedurende meerdere dagen verstoord te worden dan nu in de berekeningen is aangenomen. Daar staat tegenover dat dit voor de meeste zoekgebieden slechts een klein gedeelte van de populatie betreft en dat de rest van de populatie in dat geval minder kans op verstoring ondervindt. In bijlage D van Heinis & de Jong et al. (2022) wordt voor zeehonden ingegaan op de mogelijke effecten van dierbeweging op de uitkomsten van het Interim PCoD model.

#### **Doorvertalen van effecten op individuele bruinvissen naar populatie-effecten (iPCoD)**

- De omvang van de gevoelige deelpopulatie van bruinvissen (*vulnerable subpopulation*) is een van de parameters in het *interim Population Consequences of Disturbance* (iPCoD) model. In de berekeningen voor het KEC 4.0, die aan de basis hebben gelegen voor de berekeningen in dit rapport, is voor bruinvissen uitgegaan van een *vulnerable subpopulation* die gelijk is aan de totale omvang van de Noordzeepopulatie (afgeleid uit Gilles et al., 2020). De belangrijkste redenen hiervoor zijn 1) dat er geen duidelijke aanwijzingen zijn dat er binnen de Noordzeepopulatie van bruinvissen deelpopulaties zijn die aan een kleiner deelgebied zijn gebonden en 2) uit een recente publicatie blijkt dat de *home range* van bruinvissen behoorlijk groot kan zijn (Nielsen et al., 2018). Voor het KEC 1.0 is de gevoeligheid van de modelresultaten voor drie verschillende grootten van de *vulnerable subpopulation* onderzocht (Heinis & de Jong et al., 2015). Uit deze analyses bleek dat de omvang van de *vulnerable subpopulation* een rol begint te spelen bij een (berekende) populatiereductie van ongeveer de helft van de omvang van de *vulnerable subpopulation*. Het totale effect wordt beperkt tot ongeveer 80% van de *vulnerable subpopulation*. Dit betekent ook dat bij hogere waarden berekende populatiereductie toeneemt met de gekozen omvang van de *vulnerable subpopulation*. Een keuze voor een relatieve grote *vulnerable subpopulation* reduceert daarom het risico dat effecten worden onderschat.
- Doorvertaling van bruinvisverstoring naar effecten op *vital rates*. Het iPCoD model is in 2018 grondig geüpdatet en verbeterd. Bij het bepalen van de relatie tussen verstoring en *vital rates* is voor bruinvissen gebruik gemaakt van een door de Universiteit van Amsterdam in samenwerking met de Universiteit van St. Andrews ontwikkeld state-of-the-art energiebudget model. Uit de modelberekeningen blijkt duidelijk dat bruinvissen in veel gevallen voor een (tijdelijk) verlies van foerageermogelijkheden kunnen compenseren. Het

is echter nog niet duidelijk of en zo ja, waarom de gebieden waar de grootste dichtheid wordt gezien ook de meest geschikte gebieden zijn. Hebben bruinvissen die uit een dergelijk geschikt gebied worden verdreven ook werkelijk minder kans te overleven en hoe hangen seizoensvariaties in het voorkomen samen met variaties in het voorkomen van voedsel?

- Aannames in iPCoD model over populatieontwikkeling en demografische parameters. In het Interim PCoD model is ervan uitgegaan dat de bruinvispopulatie stabiel is en dat de populatieontwikkeling niet afhangt van de dichtheid. Voor de modeluitkomsten betekent dit dat na een eenmaal aangebracht effect op de populatie, *i.e.* een afname als gevolg van de activiteiten, de populatie hiervan na het beëindigen van de activiteiten niet herstelt. Dit is waarschijnlijk niet realistisch. Voor een meer realistische inschatting van de populatieontwikkeling in de jaren van de verstoring, maar vooral na het beëindigen ervan is meer kennis nodig over dichtheidsafhankelijke effecten op populatieontwikkeling. Is de 'carrying capacity' bereikt en zo ja, wat zijn beperkende factoren voor populatiegroei? Speelt competitie om voedsel een rol als de dichtheid van dieren toeneemt als zij door onderwatergeluid uit een bepaald gebied worden verdreven?
- Toepassen van Interim PCoD model voor het doorvertalen van effecten op gewone en grijze zeehonden. Voor de **gewone en de grijze zeehond** zijn door zenderonderzoek veel gegevens over het natuurlijke gedrag in het veld beschikbaar. Het betreft zowel populatieschattingen als kennis over beweging van individuele dieren. In combinatie met experimenteel bepaalde gegevens over de energetische 'kosten' van gedragsverandering (zie bijvoorbeeld Rosen et al., 2007; Sparling & Fedak 2004; Sparling et al., 2007) zou het effect op de populatie kunnen worden ingeschat door een zogenaamd '*agent based*' model (zie bijvoorbeeld Nabe-Nielsen et al., 2014) te combineren met een Dynamisch Energie Budget. Inmiddels is door WMR, in samenwerking met SMRU/Universiteit van St. Andrews een start gemaakt met de ontwikkeling van een dergelijk model (Chudzinska et al., 2021). Het zal echter nog enkele jaren duren voordat dit model operationeel is. Voor het schatten van effecten op de gewone en grijze zeehonden op het NCP is daarom, net als voor de bruinvissen gebruik gemaakt van de 2019-update van het Interim PCoD model. Ook hier is ervan uitgegaan dat alle op het NCP voorkomende zeehonden tot de *vulnerable subpopulation* behoren. Verder is ervan uitgegaan dat de populatie van gewone zeehonden stabiel is en dat die van de grijze zeehonden met 1% per jaar groeit (zie Sinclair et al., 2020 voor overige demografische parameters).

## 5.2 OVERIGE ONZEKERHEDEN

- Toepasbaarheid van alternatieve installatietechnieken. Uit resultaten van proefprojecten is gebleken dat met andere technieken dan heien, zoals trilhamers en blue piling een substantiële geluidsreductie is te bereiken (zie review van Verfuss et al., 2019). Hoewel dergelijke technieken veelbelovend zijn, worden ze voor windenergie op zee nog niet in de praktijk toegepast. Dit heeft er o.a. mee te maken dat nog niet zeker is of de monopile bij toepassing van een van deze technieken net zo stevig is verankerd is als wanneer wordt geheid ('axial bearing capacity'). Ook is er onzekerheid over de toepasbaarheid van deze technieken op dieper water. Voor trilhamers geldt bovendien dat gegevens over de aard van het geproduceerde geluid (frequentie-inhoud en niveaus) nog grotendeels ontbreken. In het SIMOX project (Sustainable Installation of XXL Monopiles) wordt de toepasbaarheid van alternatieve funderingstechnieken onderzocht ([www.grow-offshorewind.nl/](http://www.grow-offshorewind.nl/)). Doel van het project is om de bestaande en benodigde kennis op elkaar af te stemmen van nieuwe en innovatieve installatietechnieken en -mogelijkheden. Binnen het project wordt door de

verschillende partners de nodige technische- en milieukennis verzameld, waaronder de resultaten van metingen van onderwatergeluid. Het streven is om binnen vijf jaar één of meerdere gekwalificeerde en gevalideerde installatietechnologieën voor de volgende generatie monopiles beschikbaar te hebben.

- Onzekerheid over de effecten van toepassing van andere funderingstypen, waaronder tripod- en jacketfunderingen, 'gravity based' funderingen en drijvende windparken nu en in de toekomst. In KEC 4.0 studie is ervan uitgegaan dat de turbines in alle onderzochte windparken in binnen- en buitenland op monopilefunderingen worden geplaatst. Voor de gebouwde en te bouwen windparken op het relatief ondiepe zuidelijk deel van de Noordzee is dit aannemelijk, maar niet voor windparken die op dieper water worden aangelegd, zoals veel van de windparken in het Verenigd Koninkrijk, waar vaak gebruik wordt gemaakt van jackets of tripods. Het heien van een jacketfundering (4 palen) neemt waarschijnlijk meer tijd in beslag dan het heien van een enkele monopilefundering. Als dat meerdere dagen zijn, neemt het aantal bruinvisverstoringdagen en daarmee het berekende effect op de populatie ook toe.
- Continu geluid dat, met name door schepen, wordt geproduceerd tijdens de constructie- en operationele fase. Resultaten van recent onderzoek dat voorafgaand aan de werkelijke heiwerkzaamheden al effecten op bruinvissen kunnen optreden (Graham et al., 2017, Rose et al., 2019). Voor een deel is dit het gevolg van de inzet van Acoustic Deterrent Devices (ADD), waarmee het optreden van PTS wordt voorkomen, maar bij verschillende windparken is al voorafgaand aan het aanzetten van de ADD een verminderde activiteit van bruinvissen rond de heilocatie waargenomen. Het tijdens de verschillende activiteiten geproduceerde onderwatergeluid is de meest aannemelijke verklaring hiervoor. Daarbij kan worden gedacht aan het scheepsgeluid (m.n. schroefgeluid), geluid van sonars, ankerkettingen, het neerlaten van de poten van de jack-up schepen etc. Ook voor de mitigatie van het heigeluid is veel extra (scheeps)activiteit nodig. Al deze activiteiten leiden tot minder grote verstoringafstanden dan verstoringafstanden als gevolg van (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 kwantitatieve uitspraken over mogelijke populatie-effecten van het aan de constructie en operatie van windparken gerelateerde geluid, zijn echter onvoldoende gegevens over aantal scheepsbewegingen, geluidsniveaus en de bijbehorende drempelwaarden voor verstoring van bruinvissen beschikbaar. De verwachting is echter dat de effecten ten opzichte van het aantal scheepsbewegingen van de reguliere scheepvaart op de zeer druk bevaren Zuidelijke Noordzee verwaarloosbaar zijn (zie ook nog niet gepubliceerde resultaten metingen Borssele windpark). Continu geluid van operationele windturbines is in het algemeen alleen van belang wanneer het omgevingsgeluid van wind en scheepvaart heel laag is (Tougaard et al., 2020).
- Verschillende offshore windparken zijn aan het einde van hun levensduur en meer en meer van deze parken zullen in de komende twee of drie decennia worden ontmanteld. Er zijn nog geen voorbeelden beschikbaar van de wijze waarop ontmanteling van windparken op zee zal plaatsvinden en dus ook niet of en zo ja, hoeveel onderwatergeluid daarbij zal worden geproduceerd. Om de monopiles op een duurzame en kosteneffectieve manier te verwijderen, worden nieuwe technieken ontwikkeld. Hydraulische extractie van monopiles is een van de nieuwe methoden voor het verwijderen van de volledige monopile. Hierbij kan al het staal worden teruggewonnen en gerecycled. Deze techniek verkeert echter nog in de onderzoeksfase.

## 6 Referenties

- Aarts, G., S. Brasseur, R. Kirkwood, 2017. Response of grey seals to pile-driving. Wageningen, Wageningen Marine Research (University & Research centre), Wageningen Marine Research report C006/18. 54 pp.
- Aarts, G., 2021. Memo "Estimated distribution of grey and harbour seals" for KEC 4.0, Wageningen Marine Research.
- Benhemma-Le Gal, A., I.M. Graham, N.D. Merchant & P.M. Thompson, 2021. Broad -scale responses of harbor porpoises to pile-driving and vessel activities during offshore windfarm construction. *Front. Mar. Sci.* 8:664724. doi: 10.3389/fmars.2021.664724.
- Booth, C., and F. Heinis, 2018. Updating the Interim PCoD Model: Workshop Report - New transfer functions for the effects of permanent threshold shifts on vital rates in marine mammal species.
- Booth, C., F. Heinis & J. Harwood, 2019. Updating the Interim PCoD Model: Workshop Report – New transfer functions for the effects of disturbance on vital rates in marine mammal species. Report Code SMRUC-BEI-2018-011
- Brandt, M.J., A-C. Dragon, A. Diederichs, M.A. Bellmann, V. Wahl, W. Piper, J. Nabe-Nielsen & G. Nehls, 2018. Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 596: 213 – 232.
- Brasseur, S. & G. Aarts, 2019. Memo: Gebruik van het Borndiep door zeehonden in relatie tot stroming. Een korte evaluatie op basis van beschikbare data. Wageningen Marine Research memo 1942583.
- Chudzinska, M., J. Nabe-Nielsen, S. Smout, G. Aarts, S. Brasseur, I. Graham, P. Thompson, B. McConnell, 2021. AgentSeal: Agent-based model describing movement of marine central-place foragers. *Ecological Modelling* 440 (2021) 109397.
- Costa, D.P., 2012. A bioenergetics approach to developing a population consequences of acoustic disturbance model. In: Popper AN, Hawkins A (eds) "The effects of noise on aquatic life. Advances in experimental medicine and biology." Springer Science and Business Media, New York, NY, p. 423–426.
- Dähne, M., J. Tougaard, J. Carstensen, A. Rose & J. Nabe-Nielsen, 2017. Bubble curtains attenuate noise from offshore wind farm construction and reduce temporary habitat loss for harbour porpoises. *Mar Ecol Prog Ser* 580: 221–237.
- de Jong, C.A.F., B. Binnerts, M. Prior, M. Colin, M. Ainslie, I. Muller & I. Hartstra, 2018. Wozep – WP2: update of the Aquarius models for marine pile driving sound predictions. TNO Report, TNO 2018 R11671.
- Geelhoed, S.C.V., E. Friedrich, M. Joost, M.A.M. Machiels & N. Ströber, 2019 Gemini Tc: aerial surveys and passive acoustic monitoring of harbour porpoises 2015, Wageningen University & Research report C020/17.
- Gilles, A., S. Viquerat, E.A. Becker, K.A. Forney, S.C.V. Geelhoed, J. Haelters, J. Nabe-Nielsen, M. Schiedat, U. Siebert, S. Sveegaard, F.M. van Beest, R. van Bemmelen & G. Aarts, 2016. Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. *Ecosphere* 7: e01367. 10.1002/ecs2.1367.
- Gilles, A., N. Ramirez-Martinez, D. Nachtsheim & U. Siebert, 2020. Update of distribution maps of harbour porpoises in the North Sea. Commissioned by Rijkswaterstaat. University of Veterinary Medicine, Institute for Terrestrial and Aquatic Wildlife Research (ITAW).
- Graham, I.M., N.D. Merchant, A. Farcas, T.R. Barton, B. Cheney, S. Bono, P.M. Thompson, 2019, Harbour porpoise responses to pile-driving diminish over time. *R. Soc. Open sci.* 6: 190335. <http://dx.doi.org/10.1098/rsos.190335>.
- Harwood, J., S. King, R. Schick, C. Donovan & C. Booth, 2013. A protocol for implementing the interim population consequences of disturbance (PCoD) approach: quantifying and assessing the effects

- of UK offshore renewable energy developments on marine mammal populations. Report SMRUL-TCE-2013-014. Scottish Marine and Freshwater Science 5(2).
- Heinis F., C.J. de Jong & Werkgroep Onderwatergeluid, 2015. Cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op zeezoogdieren. Rapport TNO 2015 R10335.
- Heinis, F., C.A.F. de Jong, S. von Benda-Beckmann & B. Binnerts, 2019. Framework for Assessing Ecological and Cumulative Effects – 2018; Cumulative effects of offshore wind farm construction on harbour porpoises. HWE rapport: 18.153RWS\_KEC2018, January 2019.
- Heinis, F., C.A.F. de Jong & A.M. von Benda-Beckmann, 2022. Kader Ecologie en Cumulatie 2021 (KEC 4.0) – Zeezoogdieren. Rapport TNO 2021 R12503, Januari 2022.
- Heinis, F., 2023. Gevolgen van toepassen van verschillende geluidsnormen voor de bruinvispopulatie. Memo HWE d.d. 28 maart 2023.
- Kastelein et al, 2011. Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds, SEAMARCO Ref: 2011/01.
- Kastelein, R.A., R. Gransier, M.A.T. Marijt & L. Hoek, 2015. Hearing frequency thresholds of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) temporarily affected by played back offshore pile driving sounds. J. Acoust. Soc. Am. 137: 556 – 564.
- Kastelein, R.A., J. Huybrechts, J. Covi & L. Helder-Hoek, 2017. Behavioral Responses of a Harbor Porpoise (*Phocoena phocoena*) to Sounds from an Acoustic Porpoise Deterrent. Aquatic Mammals 43: 233 -244. DOI 10.1578/AM.43.3.2017.233.
- Kastelein, R.A., S. van de Voorde & N. Jennings, 2018. Swimming Speed of a Harbor Porpoise (*Phocoena phocoena*) During Playbacks of Offshore Pile Driving Sounds. Aquatic Mammals 44: 92 – 99, DOI 10.1578/AM.44.1.2018.92.
- Ministerie van Economische Zaken & Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016a. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee. Deelrapport A: Methodebeschrijving.
- Ministerie van Economische Zaken & Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016b. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee. Deelrapport B: Beschrijving en beoordeling van cumulatieve effecten bij uitvoering van de Routekaart Windenergie op zee.
- Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, 2021. Aanvullend Ontwerp Programma Noordzee 2022-2027. <https://www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2021/11/09/bijlage-aanvullend-ontwerp-programma-noordzee-2022-2027>.
- Ministeries van IenW, LNV, EZK en BZK, 2022. Programma Noordzee 2022 – 2027. [www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2022/03/18/bijlage-programma-noordzee-2022-2027](http://www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2022/03/18/bijlage-programma-noordzee-2022-2027).
- Ministerie van LNV, 2020. Updated Conservation Plan for the Harbour porpoise *Phocoena phocoena* in the Netherlands: maintaining a Favourable Conservation Status.
- Nabe-Nielsen, J. R.M. Sibly, J. Tougaard, J. Teilmann & S. Sveegaard, 2014. Effects of noise and by-catch on a Danish harbour porpoise population. Ecol. Modell. 272, 242–251.
- New, L.F., J. S. Clark, D. P. Costa, E. Fleishman, M. A. Hindell, T. Klanjšček, D. Lusseau, S. Kraus, C. R. McMahon, P. W. Robinson, R. S. Schick, L. K. Schwarz, S. E. Simmons, L. Thomas, P. Tyack, J. Harwood. 2014. Using short-term measures of behaviour to estimate long-term fitness of southern elephant seals. MEPS 496:99-108.
- Nielsen, N.H., J. Teilmann, S. Sveegaard, R.G. Hansen, M-H.S. Sinding, R. Dietz & M.P. Heide-Jørgensen, 2018. Oceanic movements, site fidelity and deep diving in harbour porpoises from Greenland show limited similarities to animals from the North Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 597, 259 – 272.
- NMFS – National Marine Fisheries Service, 2016. Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing: Underwater Acoustic Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-55.
- NRC – National Research Council, 2005. Marine mammal populations and ocean noise: Determining when noise causes biologically significant effects. National Academies Press, Washington DC.

- Rosen, D.A.S., A.J. Winship & L.A. Hoopes, 2007. Thermal and digestive constraints of foraging behaviour in marine mammals. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 362: 2151-2168.
- Rijkswaterstaat Zee en Delta, 2019a. Kader Ecologie en Cumulatie 3.0: Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee tot 2030, deelrapport A: Methodebeschrijving. In opdracht van het Ministerie van LNV.
- Rijkswaterstaat Zee en Delta, 2019b. Kader Ecologie en Cumulatie 3.0: Beschrijving en Beoordeling van cumulatieve effecten bij uitvoering van de routekaart windenergie op zee tot 2030, deelrapport C: Samenvatting. In opdracht van het Ministerie van LNV.
- Russell, D.J.F., G.D. Hastie, D. Thompson, V.M. Janik, P.S. Hammond, L.A.S. Scott-Hayward, J. Matthiopoulos, E.L. Jones & B.J. McConnell, 2016. Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *Journal of Applied Ecology*.
- Sinclair, R.R., C.E. Sparling & J. Harwood, 2020. Review of Demographic Parameters and Sensitivity Analysis to Inform Inputs and Outputs of Population Consequences of Disturbance Assessments for Marine Mammals. *Scottish Marine and Freshwater Science Vol 11 No 14*.
- Southall, B.L., A.E. Bowles, W.T. Ellison, J.J. Finneran, R.L. Gentry, C.R. Greene Jr., D. Kastak, D.R. Ketten, J.H. Miller, P.E. Nachtigall, W.J. Richardson, J.A. Thomas & P.L. Tyack, 2007. Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Initial Scientific Recommendations. *Aquatic Mammals*, 33(4), 411–521.
- Soldaat, L. & M. Poot, 2020. Analyse bruinvisgegevens en evaluatie monitoring Noordzee – Kwaliteitsborging IHM 2019. CBS research paper, projectnummer 190220.
- Southall, B.L., J.J. Finneran, C. Reichmuth, P.E. Nachtigall, D.R. Ketten, A.E. Bowles, W.T. Ellison, D.P. Nowacek and P.L. Tyack, 2019. Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. *Aquatic Mammals 2019*, 45(2), 125-232.
- Sparling, C.E. & M.A. Fedak, 2004. Metabolic rates of captive grey seals during voluntary diving. *J Exp Biol* 207: 1615-1624.
- Sparling, C.E., J-Y. Georges, S.L. Gallon, M. Fedak & D. Thompson, 2007. How long does a dive last? Foraging decisions by breath-hold divers in a patchy environment: a test of a simple model. *Animal Behaviour* 74: 207-218.
- Sveegaard, S., J. Teilmann, P. Berggren, K.N. Mouritsen, D. Gillespie & J. Tougaard, 2011. Acoustic surveys confirm the high-density areas of harbor porpoises found by satellite tracking. *ICES Journal of Marine Science* 68: 929–936.
- Tougaard, J., O.D. Henriksen & L.A. Miller, 2009. Underwater noise from three types of offshore windturbines: estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *J. Acoust. Soc. Am.* 125: 3766 – 3773.
- Tougaard, J., A.J. Wright & P.T. Madsen, 2015. Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. *Marine Pollution Bulletin* 90: 196–208.
- Tougaard, J., L. Hermanssen & 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*.
- Vrooman, J, S.C.V. Geelhoed & M. Scheidat, 2022. Current status of tagging harbour porpoises – application tot he Dutch North Sea. Wageningen University & Research report C017/22.
- van Beest, F.M., J. Nabe-Nielsen, J. Carstensen, J. Teilmann & J. Tougaard, 2015. Disturbance effects on the Harbour Porpoise Population in the North Sea (DEPONS): Status report on the model development. Aarhus University, DCE-Danish Centre for Environment and Energy, 43 pp. Scientific Report from DCE-Danish Centre for Environment and Energy No. 140.

Wisniewska, D.M., M. Johnson, J. Teilmann, U. Siebert, A. Galatius, R. Dietz & P.T. Madsen, 2018. High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Proc. R. Soc. B* 285: 20172314.

Whyte, K.F., D.J.F. Russell, C.E. Sparling, B. Binnerts and G.D. Hastie, 2020. Estimating the effects of pile driving sounds on seals: Pitfalls and possibilities. *J. Acoust. Soc. Am.* 147 (6): 3948-3958.



# BIJLAGE 1 DE JONG, 2022 – GELUIDSBEREKENINGEN VOOR DE KAVELBESLUITEN VAN IJMUIDEN VER



Memorandum  
TNO 2022 M11243

**Aan**  
Pondera Consult

**Van**  
Christ de Jong

**Kopie aan**  
Floor Heinis (HWE)

**Onderwerp**  
Geluidsberekeningen voor de kavelbesluiten van IJmuiden Ver

**Defence, Safety & Security**

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

www.tno.nl

T +31 88 866 10 00

**Datum**

28 juni 2022

**Onze referentie**

DHW-2022-AS-100345171

**Contactpersoon**

Dr. ir. CAF de Jong

**Doorkiesnummer**

+31888668034

**Projectnummer**

060.51772

## 1 Inleiding

Ten behoeve van de milieueffectrapportage (MER) en passende beoordeling (PB) voor de vier kavels in het offshore-windgebied IJmuiden Ver heeft TNO berekeningen uitgevoerd van de afstanden waarop het onderwatergeluid bij het heien van de turbinefundaties effect kan hebben op bruinvissen en zeehonden.

In overleg met Pondera Consult, Witteveen + Bos (W+B) en marien ecooloog Floor Heinis (HWE) is besloten om de akoestische berekeningen voor heiwerkzaamheden op 10 geselecteerde representatieve locaties uit te voeren. Daarbij is er een bandbreedte aan scenario's opgesteld waarvoor de verspreiding van het onderwatergeluid bij het heien voor turbinefundaties is berekend en vertaald naar het oppervlak rond de heipaal waarbinnen het geluid tot verstoring van bruinvissen en zeehonden kan leiden. Daaruit is afgeleid tot welk aantal dierverstoringsdagen de aanleg van de verschillende kavels in het gebied mogelijk kan leiden. Bij de berekeningen zijn de in de meest recente update van het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC 4.0) vastgelegde procedures en grenswaarden toegepast (Heinis et al, 2022).

## 2 Aanpak

In deze studie is met behulp van het Aquarius 4 voorspellingsmodel (de Jong et al, 2018) uitgerekend wat het te verwachten onderwatergeluidniveau (ongewogen breedband single strike sound exposure level; SELss) is op 750 m van de heilocatie, en binnen welk oppervlak rond de heilocatie bruinvissen en zeehonden verstoord worden.

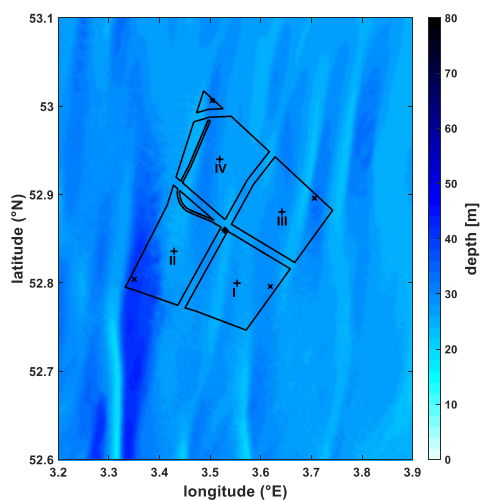
Bij het bepalen van het aantal mogelijk verstoord dieren is gebruik gemaakt van de nieuwste methode die in het KEC 4.0 (Heinis et al, 2022) is beschreven.

## 3 Heilocaties

Voor de berekeningen zijn per kavel in het zoekgebied IJmuiden Ver twee representatieve heilocaties geselecteerd:

- Het centrum van de kavel (het zwaartepunt van de shapefile)
- Het punt met de grootste waterdiepte

Figuur 1 toont de geselecteerde locaties en Tabel 1 geeft de coördinaten.



**Datum**  
28 juni 2022

**Onze referentie**  
DHW-2022-AS-100345171

**Blad**  
2/18

*Figuur 1: Contouren van de vier kavels van IJmuiden Ver en de geselecteerde heilocaties: het zwaartepunt (+) en het diepste punt (x) van de vier kavels en het centrum (\*) van het hele gebied, zoals geselecteerd voor de KEC 4.0 studie (Heinis et al, 2022). De kleurenschaal geeft de bathymetrie (laagste astronomische getij, bron: EMODnet).*

*Tabel 1: Coördinaten (WGS84) van de geselecteerde heilocaties IJmuiden Ver.*

Kavel	Locatie	Latitude [deg]	Longitude [deg]	Diepte [m]
I	centrum	52.7997	3.5530	27.2
I	diepste	52.7958	3.6188	30.6
II	centrum	52.8358	3.4286	26.1
II	diepste	52.8042	3.3500	41.8
III	centrum	52.8804	3.6417	28.5
III	diepste	52.8958	3.7063	33.4
IV	centrum	52.9399	3.5188	28.1
IV	diepste	53.0063	3.5042	32.2
IJver	KEC	52.8596	3.5290	25.4

#### 4 Heiscenario's

Per kavel worden twee mogelijke alternatieven beschouwd:

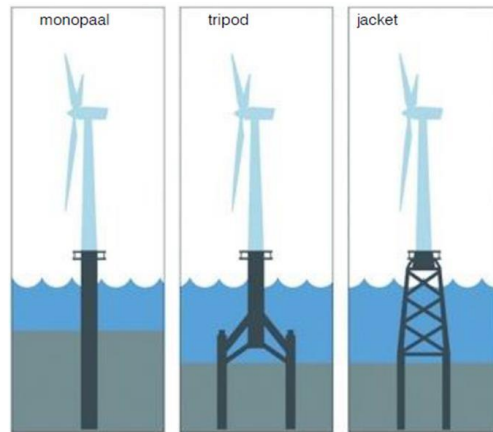
- a Installatie van 67 turbines met een vermogen van 15 MW
- b Installatie van 50 turbines met een vermogen van 20 MW

Het KEC 4.0 gaat uit van installatie van turbines met een vermogen van 15 MW of groter op monopalen met een diameter van 7.5 m. Uit gesprekken met de industrie blijkt dat nu al monopalen voor 15 MW turbines worden toegepast met een diameter van 9 à 10 meter. Voor de 20 MW turbines wordt een monopaal diameter van 15 meter onderschreven als relevant voor de realisatie van offshore wind in 2030. De hei-energie hiervoor betreft een inschatting (extrapolatie) van de huidige kennis. Vanwege bedrijfsgevoelige informatie wordt deze informatie niet gedeeld. In overleg is gekozen voor een maximale hamerklap energie van 7000 kJ. Daarnaast is rekening gehouden met de mogelijke toepassing van tripod of jacket fundaties, zie Figuur 2, die vooral toegepast worden in dieper water. Deze fundaties worden vastgezet met meerdere kleinere palen.

**Datum**  
28 juni 2022

**Onze referentie**  
DHW-2022-AS-100345171

**Blad**  
3/18



Figuur 2: De drie typen turbinefundatie (figuur aangeleverd door W+B).

De heigebiedberekeningen zijn per locatie uitgevoerd voor vier verschillende turbine- en fundatievarianten van fundatie. De toegepaste invoergegevens voor de vier varianten zijn samengevat in Tabel 2.

Tabel 2: Geschatte parameters voor de vier varianten

Turbinevermogen	15 MW	20 MW	20 MW	20 MW
Type fundering	monopaal	monopaal	tripod	jacket
Aantal palen	1	1	3	4
Paaldiameter	9 m	15 m	5	3
Wanddikte	96 mm	156 mm	56 mm	36 mm
Hamerenergie	4000 kJ	7000 kJ	2000 kJ	2000 kJ
Massa ram	200 ton	350 ton	100 ton	100 ton
Massa aambeeld	200 ton	350 ton	100 ton	100 ton
Contactstijfheid	20 GPa	20 GPa	20 GPa	20 GPa

**Datum**  
28 juni 2022

**Onze referentie**  
DHW-2022-AS-100345171

**Blad**  
4/18

Omdat gedetailleerde gegevens in dit stadium niet voorhanden zijn, zijn deze parameters geschat op basis van de geselecteerde paaldiameter en hamerenergie. De wanddikte is geschat met behulp van een ontwerpfomule (API, 2003). De massa's van de ram en het aambeeld zijn evenals in KEC 4.0 geschat: de massa van de ram gelijk aan 1 ton/20 kJ hamerenergie en de massa van het aambeeld massa gelijk aan die van de ram. De schatting van de stijfheid van het contact tussen ram en aambeeld is in eerdere studies empirisch vastgesteld.

Het TNO-rekenmodel Aquarius 4 (de Jong et al, 2018) berekent de onderwatergeluiduitstraling van de heipaal op basis van de eigenschappen van hamer, aambeeld en paal, gebruik makend van een ééndimensionaal (axisymmetrisch) model van de heipaal in combinatie met het hamermodel van Deeks & Randolph (1993). De toegepaste benadering is geldig bij lage frequenties, waarbij de omtrek van de paal kleiner is dan de golflengte van compressiegolven in de paalwand. Aquarius 4 is gevalideerd voor het heien van een monopaal met 7 m diameter in het Gemini windpark (de Jong et al, 2018). De onzekerheid in de SELss berekeningen voor grotere paaldiameters kan zonder verder onderzoek (buiten de scope van deze studie) niet gekwantificeerd worden, zie §12.

##### 5 Aquarius 4 propagatieberekening

Het TNO-rekenmodel Aquarius 4 (de Jong et al, 2018) berekent de ruimtelijke verspreiding van het onderwatergeluid onder invloed van gegevens van de omgeving (bathymetrie en geologie). In de Aquarius modellen wordt het sediment gemodelleerd als een equivalente uniforme vloeistof (zonder afschuifstijfheid of gelaagdheid). In het Wozep onderzoek is aangetoond dat deze aanname laagfrequent leidt tot een goede match met metingen van het onderwatergeluid bij het heien voor het Gemini windpark, mits rekening gehouden wordt met een frequentieafhankelijke absorptie in het sediment (de Jong et al, 2018).

De berekeningen zijn uitgevoerd op de centerfrequenties van de tertsbanden vanaf 16 Hz tot en met 20 kHz. Het resultaat van de geluidberekeningen is de maximum waarde van het ongewogen breedband SELss over de waterdiepte.

Tabel 3 geeft een overzicht van de in de berekeningen toegepaste waarden van de omgevingsparameters. De bathymetrie (ten opzichte van het laagste astronomische getij) is verkregen uit het EMODnet dataportaal. De overige

gegevens zijn gebaseerd op standaardwaarden uit (Ainslie, 2010, tabel 4.18), aangepast voor frequenties onder 250 Hz naar aanleiding van een eerdere validatie van de berekeningsresultaten van het Aquarius 4 model met meetgegevens van het heien voor een turbinefundatie voor het Gemini offshore windpark (de Jong et al, 2018).

**Datum**  
28 juni 2022

**Onze referentie**  
DHW-2022-AS-100345171

**Blad**  
5/18

Wind boven zee en golven verstoren het wateroppervlak, waardoor geluid verstrooid en geabsorbeerd wordt, vooral bij hogere frequenties. In de huidige berekeningen gaan we uit van het worst-case scenario waarbij het effect van wind en golven verwaarloosd wordt.

*Tabel 3: Omgevingsparameters voor de geluidpropagatieberekeningen*

Waterdiepte	EMODnet bathymetrie, 1/8 minuut resolutie, <a href="http://www.emodnet-bathymetry.eu/">http://www.emodnet-bathymetry.eu/</a> , zie Figuur 1.
Bodemtype	'medium sand' (Ainslie, 2010; Tabel 4.18; $\phi = 1.5$ )
Bodem geluidsnelheid	1797 m/s
Bodem dichtheid	2136 kg/m <sup>3</sup>
Bodem absorptie (de Jong et al, 2018)	0,88 dB/golflengte voor $f \geq 250$ Hz $\left(\frac{f}{250 \text{ Hz}}\right)^{1,8} \times 0,88$ dB/golflengte voor $f < 250$ Hz
Zeewater geluidsnelheid	1500 m/s
Zeewater dichtheid	1000 kg/m <sup>3</sup>
Windsnelheid (10 m hoogte)	0 m/s

## 6 Geluidnorm

Op basis van het advies uit KEC 4.0 (Heinis et al, 2022) gaan we uit van toepassing van een geluidnorm SELss(750 m) = 160 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  voor het windenergiegebied IJmuiden Ver. Het is aan de bouwers om te bepalen hoe aan deze norm voldaan wordt. Daarom is bij de modellering niet uitgegaan van een specifiek oplossing, maar is de berekende geluidverspreiding (SELss) voor ongemittigeerd heien met een constante waarde verminderd zodat op 750 m van de paal juist aan de geluidnorm voldaan wordt. Daartoe is eerst de SELss bepaald op 36 equidistante punten op een cirkel met 750 m straal rond de heilocatie, door lineaire interpolatie in het rekengrid. Het verschil tussen de maximale SELss op deze cirkel en de geluidnorm (160 dB) is vervolgens op alle gridlocaties van de berekende SELss afgetrokken. Daarbij is zodoende geen rekening gehouden met het effect van de frequentieafhankelijkheid van zowel de toegepaste maatregel om aan de geluidnorm te voldoen als van de propagatie. De onzekerheid in de SELss berekeningen ten gevolge van deze benadering kan zonder verder onderzoek (buiten de scope van deze studie) niet gekwantificeerd worden.

## 7 Resultaten berekeningen onderwatergeluid

Aquarius 4 berekeningen zijn uitgevoerd voor de vier fundatievarianten op de 9 geselecteerde heilocaties (zie §3). Figuur 3 toont als voorbeeld een uitsnede van de berekende kaart van het ongewogen breedband SELss (maximum over de waterdiepte) voor het gemitigeerd heien van de fundatie van een 15 MW turbine op de centrale locatie in het IJmuiden Ver gebied, die ook voor het KEC 4.0 geselecteerd is (scenario 33 in Tabel 4).

**Datum**

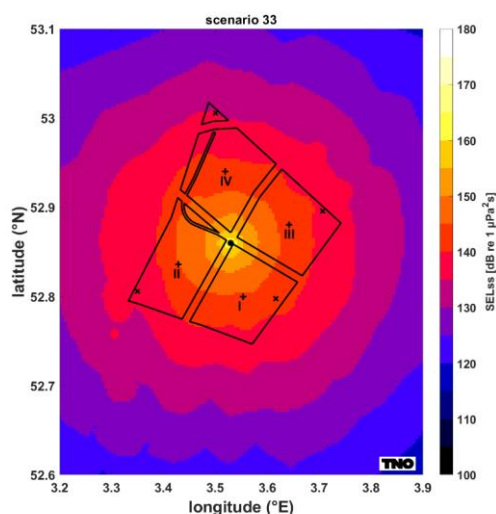
28 juni 2022

**Onze referentie**

DHW-2022-AS-100345171

**Blad**

6/18



Figuur 3: Berekende verspreiding van de SELss rond de centrale locatie bij het heien van de monopaal fundatie voor een 15 MW turbine (scenario 33).

Tabel 4 geeft een overzicht van de berekende maximum ongewogen breedband SELss-waarden op 750 m van de heilocatie voor ongemitigeerd heien. Waarden variëren van 172 tot 188 dB re  $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ . Het gemiddelde is 181 dB, met een standaard deviatie van 6 dB. Dat betekent dat een geluidreductie van 12 tot 28 dB vereist is om binnen de norm van 160 dB te blijven. Een recent overzicht (Bellmann et al, 2020) geeft aan dat met de huidig beschikbare mitigatiemaatregelen een maximale reductie van 22-23 dB gerealiseerd is. Dat rapport geeft ook aan dat het heien van de kleinere palen voor jacket-fundaties in de praktijk niet tot lagere geluidniveaus lijkt te leiden dan het heien van monopalen, mogelijk vanwege aanstoting van trillingen in de jacket-structuur. Deze structuur is niet gemodelleerd in Aquarius 4. Bovendien kunnen mitigatiemaatregelen nabij de paal (zoals van IHC<sup>1</sup> en AdBm<sup>2</sup>), niet zonder meer toegepast worden bij het heien van jacket- en tripod-palen.

<sup>1</sup> <https://iqip.com/products/pile-driving-equipment/integrated-monopile-installer/>

<sup>2</sup> <https://adbmtech.com/>

Tabel 4: Ongewogen breedband SELs op 750 m van de heilocatie ten gevolge van ongemittigeerd heien voor de 36 rekenscenario's (4 fundatievarianten en 9 locaties).

nr	kavel	locatie	fundatie	Hamerenergie	SELs(750m)
				[kJ]	[dB re 1 $\mu$ Pa s]
1	I	centroid	monopile	4000	185
2	I	centroid	monopile	7000	186
3	I	centroid	tripod	2000	180
4	I	centroid	jacket	2000	172
5	I	diepste	monopile	4000	186
6	I	diepste	monopile	7000	187
7	I	diepste	tripod	2000	181
8	I	diepste	jacket	2000	173
9	II	centroid	monopile	4000	185
10	II	centroid	monopile	7000	186
11	II	centroid	tripod	2000	180
12	II	centroid	jacket	2000	172
13	II	diepste	monopile	4000	186
14	II	diepste	monopile	7000	188
15	II	diepste	tripod	2000	182
16	II	diepste	jacket	2000	174
17	III	centroid	monopile	4000	185
18	III	centroid	monopile	7000	187
19	III	centroid	tripod	2000	181
20	III	centroid	jacket	2000	173
21	III	diepste	monopile	4000	186
22	III	diepste	monopile	7000	187
23	III	diepste	tripod	2000	181
24	III	diepste	jacket	2000	174
25	IV	centroid	monopile	4000	185
26	IV	centroid	monopile	7000	186
27	IV	centroid	tripod	2000	180
28	IV	centroid	jacket	2000	173
29	IV	diepste	monopile	4000	186
30	IV	diepste	monopile	7000	187
31	IV	diepste	tripod	2000	181
32	IV	diepste	jacket	2000	173
33	IJver	KEC	monopile	4000	185
34	IJver	KEC	monopile	7000	186
35	IJver	KEC	tripod	2000	180
36	IJver	KEC	jacket	2000	172

**Datum**  
28 juni 2022

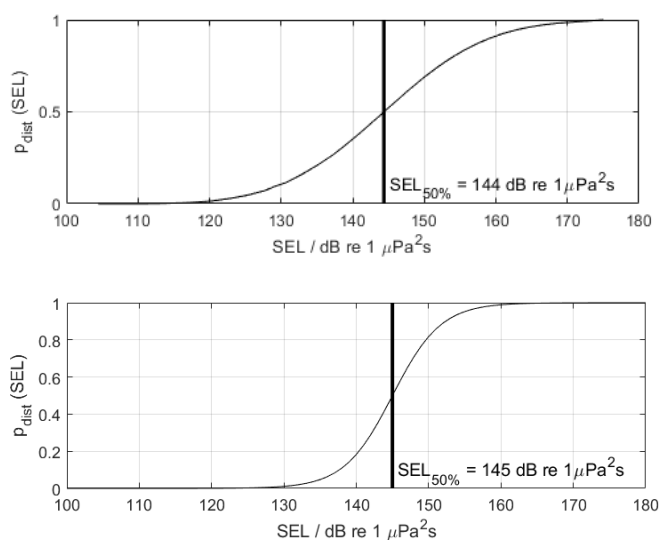
**Onze referentie**  
DHW-2022-AS-100345171

**Blad**  
7/18

## 8 Dosis-effect relatie

De verstoring van dieren door geluid varieert per individu en is afhankelijk van de context waarin de dieren aan het geluid worden blootgesteld. Tyack & Thomas (2019) benadrukken het belang van het toepassen van dosis-respons relaties bij het schatten van het aantal dieren dat mogelijk beïnvloed wordt, en geven aan dat het toepassen van een discrete drempelwaarde tot een foute inschatting kan leiden. Daarom is in het KEC 4.0 (Heinis et al, 2022) besloten om gebruik te maken van dosis-respons relaties in plaats van de in KEC1.0-3.0 (Heinis et al, 2019) toegepaste discrete drempelwaarden voor verstoring.

Voor bruinvissen is deze relatie geschat op basis van waarnemingen rond heiwerkzaamheden in Nederland, Duitsland en Schotland (o.a. Geelhoed et al. 2019, Brandt et al. 2018, Graham et al. 2019) en voor zeehonden op basis van Kastelein et al. (2011), Russel et al. (2016), Whyte et al. (2020) en Aarts et al. (2018). De gebruikte relaties zijn in Figuur 4 weergegeven.



*Figuur 4 Relaties tussen geluidsdosis (ongewogen breedband single strike sound exposure level) en kans op het optreden van een gedragsrespons bij bruinvissen (boven) en zeehonden (onder). Er is van uitgegaan dat de respons van gewone en grijze zeehonden vergelijkbaar is. De verticale lijn en de in de figuren weergegeven  $SEL_{50\%}$ -waarden geven aan bij welke SEL er 50% kans op verstoring van de dieren is. Uit Heinis et al (2022).*

Voor verdere details over de toegepaste dosis-effect relaties voor bruinvissen en zeehonden verwijzen we naar het KEC 4.0 rapport (Heinis et al, 2022).

**Datum**

28 juni 2022

**Onze referentie**

DHW-2022-AS-100345171

**Blad**

8/18



## 9 Oppervlak waarover dieren verstoord worden door geluid

Uit de geluidverspreiding is per locatie op de kaart de kans op verstoring van bruinvissen en zeehonden berekend door het toepassen van de dosis-effectrelaties (Figuur 4). Het effectieve verstoringsoppervlak is vervolgens berekend door per punt op de kaart de berekende kans te vermenigvuldigen met het oppervlak van de gridcel rond het punt en dit vervolgens te sommeren over alle punten van de geluidkaart. De resulterende oppervlakken zijn opgenomen in Tabel 5.

## 10 Aantal verstoorde dieren per dag waarop geheid wordt

In het KEC 4.0 is gebruik gemaakt van de meest recente verspreidingskaarten van bruinvissen en gewone en grijze zeehonden. Het aantal verstoorde dieren per heidag is voor de drie soorten berekend door voor elk punt in de geluidkaart de kans op verstoring te vermenigvuldigen met het oppervlak van de gridcel rond het punt én met de lokale schatting van de dichtheid van de dieren op dit punt (uit de dierverspreidingskaarten, geïnterpoleerd naar hetzelfde grid als de geluidkaarten) en dit vervolgens te sommeren over alle punten van de kaart.

Voor **bruinvissen** is de lokale dichtheid afgeleid van de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld. Het betreft een update van de kaart voor de zomerdichtheid van bruinvissen van Gilles et al. (2016), aangevuld met gegevens van de 2016 SCAN-III survey en jaarlijkse zomertellingen uit België, Nederland (door WMR), Duitsland en Denemarken over de periode 2014 – 2019. Vanwege het ontbreken van actuele kaarten voor de overige seizoenen, is er voor deze studie, net zoals in Heinis et al. (2022) van uitgegaan dat de gemiddelde verspreidingskaart uit Gilles et al. (2020) voor het hele jaar geldt. Figuur 5 toont de dichtheid in het gebied rond IJmuiden Ver.

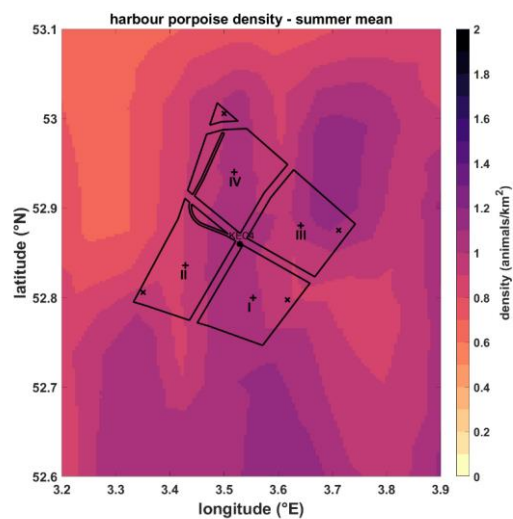
Voor **zeehonden** op het NCP is uitgegaan van de ten behoeve van het KEC 4.0 samengestelde kaarten van Aarts et al. (2021). Hierin is op basis van alle beschikbare zendergegevens voor elke maand de dichtheid van de gewone en grijze zeehonden gemodelleerd. Figuur 5 toont de jaargemiddelde dichtheid voor beide zeehond-soorten in het gebied rond IJmuiden Ver.

De berekende verstoringsoppervlakken en aantal verstoorde dieren per heidag voor de 36 scenario's zijn opgenomen in Tabel 5.

**Datum**  
28 juni 2022

**Onze referentie**  
DHW-2022-AS-100345171

**Blad**  
9/18



**Datum**  
28 juni 2022

**Onze referentie**  
DHW-2022-AS-100345171

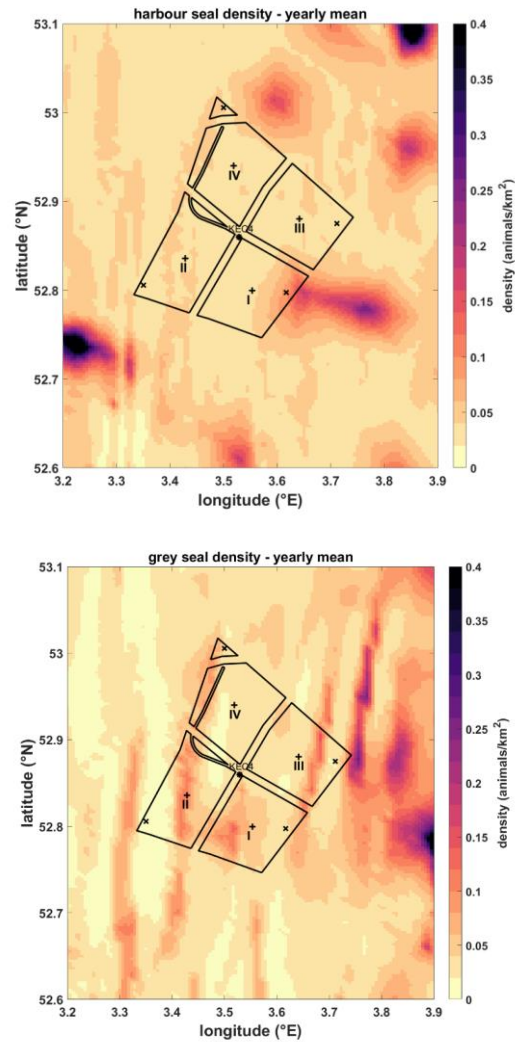
**Blad**  
10/18

*Figuur 5: lokale bruinvisdichtheid in het IJver gebied, uit de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld.*

**Datum**  
28 juni 2022

**Onze referentie**  
DHW-2022-AS-100345171

**Blad**  
11/18



*Figuur 6: jaargemiddelde lokale dichtheid van gewone zeehonden (boven) en grijze zeehonden (onder) in het IJver gebied, uit de kaarten die door Aarts et al. (2021) in opdracht van Rijkswaterstaat zijn samengesteld.*

Tabel 5: Berekend verstoringsoppervlak en aantal verstoorde dieren per heidag voor de 36 heiscenari'o's (Tabel 4). Voor de zeehonden is het aantal verstoorde dieren per kalendermaand berekend, in deze tabel samengevat in minimum, gemiddelde en maximum waarden.

Datum  
28 juni 2022

Onze referentie  
DHW-2022-AS-100345171

Blad  
12/18

nr	verstoringsoppervlak (km <sup>2</sup> )		aantal verstoorde dieren per heidag						
	bruinvis	zeehond	bruinvis	gewone zeehond			grijze zeehond		
				min	gem	max	min	gem	max
1	611	235	599	4	11	35	8	11	17
2	575	209	563	4	10	31	8	10	15
3	547	193	537	3	9	28	7	9	14
4	542	193	532	3	9	28	7	9	14
5	568	224	566	5	13	38	9	11	17
6	523	194	522	4	11	34	8	10	14
7	490	177	488	4	11	32	7	9	13
8	486	177	485	4	11	32	7	9	13
9	694	263	638	3	11	36	8	11	17
10	655	234	602	3	10	32	7	10	16
11	627	217	577	2	9	29	7	9	15
12	622	217	572	2	9	29	7	9	15
13	643	251	587	3	11	39	7	9	15
14	552	205	504	2	9	31	5	8	12
15	506	186	462	2	8	27	5	7	11
16	515	192	470	2	8	28	5	7	12
17	586	234	581	5	11	30	10	13	19
18	547	206	543	4	9	26	9	11	17
19	518	190	514	4	8	24	8	10	15
20	514	190	509	4	8	24	8	10	15
21	538	214	547	5	10	27	12	16	23
22	485	180	493	4	8	22	10	13	20
23	447	161	455	4	7	19	9	12	18
24	447	164	455	4	8	20	9	12	18
25	606	234	556	3	10	31	7	9	13
26	569	208	524	3	9	28	6	8	12
27	541	193	498	3	8	25	6	7	11
28	536	192	493	3	8	25	6	7	11
29	567	218	497	3	10	31	7	8	11
30	513	185	451	3	8	27	6	7	10
31	475	167	419	3	8	24	5	6	9
32	475	169	418	3	8	24	5	6	9
33	626	240	596	3	10	31	8	10	16
34	598	217	569	3	9	28	7	9	14
35	576	203	549	3	8	26	7	9	13
36	570	202	543	3	8	26	7	9	13

## 11 Dierverstoringsdagen

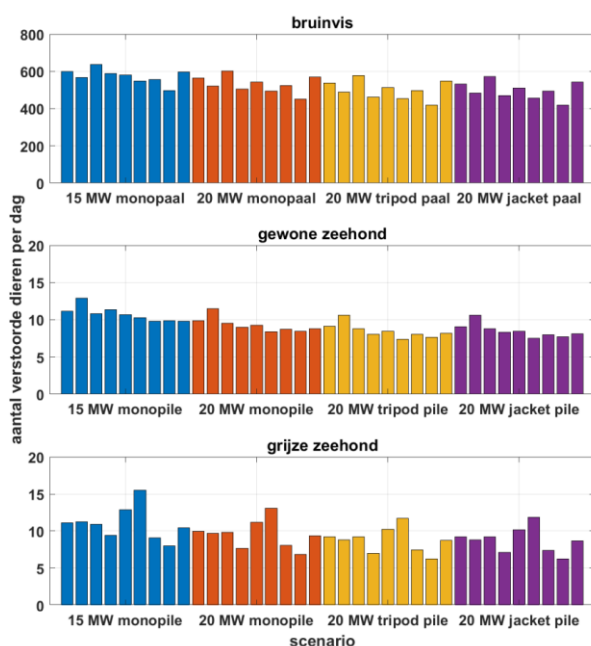
Het totale aantal dierverstoringsdagen per scenario is berekend door het aantal mogelijk verstoorde dieren per dag (Tabel 5) te vermenigvuldigen met het aantal heidagen (Tabel 2). Daarbij is aangenomen dat alle fundatietypen binnen één dag geheid worden.

De resultaten zijn opgenomen in Tabel 6. Figuur 7 geeft een overzicht van de berekende aantal verstoorde dieren per heidag voor de 36 scenario's. Vanwege het toepassen van dezelfde geluidnorm ( $SEL_{ss}(750m)=160$  dB re  $1 \mu Pa^2s$ ) voor alle scenario's zijn de verschillen relatief klein.

**Datum**  
28 juni 2022

**Onze referentie**  
DHW-2022-AS-100345171

**Blad**  
13/18



Figuur 7: Overzicht van het berekende aantal dierverstoringsdagen voor de 9 locaties per heiscenario

Tabel 6: Berekend aantal dierverstoringsdagen bij de aanleg van één kavel voor de 36 heiscenario's (Tabel 4). Voor de zeehonden is uitgegaan van het gemiddelde aantal verstoorde dieren per kalendermaand (Tabel 5).

**Datum**  
28 juni 2022

**Onze referentie**  
DHW-2022-AS-100345171

**Blad**  
14/18

nr	kavel	locatie	fundatie	aantal heidagen	aantal dierverstoringsdagen		
					bruinvis	gewone zeehond	grijze zeehond
1	I	centroid	monopile	67	40140	746	747
2	I	centroid	monopile	50	28175	493	498
3	I	centroid	tripod	50	26840	455	462
4	I	centroid	jacket	50	26594	454	461
5	I	diepste	monopile	67	37954	866	754
6	I	diepste	monopile	50	26097	573	485
7	I	diepste	tripod	50	24413	530	440
8	I	diepste	jacket	50	24242	531	440
9	II	centroid	monopile	67	42750	725	732
10	II	centroid	monopile	50	30113	476	492
11	II	centroid	tripod	50	28834	439	460
12	II	centroid	jacket	50	28602	438	460
13	II	diepste	monopile	67	39343	760	630
14	II	diepste	monopile	50	25221	449	383
15	II	diepste	tripod	50	23101	403	348
16	II	diepste	jacket	50	23487	415	358
17	III	centroid	monopile	67	38909	716	860
18	III	centroid	monopile	50	27133	464	560
19	III	centroid	tripod	50	25706	423	511
20	III	centroid	jacket	50	25467	422	509
21	III	diepste	monopile	67	36650	687	1040
22	III	diepste	monopile	50	24652	420	653
23	III	diepste	tripod	50	22744	370	585
24	III	diepste	jacket	50	22769	375	591
25	IV	centroid	monopile	67	37275	657	610
26	IV	centroid	monopile	50	26193	435	405
27	IV	centroid	tripod	50	24911	401	373
28	IV	centroid	jacket	50	24664	399	371
29	IV	diepste	monopile	67	33330	661	539
30	IV	diepste	monopile	50	22554	422	343
31	IV	diepste	tripod	50	20946	383	311
32	IV	diepste	jacket	50	20913	386	314
33	IJver	KEC	monopile	67	39920	656	697
34	IJver	KEC	monopile	50	28467	439	468
35	IJver	KEC	tripod	50	27460	408	436
36	IJver	KEC	jacket	50	27141	405	433

Vanwege de diverse onzekerheden in de modellering (zie §12) zijn de rekenresultaten niet exact. Ze geven een beeld van de orde van grootte en bandbreedte van de mogelijke verstoring van bruinvissen en zeehonden ten gevolge van het heien voor de turbinefundaties. Het gemiddelde en de standaarddeviatie van de verstoringsparameters over de diverse heilocaties in het gebied zijn voor de vier heivarianten (Tabel 2: Geschatte parameters voor de vier varianten) samengevat in Tabel 7.

*Tabel 7: gemiddelde ( $\pm$ standaarddeviatie, afgerond) van het berekende verstoringsoppervlak, aantal verstoorde dieren per heidag en aantal dierverstoringsdagen per kavel, voor het heien van turbinefundaties in het IJmuiden Ver gebied. (HP: bruinvis; HS: gewone zeehond; GS: grijze zeehond).*

Turbinevermogen [MW]		15	20	20	20
Type fundering		mono-paal	mono-paal	tripod	jacket
Aantal heidagen		67	50	50	50
Verstoringsoppervlak [km ]	HP	600 $\pm$ 50	560 $\pm$ 50	530 $\pm$ 50	520 $\pm$ 30
	HS/ GS	240 $\pm$ 20	200 $\pm$ 20	190 $\pm$ 20	190 $\pm$ 20
verstoorde dieren per dag	HP	580 $\pm$ 40	530 $\pm$ 50	500 $\pm$ 50	500 $\pm$ 50
	HS	11 $\pm$ 1	9 $\pm$ 1	8 $\pm$ 1	9 $\pm$ 1
	GS	11 $\pm$ 2	10 $\pm$ 2	9 $\pm$ 2	9 $\pm$ 2
dierverstoringsdagen per kavel	HP	38.500 $\pm$ 2.600	26.500 $\pm$ 2.300	25.000 $\pm$ 2.500	24.900 $\pm$ 2.400
	HS	720 $\pm$ 70	460 $\pm$ 50	420 $\pm$ 50	430 $\pm$ 50
	GS	730 $\pm$ 150	480 $\pm$ 90	440 $\pm$ 80	440 $\pm$ 80

Dit overzicht laat zien dat de verschillen tussen de vier gemitigeerde heivarianten relatief klein zijn. Voor het aantal dierverstoringsdagen is vooral het aantal heidagen van belang.

## 12 Discussie modelonzekerheden

TNO heeft in de afgelopen jaren een suite van Aquarius rekenmodellen ontwikkeld waarmee de onderwatergeluidverspreiding rond een heipaal berekend kan worden. De keuze van een modelversie uit die suite hangt af van de beschikbare informatie en de complexiteit van de berekening. De onzekerheid in de berekende geluidverspreiding zou in theorie af moeten nemen wanneer meer gedetailleerde informatie beschikbaar is. De beperkte modelvalidatie aan de hand van meetgegevens voor het heien van funderingspalen voor offshore windturbines op het Nederlands Continentaal Plat (PAWP, Luchterduinen, Gemini; zie Binnerts et al. 2016) laat zien dat we nog niet goed in staat zijn om die onzekerheid te

### Datum

28 juni 2022

### Onze referentie

DHW-2022-AS-100345171

### Blad

15/18

kwantificeren, omdat we de bijdragen van de diverse parameters aan de onzekerheid niet goed kunnen scheiden. In een eerdere studie bleek de ongewogen breedband SELs uit de (worst-case) Aquarius berekening ongeveer 3 dB af te wijken van de maximaal gemeten waarde.

Voor het bepalen van het verstoringsoppervlak is in deze studie uitgegaan van de dosis-effect relaties zoals in het KEC 4.0 gehanteerd. Metingen van verstoring van bruinvissen bij het Gemini park (Geelhoed et al. 2018) suggereren dat deze berekening mogelijk leidt tot overschatting van aantal verstoorde bruinvissen ten opzichte van de daadwerkelijk gemeten verstoring bij het Gemini park (Geelhoed et al. 2018). Mogelijke verklaringen voor deze discrepanties kunnen zitten in de hypothese dat ook de frequentie-inhoud een rol kan spelen in de verstorende werking van het geluid (Tougaard et al. 2015).

Ook de berekening van het mogelijke aantal verstoorde dieren per heidag is onzeker, vanwege diverse leemten in kennis over de aanwezigheid en het gedrag van bruinvissen en zeehonden, zie Heinis et al (2022).

**Datum**

28 juni 2022

**Onze referentie**

DHW-2022-AS-100345171

**Blad**

16/18



### 13 Referenties

- Aarts et al, 2018. Behavioural response of grey seals to pile-driving. Wageningen University & Research report C006/18
- Aarts, G., 2021, memo "Estimated distribution of grey and harbour seals" for KEC 4.0, Wageningen Marine Research.
- Ainslie, 2010. Principles of Sonar Performance Modeling, Springer-Praxis
- API, 2003. Recommended Practice for Planning, Designing and Constructing Fixed Offshore Platforms—Working Stress Design. American Petroleum Institute, 2003
- Bellmann M. A., Brinkmann J., May A., Wendt T., Gerlach S. & Remmers P., 2020 Underwater noise during the impulse pile-driving procedure: Influencing factors on pile-driving noise and technical possibilities to comply with noise mitigation values. Supported by the *Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU))*, FKZ UM16 881500. Commissioned and managed by the *Federal Maritime and Hydrographic Agency (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH))*, Order No. 10036866. Edited by the *itap GmbH*.
- Binnerts et al, 2016. Validation of the Aquarius models for prediction of marine pile driving sound, report TNO 2016 R11338
- Brandt et al, 2018. Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 596: 213 – 232
- Deeks & Randolph, 1993. Analytical modelling of hammer impact for pile driving, *International Journal for Numerical and Analytical Methods in Geomechanics*, Vol.17: 279-302
- de Jong et al, 2018. Wozep – WP2: update of the Aquarius models for marine pile driving sound predictions, report TNO 2018 R11671.  
([https://www.noordzeeloket.nl/publish/pages/160801/update\\_aquarius\\_models\\_pile\\_driving\\_sound\\_predictions\\_tno\\_2019.pdf](https://www.noordzeeloket.nl/publish/pages/160801/update_aquarius_models_pile_driving_sound_predictions_tno_2019.pdf))
- Geelhoed et al, 2019. Gemini Tc: aerial surveys and passive acoustic monitoring of harbour porpoises 2015, Wageningen University & Research report C020/17
- Gilles et al, 2016. Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. *Ecosphere* 7: e01367. 10.1002/ecs2.1367.
- Gilles et al, 2020 Update of distribution maps of harbor porpoises in the North Sea. University of Veterinary Medicine Hannover, Foundation. Institute for Terrestrial and Aquatic Wildlife Research (ITAW) report to RWS.
- Graham et al, 2019. Harbour porpoise responses to pile-driving diminish over time. *R. Soc. Open Sci.* 6: 190335.
- Kastelein et al, 2011. Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds, SEAMARCO Ref: 2011/01
- Heinis et al, 2019. Kader Ecologie en Cumulatie – 2018 Cumulatieve effecten van aanleg van windparken op zee op bruinvissen.  
([https://www.noordzeeloket.nl/publish/pages/157579/kec\\_update\\_2018\\_effecten\\_impulsief\\_geluid\\_op\\_bruinvissen\\_20190124def.pdf](https://www.noordzeeloket.nl/publish/pages/157579/kec_update_2018_effecten_impulsief_geluid_op_bruinvissen_20190124def.pdf))
- Heinis et al, 2022. Kader Ecologie en Cumulatie 2021 (KEC 4.0) – zeezoogdieren. rapport TNO 2021 R12503
- Russell et al, 2016. Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *Journal of Applied Ecology*

#### Datum

28 juni 2022

#### Onze referentie

DHW-2022-AS-100345171

#### Blad

17/18

- Tougaard et al, 2015. Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises, *Marine Pollution Bulletin* 90, 196–208
- Tyack & Thomas, 2019. Using dose–response functions to improve calculations of the impact of anthropogenic noise. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.* 29(S1):242–253
- Whyte et al, 2020. Estimating the effects of pile driving sounds on seals: Pitfalls and possibilities. *J. Acoust. Soc. Am.* 147 (6): 3948–3958

**Datum**  
28 juni 2022

**Onze referentie**  
DHW-2022-AS-100345171

**Blad**  
18/18

## BIJLAGE 2 EFFECTEN VAN IMPULSIEF GELUID OP HET GEHOOR (PTS) – NAAR HEINIS & DE JONG ET AL. (2022)

### Uitgangspunten

In het KEC 1.0 is uitgewerkt hoe berekend kan worden of dieren kans lopen op een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS). Een dergelijk effect op het gehoor zou op kunnen treden wanneer dieren blootstaan aan het geluid van meerdere heiklappen.

Bij het berekenen van de totale geluidsdosis (cumulatieve SEL) wordt rekening gehouden met het mijdingsgedrag van het dier, waarbij de waargenomen SELs afneemt met toenemende afstand van de heilocatie. Het toegepaste zwemsценario 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 verstoringgedrag 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 heilocatie.
- Wanneer het blootstellingsniveau (SELs) op die locatie de drempelwaarde voor mijdingsgedrag overschrijdt, zwemt het dier tijdens het heien in een rechte lijn weg van de heilocatie.
- Voor de bruinvis is uitgegaan van een zwemsnelheid van 2 m/s, op basis van Kastelein et al. (2018).
- Voor zeehonden is uitgegaan van een zwemsnelheid van 2 m/s, zoals aangenomen als maximumsnelheid in AgentSeal (Chudzinska et al., 2021), en waargenomen door WMR in het Borndiep (Brasseur & Aarts 2019).
- Dieren stoppen met zwemmen zodra de afstand t.o.v. de heilocatie is bereikt waarop de SELs als gevolg van 1 heiklap lager of gelijk is aan de drempelwaarde waarop mijding optreedt.

Om te bepalen of een dier de kans loopt om PTS op te lopen wordt de cumulatieve blootstellingsdosis ( $SEL_{CUM}$ ) berekend over de periode van het heien van een funderingspaal. Daarbij wordt rekening gehouden met het heiscenario (de variatie van de hamerklapenergie gedurende het heien) en met het zwemsценario, afhankelijk van de afstand van de heilocatie waar het dier zich bij aanvang van het heien bevindt. In navolging van de technische handleiding voor het bepalen van effecten op het gehoor van zeezoogdieren van de US National Marine Fisheries Service (NMFS, 2016) en de wetenschappelijke publicatie van Southall et al. (2019) wordt de voor de gehoorgevoeligheid van het dier gewogen  $SEL_{CUM}$  berekend en vergeleken met een frequentiegewogen drempelwaarde voor de cumulatieve geluidblootstelling die leidt tot PTS.

### Worst case scenario voor berekeningen

De consequenties van de geüpdatete uitgangspunten voor de berekening van de kans op PTS zijn onderzocht door middel van een voorbeeldberekening voor een *worst case* scenario. Daarbij is gekeken naar het zoekgebied met de grootste waterdiepte (Zoekgebied 5, waterdiepte 39 m,

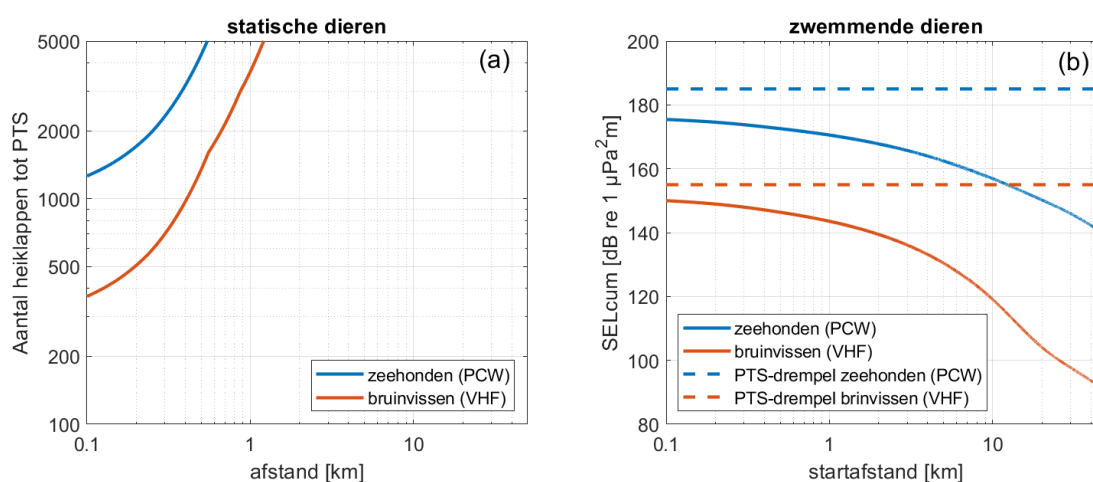
dieren wegzwemmend in Noordelijke richting), omdat daar het propagatieverlies van het heigeluid het laagste is. Verder is in deze *worst case* berekening geen rekening gehouden met een eventuele 'slow start', waarbij de hamerklapenergie en hamerfrequentie langzaam wordt opgevoerd naar de maximumwaarde. Bijlagetabel 2.1 geeft een overzicht van de belangrijkste invoergegevens voor deze berekening.

Bijlagetabel 2.1 Gegevens voor het *worst case* scenario voor de berekening van de kans op PTS.

Parameter	waarde
Zoekgebied	5
Locatie (lat, lon, WGS84)	54,2506 N; 5,556 E
Waterdiepte	39 m
Geluidnorm: ongewogen breedband SEL <sub>ss</sub> (750m)	168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$
Heiscenario	35 klappen / minuut, max. 5000 gelijke heiklappen
Verstoringsafstand bruinvissen	29,7 km
Verstoringsafstand zeehonden	10,6 km
Zwemsnelheid bruinvissen	2 m/s
Zwemsnelheid zeehonden	2 m/s

### Resultaat *worst case* berekeningen

Bijlagefiguur 2.1 toont de berekende blootstellingsdosis als functie van de afstand van de dieren tot de heilocatie bij aanvang van het heien. Bijlagefiguur 2.1a laat zien dat dieren de kans lopen op een gehoorbeschadiging (PTS) wanneer ze zich op relatief korte afstand van de heilocatie bevinden (550 m of minder voor zeehonden en 1,2 km voor bruinvissen) en niet wegzwemmen gedurende de blootstelling aan het geluid van een serie heiklappen (meer dan 350 voor bruinvissen en meer dan 1250 voor zeehonden). Vanwege de werkzaamheden op de heilocatie voorafgaand aan het heien is het onwaarschijnlijk dat dieren zich zo dicht bij de heilocatie ophouden. In combinatie met de *worst case* aannamen dat er geen slow start is en dat de dieren geen mijdingsgedrag vertonen, is de kans dat een bruinvis of zeehond PTS oploopt dus al klein. Bijlagefiguur 2.1b laat zien dat de kans op PTS helemaal verdwijnt wanneer wordt aangenomen dat de dieren van het heigeluid wegzwemmen (mijdingsgedrag). In dat geval overschrijdt de cumulatieve blootstellingsdosis nergens de PTS-drempelwaarden voor bruinvissen en zeehonden.



Bijlagefiguur 2.1 (a) Aantal heiklappen waarna de cumulatieve geluidblootstellingsdosis (SEL<sub>CUM</sub>, vhf-gewogen voor bruinvissen en pcw-gewogen voor zeehonden) bij statische dieren de PTS-drempelwaarde overschrijdt en (b) cumulatieve blootstellingsdosis voor zwemmende dieren, vergeleken met de PTS-drempelwaarden. Beide voor het hier beschouwde *worst case* scenario (zie Bijlagetabel 2.1).

## **Conclusie**

Uit de *worst case* berekening volgt dat er een verwaarloosbare kans is dat bruinvissen of zeehonden een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS) oplopen ten gevolge van het onderwatergeluid bij het heien voor de aanleg van wind op zee, mits daarbij het onderwatergeluid wordt gelimiteerd tot de geluidnorm  $SEL_{SS}(750m) = 168 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ , of lager. Deze conclusie is mede het gevolg van het recente wetenschappelijke inzicht (Southall et al., 2019) dat het optreden van gehoorbeschadiging bij blootstelling aan onderwatergeluid afhangt van de frequentieafhankelijke gehoorgevoeligheid van de dieren.

## BIJLAGE 3 MODELLERING GEOFYSISCH SURVEYS

### Beschrijving scenario's

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

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

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

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

- Een geofysische survey bestrijkt ongeveer 10 km<sup>2</sup> 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 (km<sup>2</sup>).
- Aangenomen is dat deze in het 5 jaar voor aanleg van het windpark (aanleg van de windturbines) wordt uitgevoerd.
- Er wordt gewerkt met een multibeam, een sidescan sonar, een magnetometer, een sub-bottom profiler en een multi-channel sparker, afhankelijk van de verschillende doelen. Hier wordt uitgegaan van het gebruik van een sparker als *worst case* scenario, leidend tot een effectafstand van 3 km (zie hierna 'Schatting effectafstanden geofysische instrumenten').
- Er zijn geen locatie-specifieke akoestische berekeningen uitgevoerd; er wordt van uitgegaan dat per dag 10 km<sup>2</sup> gescand wordt, met een geschatte maximale verstoringsafstand (sarker) van ~3 km. Voor een rechthoekig scangebied wordt dat ~84 km<sup>2</sup> verstoringsoppervlak per dag.

Ad 2) Gedetailleerde survey van de locaties van de toekomstige turbines, platforms en 'in field' kabels:

- Typisch uitgevoerd 1 à 2 jaar voorafgaand aan aanleg park (conform Gemini). Hier is uitgegaan van 1 jaar voor de aanleg.
- Rest zelfde aannames als bij de Globale surveys (1).

Ad 3) Globale survey van het kabeltracé:

- Het betreft een survey van het tracé van windenergiezoekgebied naar land. Daarbij zijn aannames gedaan over de positie van het platform en het aanlandingspunt, en daarmee van de lengte van de het tracé, die (waarschijnlijk) niet zullen overeenkomen met wat in werkelijkheid is/wordt gerealiseerd. Daarnaast wordt ook een survey van de locatie van het platform / de platforms voorzien, vooral m.b.t. obstakels (Side Scan Sonar, Bathymetrie) en magnetische contacten (i.v.m. 'unexploded ordnance', ook wel UXO's).
- Het totale gesurveyde oppervlak wordt geschat door het aantal km kabel maal een strookbreedte. Deze breedte is afhankelijk van het aantal kabels en afstand tot het park (geschatte waarden in Bijlagetabel 3.3).
- Typisch uitgevoerd 2 jaar voor aanleg van het windpark.
- Tijdens deze survey wordt gebruik gemaakt van een Magnetometer, Sidescan Sonar, Sub-bottom profiler, Singlebeam en Multibeam Echolood. Een multi channel sparker is mogelijk niet nodig als de sub-bottom profiler voldoende informatie op kan leveren tot de begraafdiepte van de kabels (1-2 meter) vermeerderd met de hoogte van de zandgolven

(locatie specifiek) en wordt hier niet meegenomen, omdat geen zeer diepe bodempenetratie nodig is. Hier is voor de sub-bottom profiler een typische effectafstand van 1 km gehanteerd (zie Bijlagetabel 3.5).

- Er zijn geen locatie-specifieke akoestische berekeningen uitgevoerd; er wordt van uitgegaan dat per dag 10 km<sup>2</sup> 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 km<sup>2</sup> verstoringsoppervlak per dag (afhankelijk van tracé).

Ad 4) Gedetailleerde survey van het kabeltracé:

- Het tracé van windzoekgebied naar land, wordt geschat door het aantal km tracé maal een strook rond de kabel (ca. 100 meter rond de kabel). Er zijn aannames gedaan over de positie van het platform en het aanlandingspunt en daarmee van de lengte van het kabeltracé (zie hiervoor).
- Vindt plaats 1 jaar voor de aanleg van het windpark.
- Tijdens de survey wordt gebruikt gemaakt van de volgende systemen: Magnetometer, Sidescan Sonar, Subbottom profiler, Singlebeam en Multibeam Echolood, omdat geen zeer diepe bodempenetratie nodig is. Hier hanteren we een effectafstand voor de sub-bottom profiler typische afstand van 1 km (zie Bijlagetabel 3.5). Over het grootste gebied is een beperkte penetratie nodig, alleen tussen de kust en die 3 km lijn is wel een diepere penetratie nodig – orde 10 meter.
- Er zijn geen locatie-specifieke akoestische berekeningen uitgevoerd; er is van uit dat per dag 10 km<sup>2</sup> 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 km<sup>2</sup> verstoringsoppervlak per dag.

De bovenstaande scenario's leiden tot de volgende schema's per park (Bijlagetabel 3.1) en per platform/kabeltracé (Bijlagetabel 3.2).

Bijlagetabel 3.1 Schema geofysische survey per park.

Wanneer	Activiteit	Verstoringsoppervlak per dag (km <sup>2</sup> )
5 jaar voor aanleg	Globale survey gebied windmolenpark en platforms	84
1 jaar voor aanleg	Gedetailleerde survey van de locaties van de toekomstige turbines en platforms	84

Bijlagetabel 3.2 Schema geofysische survey per kabeltracé.

Wanneer	Activiteit	Verstoringsoppervlak per dag (km <sup>2</sup> )
2 jaar voor aanleg	Globale survey van het kabeltracé	36
1 jaar voor aanleg	Gedetailleerde survey van het kabeltracé	36

Aangenomen is dat het aantal dierverstoringsdagen voor de globale en gedetailleerde surveys gelijk is. Schattingen voor de kabeltracés zijn afhankelijk van de afstand tot het land en type kabelverbinding (AC of DC).

De bij de schatting van het aantal bruinvisverstoringsdagen ten gevolge van de surveys gehanteerde waarden staan aangegeven in onderstaande Bijlagetabellen 3.3 en 3.4.

Met de hiervoor weergegeven uitgangspunten wordt het totale aantal geschatte bruinvisverstoringsdagen voor het scenario voor de vier geofysische surveys voor de Nederlandse zoekgebieden voor wind op zee geschat op 61.622 (uit tabellen G.3 en G.4). Dat komt overeen met ongeveer 3% van het geschatte totale aantal bruinvisverstoringsdagen door het heien bij de aanleg van de parken (ongeveer 2,7 miljoen).

Bijlagetabel 3.3 Geschatte waarde voor de bruinvisverstoringsdagen ten gevolge van een geofysische survey van de zoekgebieden, berekend uit de in de tabel aangegeven aangenomen parameters voor deze surveys.

<b>Zoekgebied</b>	<b>Oppervlak</b>	<b>Aantal dagen survey</b>	<b>Verstoringsoppervlak per dag (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Dichtheid voorjaar (ind/km<sup>2</sup>)</b>	<b>Bruinvisverstoringsdagen</b>
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
				<b>totaal</b>	<b>22.664</b>



Bijlagentabel 3.4 Geschatte waarde voor de bruinvisverstoringsdagen ten gevolge van een geofysische survey van het kabeltracé voor de zoekgebieden, berekend uit de geschatte afstanden van de transformator platforms tot het land, en bijbehorende in de tabel aangegeven aangenomen parameters voor deze surveys. Er is van uitgegaan dat de 2 kabels over hetzelfde tracé lopen<sup>12</sup>.

Transformator-platform	Lengte tracé naar land (km) (inschatting)	Breedte tracé (km) – inschatting	Oppervlak tracé (km <sup>2</sup> )	aantal km <sup>2</sup> survey per dag	Aantal dagen survey	Verstorings-oppervlak per dag (/km <sup>2</sup> )	Dichtheid voorjaar (ind/km <sup>2</sup> )	Bruinvisverstorings-dagen
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
							<b>totaal</b>	<b>8.148</b>

### Schatting effectafstanden geofysische instrumenten

Geotechnische surveys worden uitgevoerd ter voorbereiding van de aanleg van de windparken met diverse akoestische bronnen zoals multi-beam en side-scan sonars, sub-bottom profilers en sparkers. De bronsterkte en frequentiebereik van de survey signalen wijken sterk af van heigeluid. Op basis van globale informatie over de akoestische bronnen in combinatie met de frequentiegevoeligheid van het gehoor van bruinvissen en zeehonden gewogen drempelwaarde is een schatting gemaakt van de 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 Bijlagentabel 3.5.

<sup>12</sup> 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.

Bijlagetabel 3.5 Typische systemen die tijdens geofysische surveys gebruikt bij de aanleg van windparken, platforms en kabeltracés. De derde kolom geeft een inschatting van verstoringafstanden aan voor de verschillende type systemen.

Type systeem	Voorbeeld systeem	Maximale geschatte effectafstand	
		Bruinvis	Zeehonden
Multibeam Echosounder:	Kongsberg EM2040 Dual Head, Dual Swath / Dual Ping – Frequency 400 kHz	Boven bruinvisgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; verwachte effectafstanden verwaarloosbaar klein	Boven zeehondgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; verwachte effectafstanden verwaarloosbaar klein
Side Scan Sonar:	Edgetech 4200 300/600 – Frequency: 239 kHz (LF) and 555 kHz (HF)	Boven bruinvisgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; verwachte effect-afstanden verwaarloosbaar klein	Boven zeehondgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; verwachte effect-afstanden verwaarloosbaar klein
Sub-Bottom Profiler: Magnetometer: Geomatrix G882 Cesium vapour magnetometer	Innomar SES 2000 Standard parametric sub-bottom profiler – Power: > 50kW ; Frequency: 8 – 100 kHz	Maximale effectafstanden tussen 1 en 2 km, veroorzaakt door primaire frequentie van de bron op 100 kHz (zie Bijlagefiguur 3.1)	Primaire frequentie slecht hoorbaar door zeehonden; bij secundaire frequenties is de verwachte effectafstand verwaarloosbaar klein
Sparker Single Channel	GSO 200-tip sparker (assumed operated at 500 J)	Maximale effectafstanden tussen 1 en 2 km, op basis van schattingen (zie Bijlagefiguur 3.1)	Maximale effectafstanden tussen 1 en 2 km, op basis van schattingen (zie Bijlagefiguur 3.1)
Sparker Multi Channel	GSO 360-tip Sparker seismic source + 2000 J PSU (operated at 900 J)	Maximale effectafstanden tussen 3 en 4 km, op basis van schattingen; (zie Bijlagefiguur 3.1)	Maximale effectafstanden tussen 3 en 4 km, op basis van schattingen (zie Bijlagefiguur 3.1)

Deze schattingen van de maximale effectafstand zijn om diverse redenen onzeker. Zowel de gehanteerde drempelwaarden voor verstoring van bruinvissen en zeehonden als voor de schatting van de geluidsniveaus zijn gebaseerd op ruwe aannamen op basis van zeer beperkt beschikbare gegevens. Omdat bij de ontwikkeling van KEC 4.0 onvoldoende openbare informatie beschikbaar was om de schattingen te verbeteren zijn dezelfde verstoringafstanden gehanteerd als in KEC 3.0.

### Akoestische eigenschappen van geofysische surveys

De tijdens geofysische surveys gebruikte multi -beam echosounders en side scan sonars zenden hoogfrequente signalen uit (> 200 kHz) die niet hoorbaar zijn voor bruinvissen en zeehonden. Metingen van dit type systemen duiden erop dat er nauwelijks akoestische energie bij lagere frequenties wordt uitgezonden (zie bijv. Crocker et al., 2018). De bronnen die significante geluidsniveaus veroorzaken bij voor bruinvissen en zeehonden hoorbare frequenties zijn de sub-bottom profilers en sparkers.

Een typische gebruikte sub-bottom profiler, een zgn. 'parametrische sub-bottom profiler', genereert laagfrequent (~ 10 kHz) geluid door simultaan meerdere hoogfrequente (~ 100 kHz) geluiden uit te zenden. Door hoge frequenties te gebruiken leidt dit tot een zeer directionele, naar beneden gerichte bundel (~ 3-6 graden -3 dB bundelbreedte) laagfrequente bron. Uit de folders van aanbieders van parametrische sub-bottom profilers is af te leiden dat het bronniveau (SL) rond de hoofdfrequenties (85-125 kHz) meer dan 240 dB re 1 µPa·m bedraagt. De bronniveaus bij de lage frequenties liggen rond de 202 dB re 1 µPa·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 µPa·m op 100 kHz. Voor de secundaire frequenties is van een SL = 202 dB re 1 µPa·m uitgegaan op 10 kHz. Typische puls-lengtes voor de sub-bottom profiler zijn in de orde van  $t_{puls} \sim 0,04\text{-}30$  ms. Hier wordt uitgegaan van een *source level energy* (SLE) binnen de hoofdbundel van  $SLE = SL + 10 \cdot \log_{10}(t_{puls} / 1\text{ s})$  dB ~ 187 dB re 1 µPa<sup>2</sup>·m<sup>2</sup>·s. Voor het horizontaal afgestraalde geluid, dat effectief propageert en

tot verstoring kan leiden, wordt hier nog eens 60 dB afgetrokken vanwege de hoge directionaliteit van deze bron.

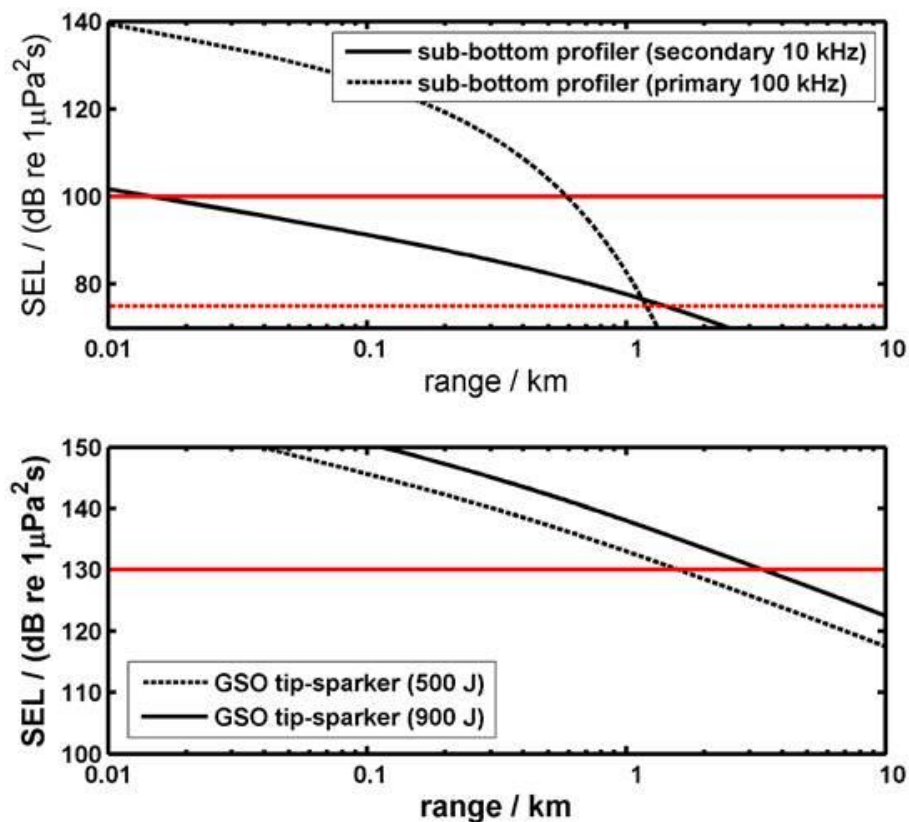
Sparkers zijn systemen die luchtballen genereren aan de hand van elektrische ontladingen aan zgn. 'tips'. Hierdoor ontstaat een luchtbel wat een breedbandig impulsgeluid genereert met hogere frequenties dan het geluid van een airgun die vaak voor seismische surveys wordt gebruikt. Typische bronniveaus worden gegeven in Crocker et al. (2018). Het bronniveau is afhankelijk van het gebruikte vermogen en vertoont vrij grote bandbreedten: SLE ~ 167-181 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{m}^2\text{s}$  (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  $\text{BW}_{-3\text{dB}} \sim 1.2\text{-}1.9$  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 Bijlagentabel 3.6 samengevat.

Bijlagentabel 3.6 SELss drempelwaardes voor verstoring van bruinvissen en zeehonden door geofysische geluidbronnen bij verschillende frequenties, op basis waarvan effectafstanden zijn geschat.

	<b>bruinvis</b>	<b>zeehond</b>
<b>Frequentie / kHz</b>	<b>SELss / dB re 1 <math>\mu\text{Pa}^2\text{s}</math></b>	<b>SELss / dB re 1 <math>\mu\text{Pa}^2\text{s}</math></b>
1	130	130
10	100	100
100	75	75

Het propagatieverlies voor deze bronnen op de Noordzee wordt geschat aan de hand van een cilindrisch en zgn. 'mode-stripping' regime voor een puntbron (Volgens 9.46 uit Ainslie, 2010), met waarden representatief voor een zandige bodem (typisch voor de Noordzee). De effectafstanden in Bijlagentabel 3.5 corresponderen met de drempelwaardes die zijn weergegeven in Bijlagefiguur 3.1.



Bijlagefiguur 3.1 Single pulse SEL (zwarte lijnen) als functie van afstand tot de bron voor een parametrische sub-bottom profiler met de primaire frequentie (gestippelde lijn) en secundaire frequentie (bovenste panel) en twee type sparkers (onderste panel). De rode lijnen geven de frequentie afhankelijke verstoringsdrempels aan (uit Bijlagetabel 3.6).

### Referenties

- Ainslie, M.A., 2010. Principles of Sonar performance modeling. Springer Verlag, pp 707.
- Crocker, S.E. Fratantonio, F.D., Hart, P.E., Foster, D.S., O'Brien, T.F. & S. Labak (2018). Measurement of Sounds Emitted by Certain High-Resolution Geophysical, Survey Systems IEEE JOURNAL OF OCEANIC ENGINEERING 99, 1-18, 10.1109/JOE.2018.2829958.
- de Jong, C. & S. von Benda-Beckmann, 2017. Wozep underwater sound: frequency sensitivity of porpoises and seals, TNO Report TNO 2017 R11238, 1-53.
- Moffett, M.B. & R.H. Mellen, 1977. Model for parametric acoustic sources. The Journal of the Acoustical Society of America 61, 325-337; doi: 10.1121/1.381310.