

Kader Ecologie en Cumulatie – 2018

Cumulatieve effecten van aanleg van windparken op zee op bruinvissen

F. Heinis, C.A.F. de Jong, S. von Benda-Beckmann & B. Binnerts

Januari 2019



Foto: © Seamarco

Colofon

Titel:	Kader Ecologie en Cumulatie – 2018
Ondertitel:	Cumulatieve effecten van aanleg van windparken op zee op bruinvissen
HWE rapport:	18.153RWS_KEC2018
Datum:	24 januari 2019
Auteur(s):	F. Heinis ¹ , C.A.F. de Jong ² , S. von Benda-Beckmann ² , B. Binnerts ² ¹ HWE, Graaf Wichmanlaan 9, 1405 GV Bussum ² TNO, Oude Waalsdorperweg 63, 2597 AK Den Haag
In opdracht van:	Rijkswaterstaat Zee en Delta

Inhoud

Samenvatting	4
Lijst van begrippen en afkortingen	5
1 Inleiding	6
1.1 Achtergrond.....	6
1.2 Doelstelling	6
1.3 Afbakening.....	7
1.4 Aanpak	7
1.5 Leeswijzer	8
2 Redeneerlijn bepalen cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op de bruinvispopulatie – versie 2018.....	9
2.1 Overzicht van stappen (ongewijzigd t.o.v. 2015).....	9
2.2 Geluidverspreiding.....	9
2.3 Verstoringsoppervlak.....	10
2.4 Aantal verstoorde bruinvissen.....	11
2.5 Bruinvisverstoringdagen	13
2.6 Effect op populatie	13
2.7 Effectbeoordeling en toetsing aan ecologische norm	15
3 Scenario's en resultaten berekeningen.....	17
3.1 Aanpak en uitgangspunten	17
3.2 Planning van scenario's voor Interim PCoD model (versie 5)	18
3.3 Resultaten berekeningen.....	20
4 Ecologische ruimte voor aanleg windparken na aanleg windparken van het Energieakkoord.....	26
4.1 Toetsing resultaten berekeningen aan ecologische norm.....	26
4.2 Geluidnormen voor windenergie op zee na 2023	26
4.3 Discussie	29
4.4 Consequenties toepassen uniforme geluidnorm van 168 dB na 2023	30
5 Referenties.....	32
Bijlage 1: Afleiden normen vergelijkbaar met KEC 2015.....	34
Bijlage 2: Modellerings heigeluid	36
Bijlage 3: Modellerings geofysische surveys.....	39
Bijlage 4: Scenario's	45
Bijlage 5: Verstoringsoppervlakken en bruinvisverstoringdagen	50
Bijlage 6: Resultaten Interim PCoD (v5)	54
Bijlage 7: Opties voor normstelling voor heigeluid voor windenergiegebieden na 2023	56
Bijlage 8: Consequenties toepassen uniforme geluidnorm na 2023	58

Samenvatting

Door het sluiten van het Energieakkoord in 2013 is tot 2023 voorzien in de ontwikkeling van windparken in de windenergiegebieden Borssele, Hollandse Kust (zuid) en Hollandse Kust (noord). 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 ook de planning en keuze voor gebruik van bepaalde aangewezen windenergiegebieden voor de periode tot 2030 opgenomen.

In de beleidsnota Noordzee (2016 – 2021) is vastgelegd dat kavelbesluiten voor windenergie op zee moeten worden beoordeeld aan de hand van het toetsingskader Ecologie en Cumulatie (KEC). Voor het onderdeel impulsief onderwatergeluid gaat het daarbij met name om de beoordeling van mogelijke effecten op de bruinvispopulatie op het Nederlandse deel van het Continentaal Plat. Uitgangspunt bij de toetsing van de effecten op de bruinvispopulatie is dat met grote zekerheid (95%) moet kunnen worden vastgesteld dat de bruinvispopulatie als gevolg van de aanleg van de windparken op zee met niet meer dan 5% afneemt. Om dit te waarborgen stelt de overheid per kavel geluidnormen vast die tijdens de constructie van een windpark niet mogen worden overschreden. In het KEC (update 2016) is nog geen rekening gehouden met de bouw van windparken van de routekaart windenergie op zee 2030 in de windenergiegebieden Ten noorden van Waddeneilanden, Hollandse Kust (west) en IJmuiden Ver. Om de ontwikkeling van windenergie in deze gebieden mogelijk te maken, moeten de effecten van de constructie van windparken hierin worden beoordeeld. Een nieuw KEC, waarin deze windenergiegebieden zijn meegenomen is daarom nodig (inclusief geluidnormen).

Dit rapport bevat de resultaten van onderzoek naar de cumulatieve effecten van de constructie van windparken op zee in de periode 2016 – 2030, zowel voor het Nederlandse deel van de Noordzee als de gehele Noordzee. Onderdeel van het onderzoek was dat eerst op basis van de meeste recente kennis en inzichten de stappen in de in het KEC 2015/2016 overgenomen redeneerlijn voor het bepalen van effecten van de realisatie van windenergie op zee op de bruinvispopulatie werden geactualiseerd. Vervolgens zijn op basis van de geactualiseerde stappen effecten van de realisatie van windenergie op zee op de bruinvispopulatie voor de periode 2016 – 2030 berekend en zijn voor verschillende ecologische normen, *i.e.* waarden voor de maximaal toelaatbare afname van de bruinvispopulatie door de constructie van windparken op zee, geluidnormen afgeleid voor windparken die tot 2030 worden aangelegd en die niet waren opgenomen in het Energieakkoord.

Uit de resultaten van de berekeningen blijkt dat de geluidnormen voor de aanleg van de windparken na 2023 ruimer kunnen zijn dan voor de windparken uit het Energieakkoord. Dit is o.a. het gevolg van het feit dat voor het berekenen van de effecten op de bruinvispopulatie gebruik is gemaakt van een nieuwe versie van het Interim PCoD model, waarin de resultaten van een in juni 2018 gehouden *expert elicitation* workshop zijn verwerkt. Met dit model werd een 3 – 6 maal kleinere populatiereductie berekend dan met de eerdere versie 2.1 van het Interim PCoD model. Als wordt uitgegaan van één universele geluidnorm van SEL_{ss} (750 m) = 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ bij de aanleg van de windparken na 2023 met windturbines van maximaal 10 MW en de in de (ontwerp) kavelbesluiten vastgelegde geluidnormen voor de windparken van het Energieakkoord is voor de in dit rapport beschreven scenario's berekend dat voor de gehele periode tot en met 2030 de kans meer dan 95% is dat de bruinvispopulatie op het NCP met niet meer dan 865 dieren afneemt (= ca. 1,7% van de NCP populatie). Dit betekent dat de bruinvispopulatie als gevolg van de aanleg van windparken op zee in de periode 2016 – 2030 met grote zekerheid op een niveau van minimaal 98% van de huidige (gemiddelde) populatieomvang zal blijven.

Lijst van begrippen en afkortingen

BE	België
Bruinvisverstoringsdagen	Product van het aantal impulsdagen per windpark en het aantal verstoorde bruinvissen per impulsdag
DE	Denemarken
DU	Duitsland
EZK (ministerie van)	Economische Zaken en Klimaat
Impulsdag	Een dag waarop (op enig moment) impulsief geluid wordt geproduceerd
KEC	Toetsingskader Ecologie en Cumulatie
LNV (ministerie van)	Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit
MER	Milieueffectrapport
NCP	Nederlands (deel van het) Continentaal Plat
PB	Passende beoordeling
PCoD	Population Consequences of Disturbance
iPCoD	Interim PCoD model
PBR	Potential Biological Removal, een term die wordt gebruikt voor het stellen van limieten aan de additionele (door menselijk handelen veroorzaakte) mortaliteit voor het duurzaam instandhouden van een populatie
PTS	Permanent Threshold Shift (permanente gehoordrempelverhoging)
SCANS	Small Cetaceans in European Atlantic waters and the North Sea
SEL (Sound Exposure Level)	10 maal $\log_{10}$ van de verhouding van de integraal van het kwadraat van de geluidsdruk over een gedefinieerd tijdinterval (of over een gedefinieerde gebeurtenis) en de referentiewaarde $E_0 = 1 \text{ Pa}^2\text{s}$
SELss	Sound exposure level van één enkel impulsgeluid (SS staat voor 'single strike')
SMRU	Sea Mammal Research Unit (University of St. Andrews)
TNO	Nederlandse Organisatie voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek
Vital rates	In het algemeen de in populatiedynamische modellen toegepaste kansen op overleving en reproductie. In het Interim PCoD model heeft verstoring door impulsief geluid alleen invloed op de kans op sterfte van jonge, gespeende en niet gespeende dieren in hun eerste levensjaar en op de kans dat volwassen vrouwtjes jongen krijgen.
VK	Verenigd Koninkrijk
Vulnerable subpopulation	Het gedeelte van de populatie dat mogelijk wordt verstoord door impulsief geluid van een specifiek project. De grootte van de <i>vulnerable subpopulation</i> hangt samen met de mobiliteit van de dieren: hoeveel verschillende dieren zouden zich tijdens de duur van het project binnen het verstoringsoppervlak kunnen bevinden?

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Met het Energieakkoord uit 2013 zijn en worden tot 2023 belangrijke stappen gezet in de verduurzaming van de Nederlandse energievoorziening. Door het sluiten van het Energieakkoord is voorzien in de ontwikkeling van windparken in de windenergiegebieden Borssele, Hollandse Kust (zuid) en Hollandse Kust (noord). Met de publicatie van de routekaart windenergie op zee 2030 (kamerstuk 33 561, nr. 42) 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 ook de planning en keuze voor gebruik van bepaalde aangewezen windenergiegebieden voor de periode tot 2030 opgenomen.

In de beleidsnota Noordzee (2016 – 2021), onderdeel van het Nationaal waterplan 2016 – 2021, is vastgelegd dat toekomstige ruimtelijke besluiten, zoals kavelbesluiten voor windenergie op zee, moeten worden beoordeeld aan de hand van het toetsingskader Ecologie en Cumulatie (KEC). In dit toetsingskader is o.a. een aanpak voor het bepalen en beoordelen van cumulatieve effecten van het tijdens de aanleg geproduceerde impulsieve onderwatergeluid op belangrijke populaties van zeezoogdieren opgenomen. Op de locaties van de geplande windparken komt vooral de bruinvis in relatief grote aantallen voor, waardoor de kans op eventuele effecten op de populatie van deze soort ook het grootst is. Uitgangspunt bij de toetsing van de effecten op de bruinvispopulatie is dat met grote zekerheid (95%) moet 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% afneemt (zie Intermezzo Ecologische norm en ASCOBANS). Om dit te waarborgen stelt de overheid per kavel geluidnormen vast die tijdens de constructie van een windpark niet mogen worden overschreden. In het KEC (update 2016) is nog geen rekening gehouden met de bouw van windparken van de routekaart windenergie op zee 2030 in de windenergiegebieden Ten noorden van Waddeneilanden, Hollandse Kust (west) en IJmuiden Ver. Om de ontwikkeling van windenergie in deze gebieden mogelijk te maken, moeten deze windparken ook beoordeeld worden aan de hand van het KEC. Sinds de update van 2016 zijn er onderzoeken gepubliceerd en inzichten opgedaan die bepaalde aannames omtrent de effectrelaties wijzigen. Om de nieuwe windparken van de routekaart 2030 te beoordelen, waarbij ook de nieuwe inzichten worden meegenomen, is een nieuw KEC nodig (inclusief geluidnormen).

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. Uit berekeningen van Scheidat et al. (2013) blijkt dat volgens de methode van PBR de acceptabele grens voor het NCP ligt op 272 dieren/jaar voor alle activiteiten. Deze waarde heeft echter betrekking op directe sterfte en houdt geen rekening met het mogelijke indirecte effect van verminderde reproductie. Voor het stellen van acceptabele grenzen aan effecten van impulsief onderwatergeluid op zeezoogdieren is van belang dat de staat van instandhouding van bruinvissen op het NCP als matig ongunstig is beoordeeld (Camphuysen & Siemensma, 2011). Op grond van het tussentijdse advies van de commissie MER op het concept MER voor de kavels I en II van het windenergiegebied Borssele is daarom besloten dat de populatie van de bruinvis als gevolg van de aanleg van windparken op zee op minimaal 95% van de huidige populatie moet blijven. Verder is als eis gesteld dat er een grote mate van zekerheid (95%) moet zijn dat de omvang van de populatie ondanks de aanleg van de windparken hierboven blijft. Op grond van gegevens van Geelhoed et al. (2011, 2014) is geschat dat de populatie op het NCP uit 51.000 dieren bestaat (Scheidat, mond. mededel.). Dit betekent dat de totale populatie op het NCP als gevolg van de aanleg van windparken op zee in de periode 2016 – 2030 niet verder mag dalen dan tot 48.450 dieren.

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.

1.2 Doelstelling

Doelstellingen van het nieuwe KEC voor het onderdeel onderwatergeluid zijn:

- Actualiseren van de stappen in de door Heinis et al. (2015) beschreven, en in het KEC 2015/2016 overgenomen redeneerlijn voor het bepalen van effecten van de realisatie van windenergie op zee op de bruinvispopulatie;

- Op basis van de geactualiseerde stappen berekenen van effecten van de realisatie van windenergie op zee op de bruinvispopulatie voor de periode 2016 – 2030;
- Afleiden van geluidnormen voor windparken die tot 2030 worden aangelegd en die niet waren opgenomen in het Energieakkoord.

1.3 Afbakening

Onderstaande Tabel 1-1 bevat een overzicht van de Nederlandse windparken die bij het KEC 2018 in beschouwing worden genomen. Aan de windparken die onderdeel vormden van de berekeningen voor KEC 2015/2016 en waarvoor inmiddels (ontwerp)kavelbesluiten zijn genomen (blauw), zijn de drie nieuwe windenergiegebieden van de routekaart 2030 toegevoegd.

Tabel 1-1 Geplande windparken op het NCP, waarvan de aanlegactiviteiten beginnen in de periode 2016 – 2030.

Windpark / kavel	Eigenaar	Grootte	Operationeel
Borssele I/II	Orsted	752 MW: 2 x 47 x 8 MW	2020
Borssele III/IV	Blauwwind	731,5 MW: (40 + 37) x 9,5 MW	2020
Hollandse Kust (zuid) I/II		752 MW: 2 x 47 x 8 MW*	2021
Hollandse Kust (zuid) III/IV		752 MW: 2 x 47 x 8 MW*	2022
Hollandse Kust (noord) V		760 MW: 95 x 8 MW*	2023
Hollandse Kust (west) VI/VII		1.520 MW: 2 x 76 x 10 MW*	2024/2025
Ten noorden van Waddeneilanden		760 MW: 76 x 10 MW*	2026
IJmuiden Ver		4.000 MW: 400 x 10 MW*	2027 – 2030

* Door RWS voorgestelde scenario's voor opstellingen, waarvan in de berekeningen zal worden uitgegaan

In het KEC 2018 zullen, naast het heigeluid voor de aanleg van de windturbines van de in Tabel 1-1 opgenomen windparken de volgende bronnen van impulsief onderwatergeluid in beschouwing worden genomen:

- Geluid dat wordt geproduceerd tijdens de geofysische surveys voorafgaand aan de bouw van de windparken;
- Geluid dat wordt geproduceerd bij de constructie van de transformatorplatforms;
- Geluid dat wordt geproduceerd bij de constructie van niet-Nederlandse windparken in de Zuidelijke Noordzee (actualisatie van het internationale scenario tot 2030).

Bij het KEC 2018 gaat het uitsluitend om de effecten van impulsief geluid dat wordt geproduceerd bij de constructie van windparken op zee op bruinvissen. De volgende bronnen van impulsief onderwatergeluid worden dus niet meegenomen:

- Geluid dat wordt geproduceerd tijdens seismische exploratie voor de winning van olie en gas; deze invloed is al vele jaren aanwezig en is met de keuze van de populatiedynamische parameters impliciet al in het Interim PCoD model verdisconteerd;
- Militaire sonarsystemen op grond van het feit dat deze systemen in het Nederlandse deel van de Noordzee maar zeer beperkt bijdragen aan de totale hoeveelheid onderwatergeluid (Ministerie IenM, 2012; Ainslie et al. 2009);
- Het geluid van het ruimen van explosieven, omdat het telkens om een kortdurende geluidsbelasting gaat waarbij gehoorschade een belangrijker aspect is dan verstoring (zie bijvoorbeeld Aarts et al. 2016).

Daarnaast wordt geen rekening gehouden met:

- (Cumulatieve) effecten van andere, reeds in het Nationaal waterplan 2016 – 2021 aangewezen windenergiegebieden dan de hiervoor genoemde gebieden. Als meer kavelbesluiten dan opgenomen in de routekaart 2030 in bestaande of nieuwe windenergiegebieden aan de orde komen, zal het KEC opnieuw worden geactualiseerd;
- Resultaten van het EZK/LNV-project Energietransitie en Natuur (Buij et al. 2018), aangezien deze nog niet zijn uitgewerkt in een beleidsregel;
- Eventuele gevolgen van een eiland voor het net op zee in windenergiegebied IJmuiden Ver.

1.4 Aanpak

Zoals hiervoor uiteengezet is het KEC bedoeld om, uitgaande van een bepaalde ecologische norm (in dit geval maximaal 5% reductie van het aantal bruinvissen op het NCP voor de gehele periode tot en met 2030), de

toekomstige ontwikkeling van windenergie op zee te toetsen. Als deze ecologische norm wordt overschreden, worden beperkingen opgelegd aan de activiteit (in dit geval een maximaal toelaatbaar geluidsniveau). Voor de berekening van het effect van impulsief geluid op de populatie moeten verschillende stappen (tussenvariabelen) worden doorlopen die elk hun eigen onzekerheid kennen. De stappen met bijbehorende onzekerheid zijn in Heinis et al. (2015) beschreven, de zogenaamde redeneerlijn. Voor dit nieuwe KEC zullen de stappen niet veranderen, maar de verwachting is wel dat door de resultaten van nieuwe onderzoeken en recente inzichten omtrent effectrelaties de onzekerheid in de berekening van de effecten én de onzekerheid in de berekende *worst case* populatieafname kleiner zullen zijn. Hierdoor kan ruimte ontstaan voor de verdere ontwikkeling van windenergie op zee. Ook zijn in de afgeronde- en nog lopende m.e.r.-procedures voor de windenergiegebieden Borssele, Hollandse Kust (zuid) en Hollandse kust (noord) al kleine aanpassingen aangebracht in de wijze waarop effecten op bruinvissen zijn berekend.

Op basis van de nieuwe inzichten in de effectrelaties worden eerst verbeteringen in de KEC-procedure geïmplementeerd. Daarna wordt de vernieuwde procedure toegepast op de windparken van het Energieakkoord (Borssele, Hollandse Kust (zuid) en Hollandse Kust (noord)) en de drie nieuwe windenergiegebieden, Hollandse Kust (west), Ten noorden van Waddeneilanden en IJmuiden Ver. De berekeningen voor de nieuwe windenergiegebieden zullen zowel mét als zonder geluidnorm worden uitgevoerd. Anders dan voor de windenergiegebieden van het Energieakkoord bestaan voor de drie nieuwe windenergiegebieden nog geen geluidnormen. Deze zullen via een iteratief proces worden afgeleid, te beginnen met geluidnormen die vergelijkbaar zijn met die uit het Energieakkoord (zie Bijlage 1 voor afleidingsmethode). Daarmee ontstaat inzicht of het binnen het huidige normenstelsel en met verwerking van de nieuwste inzichten, mogelijk is de geplande windparken te realiseren.

1.5 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 bevat een beschrijving van de stappen in de procedure ('redeneerlijn') voor het bepalen en beoordelen van de cumulatieve effecten van de aanleg van windparken op zee versie 2018 en een vergelijking met de stappen in de versie 2015. In hoofdstuk 3 is de aangepaste procedure toegepast op de cumulatieve effecten van de aanleg van windparken op zee op de bruinvispopulatie van de Noordzee in de periode 2016 – 2030. In het hoofdstuk zijn de rekenresultaten weergegeven voor zes scenario's bij twee drempelwaarden voor verstoring, waarvan 1 internationaal scenario. Hoofdstuk 4 bevat een beoordeling van de berekende effecten op de bruinvispopulatie op basis van verschillende ecologische normen. Vervolgens worden de resultaten van berekeningen weergegeven als voor de na 2023 aan te leggen windparken wordt uitgegaan van één uniforme geluidnorm. Het rapport wordt gecompliceerd met een lijst van referenties en een 8-tal bijlagen.

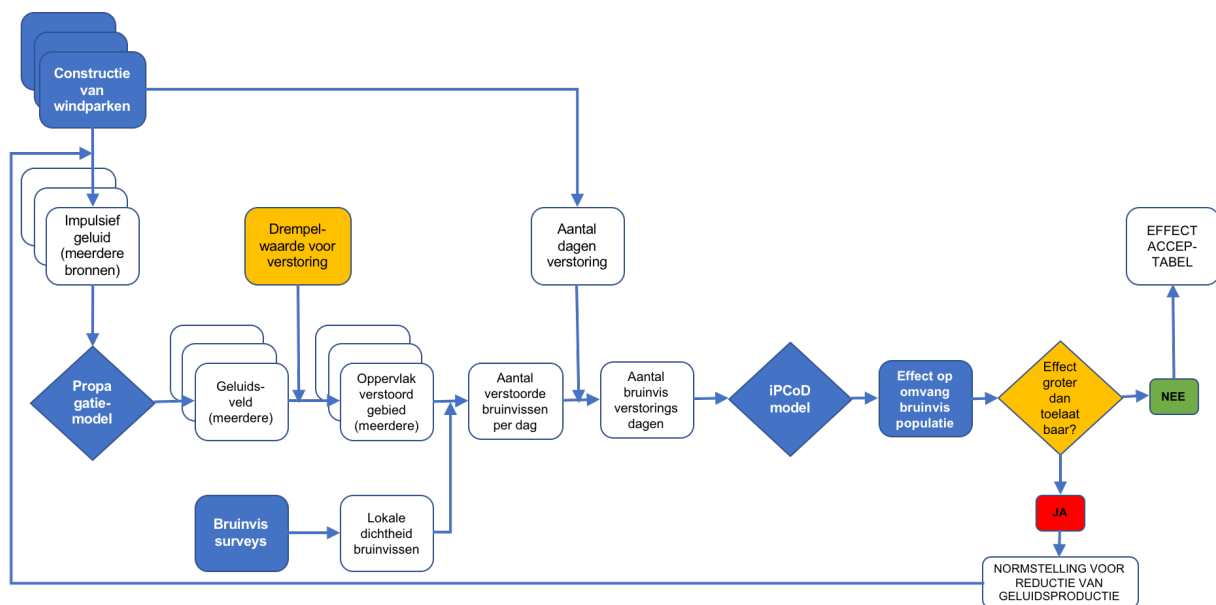
2 Redeneerlijn bepalen cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op de bruinvispopulatie – versie 2018

2.1 Overzicht van stappen (ongewijzigd t.o.v. 2015)

Voor het bepalen van de cumulatieve effecten van impulsief geluid op de bruinvispopulatie is voor het KEC 2015 een redeneerlijn ontwikkeld voor het kwantificeren van de verschillende stappen in de effectketen (Heinis et al. 2015). De volgende, in Figuur 2-1 schematisch weergegeven stappen, zijn te onderscheiden:

1. Berekenen van een realistische *worst case* in de verspreiding van het geluid als gevolg van een enkele klap 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;
2. Berekenen van de oppervlakte door impulsief geluid verstoord gebied voor elk windpark; de berekende geluidverspreiding en een, eventueel frequentie gewogen, drempelwaarde voor het optreden van een significante gedragsverandering zijn hiervoor bepalend;
3. Berekenen van het aantal door geluid verstoorde bruinvissen uit de berekende verstoorde oppervlakten vermenigvuldigd met de lokale dichtheid van bruinvissen per seizoen;
4. Berekenen van het aantal bruinvisverstoringdagen uit het aantal verstoorde dieren per dag vermenigvuldigd met het aantal verstoringdagen;
5. Schatten van het mogelijke effect op de populatie met gebruikmaking van het iPCoD model;
6. Beoordelen van de geschatte populatieafname en toetsen aan de, door de overheid gestelde ecologische doelstelling (Ministerie van EZ & Ministerie van IenM, 2016 a, b).

In de hiernavolgende paragrafen worden de verschillende stappen van de redeneerlijn in meer detail besproken en wordt beschreven welke verbeteringen in de versie van 2015 zijn aangebracht op basis van recente inzichten en onderzoeksresultaten.



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 bij de constructie van windparken

2.2 Geluidverspreiding

In de redeneerlijn 2015 is de bronsterkte geschat o.b.v. het heigeluid dat is gemeten tijdens de constructie van het Prinses Amalia Windpark (voorheen Q7). Daarbij is uitgegaan van de bovengrens van verschillende schattingen van de bronsterkte (de Jong & Ainslie, 2012). De bronsterkte wordt geschaald naar hogere heigenergie o.b.v. de aanname dat een vast percentage van klapenergie wordt omgezet in geluidenergie. De ruimtelijke verspreiding van geluid (propagatie) is berekend met versie 1.0 van het TNO-rekenmodel Aquarius, op basis van een energief fluxmodel dat rekening houdt met omgevingsfactoren (bathymetrie,

sedimenteigenschappen en windsterkte) en waarbij voor de berekening van de propagatie van een puntbron is uitgegaan.

Voor het berekenen van de geluidverspreiding wordt bij de actualisatie van het KEC gebruik gemaakt van het, in het kader van Wozep¹ verder ontwikkelde, Aquarius 4 model (zie bijlage 1 'Modellering heigeluid' & de Jong et al. 2018). De belangrijkste veranderingen t.o.v. van het eerder gebruikte Aquarius 1.0 model:

- Het semi-empirisch puntbronspectrum-model is in Aquarius 4 vervangen door een lijnbronmodel dat de eigenschappen van de hamer en paal direct meeneemt; dit betekent dat het effect van de paaldiameter, de heil-energie en de massa/stijfheden van de paal + hamer in het bronmodel direct worden meegenomen.
- Niet lineaire absorptie van sediment onder 250 Hz, gebaseerd op beschikbare literatuur en de Gemini U8 paal metingen (zie Binnerts et al. 2016);
- In tegenstelling tot de berekeningen met het Aquarius 1 model, wordt in Aquarius 4 het effect van wind verwaarloosd. In de Aquarius 1 berekeningen werd wel rekening gehouden met het effect van wind op de geluidoverdracht. Op grond van de validatiestudie (Binnerts et al., 2016) is geconcludeerd dat het toegepaste model voor verstoring van het wateroppervlak door wind tot een overschatting van het propagatieverlies leidt. Dat werd in Aquarius 1 echter deels gecompenseerd door een onderschatting van het propagatieverlies ten gevolge van het toepassen van een puntbron-model voor de heipaal in plaats van een lijnbron.

Het gebruik van het Aquarius 4 model leidt tot betrouwbaardere rekenresultaten die beter overeenkomen met de in het veld gemeten (breedband) geluidsniveaus (de Jong et al. 2018). Voor de berekeningen in het kader van het KEC 2018 wordt uitgegaan van een realistische *worst case* voor de hamer- en paalparameters.

2.3 Verstoringsoppervlak

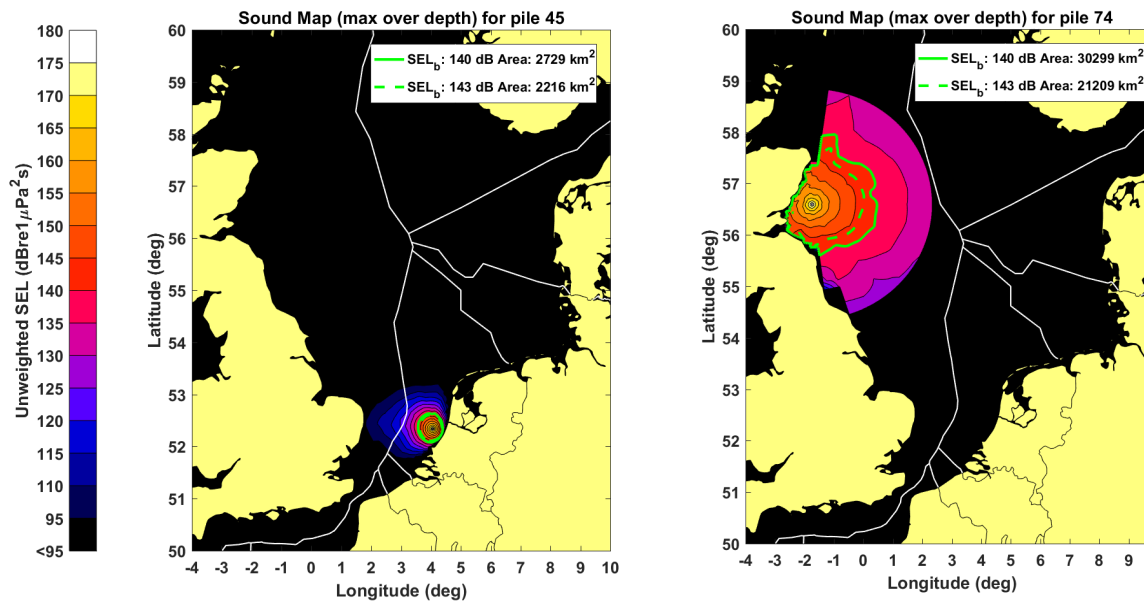
De oppervlakte door impulsief geluid verstoord gebied wordt geschat uit de berekende geluidverspreiding van één heiklap (zie 2.2) en een drempelwaarde voor verstoring. De oppervlakte wordt bepaald door de contour rond de heipaal waarbinnen de drempelwaarde wordt overschreden.

In 2015 is uitgegaan van het oppervlak waarbinnen een drempelwaarde van $SEL_{ss} = 140 \text{ dB re } \mu\text{Pa}^2\text{s}$ (ongewogen, breedband) wordt overschreden. Daarbij is er *worst case* van uitgegaan dat de contour waar de drempelwaarde voor verstoring in de onderste helft van de waterkolom wordt overschreden maatgevend is (maximale SEL_{ss}). Effecten zijn bepaald op basis van het gemiddelde tussen het berekende verstoringsoppervlak met en zonder invloed van (gemiddelde) wind.

In een uitgebreide studie naar de effecten op bruinvissen van het heien voor de eerste zeven windparken in Duitse wateren (Brandt et al., 2018) is geconcludeerd dat *"Declines were found at sound exposure levels exceeding 143 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (the sound exposure level exceeded during 5% of the piling time, SEL_{05}) and up to 17 km from piling"*. In de berekeningen voor het KEC 2018 zijn de verstoringsoppervlakken zowel op basis van een drempelwaarde van $SEL_{ss} = 140 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ (ongewogen en breedbandig) als voor een waarde van 143 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (ongewogen en breedbandig) bepaald. Net als in KEC 2015 wordt ervan uitgegaan dat alle, binnen de verstoringscontour aanwezige bruinvissen in gelijke mate zijn verstoord. Ook wordt, net als in KEC 2015 uitgegaan van de maximale SEL_{ss} in de waterkolom (zie bijlage 1). De invloed van wind wordt niet (meer) meegenomen (zie § 2.2 voor argumentatie).

In Figuur 2-3 zijn twee voorbeelden van geluidskaarten weergegeven met de contouren voor de oppervlakken waarbinnen de grenswaarden van 140 en 143 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ worden overschreden. In beide gevallen betreft het niet-gemitigeerd heigeluid. Het verschil in de omvang van het verstoorde oppervlak is het gevolg van een verschil in de waterdiepte (17 – 22 m *versus* 40 – 60 m).

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



Figuur 2-2 Voorbeelden van geluidskarten met contouren voor de geluidsniveaus waarbij de grenswaarden voor verstoring van bruinvissen worden overschreden (in beide gevallen zonder mitigatie). Het grote verschil in de verstoringsooppervlakken tussen de twee locaties is het gevolg van verschillen in de waterdiepte.

Opmerkingen:

1. Het is aannemelijk dat het toepassen van een met de frequentiegevoeligheid van het gehoor van de bruinvis gewogen SEL-waarde een betere voorspelling geeft van de gedragsreactie, maar hiervoor ontbreekt voorsnog de internationale en nationale consensus.
2. Hoewel het in principe mogelijk zou moeten zijn om een meer realistische dosis-effect relatie mee te nemen dan de huidige "100% verstoring als $SEL > drempel$ " is dit binnen dit project niet verder uitgewerkt.
3. In de studie van Brandt et al. (2018) wordt uitgegaan van een correlatie van de waargenomen afname van de aanwezigheid van bruinvissen en de gemeten SELss waarden. Deze is uitgedrukt als de SELss die in maximaal 5% van de metingen is overschreden en geeft daarmee een bovengrens van de opgetreden geluidsniveaus weer. In de Aquarius berekeningen wordt ook gekozen voor een realistische *worst case* benadering, zodat de berekende SELss ook kan worden gezien als een bovengrens. Aan het berekeningsresultaat kan niet direct een kans-percentages worden gekoppeld, omdat de onzekerheid van de modelberekeningen voor een specifiek scenario op een onbekende manier afhangt van de parameters van hamer, heipaal en omgeving. Zonder daarvoor een bewijs te kunnen leveren, lijkt het aanvaardbaar om aan te nemen dat de berekende bovengrens vergelijkbaar is met de bovengrens in de waarnemingen van Brandt et al. (2018). Dat betekent dat bruinvissen mogelijk pas verstoord zijn bij blootstelling boven een drempelwaarde van $SELss = 143 \text{ dB re } 1 \mu Pa^2 s$ (ongewogen en breedbandig). De in KEC 2015 toegepaste drempelwaarde $SELss = 140 \text{ dB re } 1 \mu Pa^2 s$ (ongewogen en breedbandig) lijkt daarmee aan de voorzichtige kant. In deze studie is voor beide drempelwaarden het populatie-effect van verstoring bepaald. Om zo dicht mogelijk bij de aannames van het KEC 2015 te blijven, is er echter voor gekozen om voor het bepalen van geluidnormen voor de windenergiegebieden na die van het Energieakkoord *worst case* uit te gaan van de lagere drempelwaarde van $SELss = 140 \text{ dB re } 1 \mu Pa^2 s$.

2.4 Aantal verstoorde bruinvissen

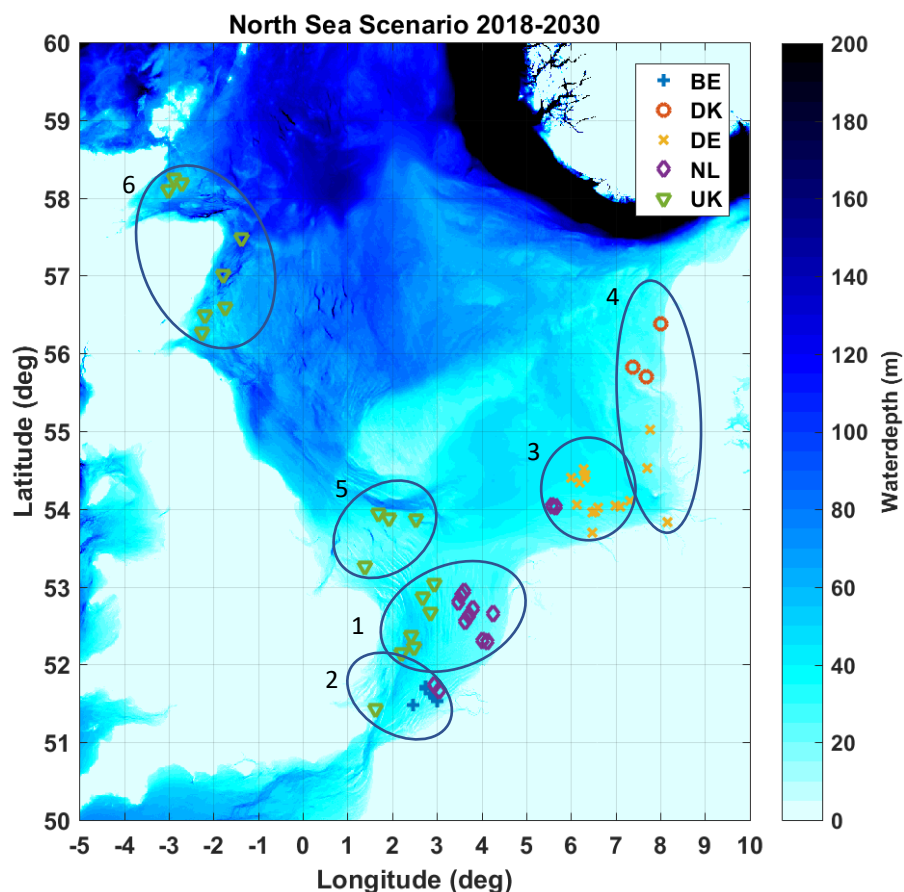
Het aantal mogelijk verstoorde dieren wordt berekend door het verstoringsooppervlak te vermenigvuldigen met de lokale bruinvisdichtheid voor het seizoen waarin de heiwerkzaamheden plaatsvinden.

Voor de berekeningen van het KEC 2015 is de lokale dichtheid van bruinvissen per seizoen voor het NCP afgeleid van Geelhoed et al. (2011 & 2014). Voor het internationale scenario werd uitgegaan van gegevens uit SCANS II (Hammond et al. 2002, 2013), gegevens van SMRU (Harwood et al. 2014a, Verfuss et al. 2014) en gegevens uit diverse MER-studies voor de geplande parken in het VK.

Voor het KEC 2018 is de lokale dichtheid van bruinvissen bepaald op basis van recentere gegevens van Geelhoed et al. (2018), Gilles et al. (2016) en de resultaten van SCANS III (Hammond et al. 2017). Er zijn zes deelgebieden onderscheiden en voor elk van deze deelgebieden is de dichtheid van bruinvissen per seizoen geschat op grond van de volgende werkwijze:

- Voor verschillende deelgebieden eerst zomerwaarden (juli) afleiden uit SCANS-III (Hammond et al. 2017, Tabel 6) en Tabel 7 in Geelhoed et al. (2018);
- Vervolgens waarden voor voorjaar- en najaar berekenen uit de verhouding van de zomerwaarden met voorjaars- en najaarswaarden uit Tabel 4 in Gilles et al. (2016);
- Voor de Nederlandse parken Hollandse Kust en IJmuiden Ver + VK-parken East Anglia: gemiddelde van jaren 2010-2017 sectie D in Figuur 1 in Geelhoed et al. (2018);
- Voor Belgische parken, VK-park Thanet en Nederlandse parken Borssele: sectie L in Figuur 1 van Hammond et al. (2017, SCANS-III);
- Voor deel Duitse parken en het Nederlandse park Ten noorden van Waddeneilanden: gemiddelde van jaren 2010-2017 sectie Friese Front in Figuur 1 in Geelhoed et al. (2018);
- Voor Deense parken en oostelijke Duitse parken: sectie M in Figuur 1 van Hammond et al. (2017, SCANS-III);
- Voor VK-parken ten noorden van Norfolk (Hornsea): sectie O in Figuur 1 van Hammond et al. (2017, SCANS-III);
- Voor VK-parken voor de kust van Schotland: sectie R in Figuur 1 van Hammond et al. (2017, SCANS-III).

De op basis van bovenstaande werkwijze geschatte dichtheid van bruinvissen per seizoen is opgenomen in Tabel 2-1. In Figuur 2-3 is de verdeling van de windparken over de deelgebieden te zien.



Figuur 2-3 Ligging van de windparken van het internationale scenario in deelgebieden voor het bepalen van de lokale dichtheid van bruinvissen. Zie Tabel 2-1 voor beschrijving nummers.

Tabel 2-1 Geschatte lokale bruinvisdichtheid per deelgebied en per seizoen. NL = Nederland, VK = Verenigd Koninkrijk, BE = België, DU = Duitsland, DE = Denemarken

Deelgebied	Individen/km ²		
	Lente	Zomer	Herfst
1 NL Holl. kust + IJmuiden ver, VK East Anglia	0,721	0,698	0,444
2 BE, NL Borssele, VK Thanet	0,628	0,607	0,386
3 DU (deel), NL Noord van Waddeneilanden	0,812	0,785	0,500
4 DE + DU (deel)	0,286	0,277	0,176
5 VK Dudgeon + Hornsea (3x)	0,918	0,888	0,565
6 VK Schotland	0,619	0,599	0,381

2.5 Bruinvisverstoringsdagen

Het totale aantal bruinvisverstoringsdagen is berekend door het aantal mogelijk verstoorde dieren per dag te vermenigvuldigen met het aantal verstoringdagen.

Voor het KEC 2015 is ervan uitgegaan dat elke (impuls)dag waarop wordt geheid (ongeacht de heiduur) als één verstoringdag telt en de bruinvissen dus 24 uur verstoord zijn. Dit was een pragmatische keuze. Uit de destijds bekende informatie over de duur van de verstoring kwam namelijk nog geen eenduidig beeld naar voren (Heinis et al. 2015).

In het KEC 2018 zijn de berekeningen met een nieuwe versie (5) van het Interim PCoD model uitgevoerd. In deze versie zijn de resultaten van een nieuwe, in juni 2018 gehouden *expert elicitation* verwerkt. De tijdens deze *expert elicitation* geraadpleegde bruinvisonderzoekers waren het erover eens dat verstoring door het heien van één turbinefundatiepaal zeker geen 24 uur duurt en waarschijnlijk niet meer dan ca. 6 uur (Booth et al. 2019). Dit betekent dat als in het iPCoD model wordt gesproken over één verstoringdag dit voor het beoordelen van de effecten op de *vital rates* is geïnterpreteerd als een verstoring van 6 uur en daardoor ook een 6 uur durende onderbreking van het foerageren (zie volgende § 2.6).

2.6 Effect op populatie

De mogelijke effecten van verstoring door impulsief geluid zijn vertaald naar een effect op de bruinvispopulatie met behulp van het Interim PCoD model (SMRU/University of St. Andrews).

Voor het KEC 2015 is daarvoor gebruik gemaakt van versie 2.1 (Harwood et al. 2014b). In deze versie waren de resultaten van een *expert elicitation* uit 2013 gebruikt. Verdere uitgangspunten waren:

- Totale bruinvispopulatie in de Noordzee: 227.298 (IMMWG, 2013)
- *Vulnerable subpopulation* (het deel van de totale populatie dat kan worden beïnvloed): 30.000 voor NL, BE en VK zuid (East Anglia); 99.329 voor overige VK-windparken, DE en DU.
- Relatief lage *adult survival* van 0,85 (effecten van bijvangst) en een relatief hoge *fecundity* (vruchtbaarheid) van 0,96.

Voor het KEC 2018 zijn de effecten van verstoring door impulsief geluid vertaald naar een effect op de bruinvispopulatie met behulp van het Interim PCoD model, versie 5. Dit is een volledige update van de eerdere, op de *expert elicitation* van 2013 gebaseerde, versies en waarin de resultaten van de nieuwe *expert elicitation* workshops van februari en juni 2018 zijn verwerkt. Tijdens de workshop in juni 2018 ging het om de oordelen van de experts met betrekking tot de effecten van verstoring op de *vital rates* van bruinvissen (zie Intermezzo voor een voorbeeld uit deze workshop over de effecten van verstoring door impulsief geluid). Daarbij zijn de experts er bij hun beoordeling van de effecten van verstoring door heigeluid op de *vital rates* van bruinvissen van uitgegaan dat het heien van één fundering tot een verstoring van 6 uur zal leiden (in plaats van 24 uur in de eerdere elicitation). In deze versie van het iPCoD model wordt dus gebruik gemaakt van de statistiek van de mening van experts over hoe het aantal dagen waarbinnen een dergelijke verstoring optreedt de *vital rates* van bruinvissen kan beïnvloeden. Verder hebben de experts bij het vormen van hun oordeel over het effect van verstoring op de *vital rates* gebruik kunnen maken van de resultaten van berekeningen met een door de Universiteit van St. Andrews in samenwerking met de Universiteit van Amsterdam ontwikkeld energetisch model voor bruinvissen. Dit model is o.a. gevoed met de meest recente gegevens die in het kader van Wozep

en het monitoringprogramma van het GEMINI windpark door SEAMARCO zijn verzameld. Het model was een belangrijk hulpmiddel bij het vormen van een gefundeerd oordeel, waardoor bij de experts in veel gevallen ook meer consensus over de mogelijke effecten ontstond. Tijdens de workshop bleek dat de effecten van verstoring door heigeluid op *vital rates* aanzienlijk minder groot werden ingeschat dan bij de (schriftelijke) *expert elicitation* in 2013.

Intermezzo – example of expert elicitation judgment (Booth et al. 2019)

The objective of an expert elicitation is to construct a probability distribution to accurately represent the knowledge and beliefs of an expert or group of experts regarding a specific Quantity of Interest (QoI). Here the QoI was the effects of disturbance on the probability of survival and probability of a successful birth (fertility) in different stage classes of harbour porpoise. The Sheffield Elicitation Framework (SHELF) approach was used in the expert elicitation workshop (Oakley and O'Hagan 2016). For each QoI, which has a true value (which is unknown, and we'll call 'X'), each expert was asked to provide their individual judgements regarding a number of parameters, i.e. the plausible limits, median, lower and upper quartiles. The exact structure of each question was agreed with experts in advance of the elicitation and all required definitions were specified and agreed in advance.

The experts were then asked to input their personal judgements into a web-interface form and to send the data to the facilitator (via the form). The judgements were then input into SHELF and distributions were fitted to each individual expert judgement with the best statistical fit (determined in SHELF as the distribution with the lowest sum of squares value). The facilitator then presented the anonymised individual judgements of all experts together to the group (Figure a). During the process, the mechanisms experts had considered in making their individual judgements were discussed among the group.

Following this, the group was asked to reach a 'group consensus' judgement (in the form of a probability distribution). It is important to note here (and stated clearly to experts), that there was no expectation that the experts would reach complete agreement on a probability distribution for a particular QoI. That is because it is unlikely that there is one single distribution that would be accepted as perfectly representing the opinion of all experts. Instead, we asked experts to discuss and agree upon a distribution representing the reasoned opinions of a theoretical external observer, called a Rational Impartial Observer (or RIO). The RIO would not have identical views to any one of the experts but would instead find some merit in all the differing arguments or justifications – and give some weight to each.

The statistical analysis used to estimate the parameters of the relationships required by the interim PCoD model from the results of this 'effects of disturbance' elicitation are described by Donovan et al. (2016).

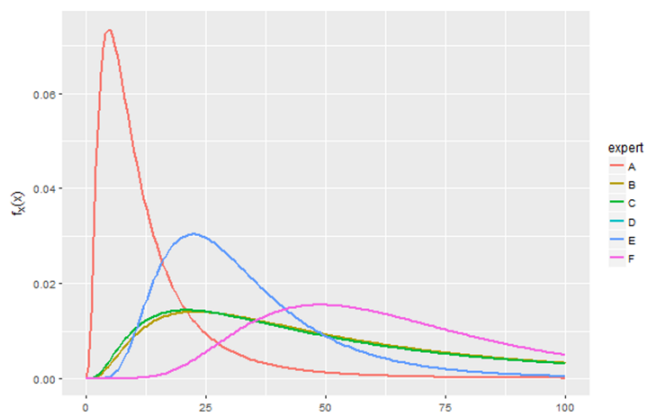


Figure a Theoretical example of individual judgements fitted in SHELF 3.0

The statistical analysis used to estimate the parameters of the relationships required by the interim PCoD model from the results of this 'effects of disturbance' elicitation are described by Donovan et al. (2016).

In the elicitation distributions were generated that provide information on two parameters:

- Firstly, estimates (and associated uncertainty) on the number of days of disturbance that an individual can 'tolerate' before it has any effect in its vital rates. That is, how many days of disturbance would an individual need to experience before a specific vital rate was reduced at all.
- Secondly, estimates (and associated uncertainty) of the number of days of disturbance the same individual would need to experience to reduce the vital rate to zero (i.e. for survival this means death; for fertility, this means no chance of producing a viable offspring).

In order to achieve this, the experts were asked to provide judgements on two separate questions for each harbour porpoise-vital rate combination to capture estimates for the above parameters.

Below, an example of the results of the 2018 workshop on the effects of disturbance on the vital rates of harbour porpoise is given. Following individual judgements, they were presented to the group and experts explored and achieved a group (RIO) consensus as shown below in Figure b.

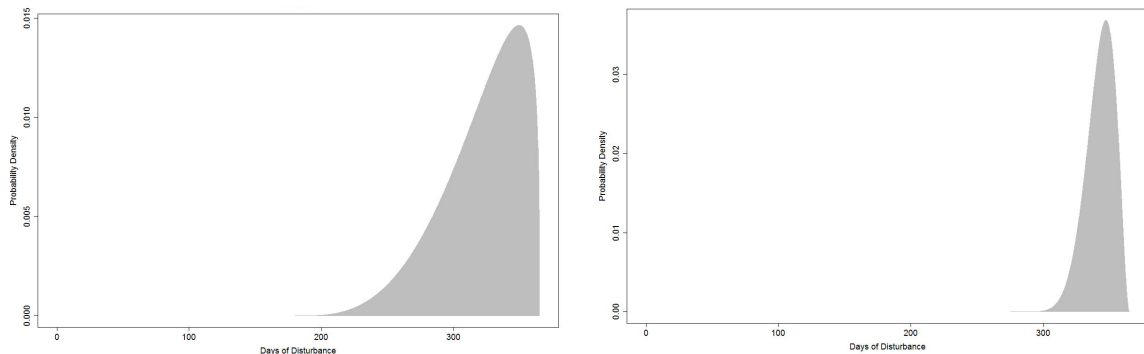


Figure b Probability distributions showing the consensus of the EE for the effect of disturbance on harbour porpoise fertility: the number of days of piling a pregnant female could 'tolerate' before it has any effect on fertility (left panel) and the number of days required to reduce the fertility of the same individual to zero (right panel). N.B. The experts' judgements were based on the assumption that, on average, the behaviour of the animals classified as being disturbed on one day of piling will be altered for 6 hours, and that no feeding will take place during this time.

Experts explored the different possible mechanisms by which harbour porpoise fertility could be impacted by disturbance and agreed that only the energetic considerations are conceivable. As the final third of the year is the most critical (the end of the lactation period for mothers and the beginning of new pregnancies), only in scenarios where animals received repeated exposure throughout the year this would result in significant impacts on fertility. Experts also agreed that it was very unlikely an animal would terminate a pregnancy early as typically the energy reserves of the mother tend to be sufficient (*i.e.* close to the target level) at this time of year.

Bij de berekeningen met iPCoD versie 5 is verder uitgegaan van:

- Totale bruinvispopulatie in de Noordzee: 350.000 (gebaseerd op Hammond et al. 2002, Hammond et al. 2013, Hammond et al. 2017, Gilles et al. 2016);
- *Vulnerable subpopulation*: 350.000 dieren (gelijk aan de totale Noordzeepopulatie)², omdat er (1) geen duidelijke aanwijzingen dat er binnen de bruinvispopulatie in de Noordzee deelpopulaties zijn die gebonden zijn aan een kleiner deelgebied, (2) uit een recente publicatie blijkt dat de *home range* van bruinvissen behoorlijk groot kan zijn (Nielsen et al. 2018) en (3) de totale duur van het te onderzoeken scenario met 15 jaar relatief lang is;
- Relatief lage *adult survival* van 0,85 (effecten van bijvangst) en een relatief hoge *fecundity* (vruchtbaarheid) van 0,96 (hetzelfde uitgangspunt als in KEC 2015);
- Net als in KEC 2015 is er in de iPCoD berekeningen van uitgegaan dat de ontwikkeling van de bruinvispopulatie niet afhangt van de dichtheid. Dit houdt in dat de populatie niet herstelt van een eenmaal aangebracht effect, zoals een afname als gevolg van de met de aanleg van windparken samenhangende activiteiten. In de nieuwste versies 4 en 5 van het iPCoD model is een optie ingebouwd om rekening te houden met een dichtheidsafhankelijke populatieontwikkeling. Er blijkt echter nog niet voldoende kennis te zijn om hier op een zinvolle manier invulling aan te geven.

2.7 Effectbeoordeling en toetsing aan ecologische norm

De laatste stap van de redeneerlijn betreft het beoordelen van de geschatte populatieafname en de toetsing aan het, door de overheid vastgestelde maximaal toelaatbare effect op de populatie. Het stellen van ecologische normen, op grond waarvan via 'terugrekenen' geluidnormen zouden kunnen worden afgeleid, maakte geen onderdeel uit van het onderzoek voor het KEC 2015. In het vergunningstraject rond de kavels I en II van windenergiegebied Borssele is, mede op basis van advies van de Commissie m.e.r. een ecologische norm

² John Harwood vindt dit 'quite a strong assumption' (e-mail d.d. 24 juli 2018) en stelt voor om ook een scenario door te rekenen waarbij van een locatietrouwe subpopulatie wordt uitgegaan. In 2015 is voor het Nederlandse scenario de gevoeligheid van de modelresultaten voor de omvang van de vulnerable subpopulation voor 3 verschillende groottes onderzocht (Heinis et al. 2015). Uit deze analyses bleek dat de *vulnerable subpopulation* een rol gaat spelen vanaf populatiereducties die in de orde van grootte zijn van ongeveer de helft van de vulnerable subpopulation. Het totale effect wordt begrensd bij ongeveer 80% van de omvang van de *vulnerable subpopulation*. Zie verder § 3.3.3 en Heinis et al. (2015).

voor de windparken van het Energieakkoord vastgelegd met een bijbehorend stelsel van geluidnormen. Omdat de omvang van de (berekende) effecten op de populatie wordt bepaald door de lokale bruinvisdichtheid (die door het jaar varieert) en het aantal te heien funderingen zijn de geluidnormen gedifferentieerd naar seizoen en aantal turbines per kavel. De principes hiervan zijn vastgelegd in de KEC update 2016 (Ministerie EZ & Ministerie IenM, 2016b).

Voor de windparken van het Energieakkoord (Borssele I-IV, Hollandse Kust (zuid) I-IV en Hollandse Kust V (noord)) was het uitgangspunt bij de toetsing van de effecten op de bruinvispopulatie dat met grote zekerheid (95%) moest kunnen worden vastgesteld dat de huidige bruinvispopulatie op het NCP als gevolg van de aanleg van de 10 windparken op zee van het Energieakkoord met niet meer dan 5% zou afnemen (zie § 1.1). Ervan uitgaand dat op het NCP gemiddeld 51.000 bruinvissen voorkomen, komt dat erop neer dat de totale reductie als gevolg van de uitrol van het Energieakkoord niet meer dan 2.550 dieren mag bedragen (populatieafname per windpark/kavel niet meer dan 255 dieren). Om met een grote zekerheid vast te kunnen stellen dat de populatie als gevolg van een menselijke activiteit niet minder wordt dan 95% van de draagkracht (uit praktische overwegingen gelijk gesteld aan de huidige populatieomvang), is ervoor gekozen om de 5^{de} percentielwaarde van de uitkomsten van de iPCoD berekeningen als grens te hanteren. Hierdoor kan met een grote zekerheid (een kans van 95%) worden gesteld dat de reductie in populatie minder zal zijn dan 5%. In werkelijkheid is deze kans groter omdat bij de aannames steeds is gekozen voor een *worst case* benadering. Voor het berekenen van de populatieafname is voor de windparken van het Energieakkoord gebruik gemaakt van de benaderingsformule die in het kader van het KEC 2015 is afgeleid (Heinis et al. 2015). Voor de resultaten van deze berekeningen wordt verwezen naar de milieueffectrapportages die ten grondslag liggen aan de (ontwerp)kavelbesluiten van de windparken van het Energieakkoord (www.bureau-energieprojecten.nl).

Bij het KEC 2018 is in principe van dezelfde ecologische norm uitgegaan als in 2016. Dit betekent dat de met grote zekerheid geschatte populatieafname als gevolg van de constructie van windparken op het NCP tot en met 2030 niet meer dan 5% mag bedragen (en bij voorkeur minder). Het afleiden van mogelijke geluidnormen voor de windparken van na het Energieakkoord (Hollandse Kust (west) VI en VI, Ten noorden van Waddeneilanden I en IJmuiden Ver I – IV) maakt onderdeel uit van dit KEC 2018.

3 Scenario's en resultaten berekeningen

3.1 Aanpak en uitgangspunten

Voor het KEC 2018 zijn zes scenario's ontwikkeld. Deze zijn zo gekozen dat de berekeningen volgens de in hoofdstuk 2 beschreven redeneerlijn niet alleen inzicht geven in de effecten van het heien voor de constructie van de in Tabel 1-1 opgenomen windparken, maar ook in de effecten van:

- Geluid dat wordt geproduceerd tijdens de geofysische surveys voorafgaand aan de bouw van de windparken (alleen voor de Nederlandse windparken);
- Geluid dat wordt geproduceerd bij de constructie van de TenneT transformatorplatforms (alleen voor de Nederlandse windparken);
- Geluid dat wordt geproduceerd bij de constructie van niet-Nederlandse windparken in de Zuidelijke Noordzee (actualisatie van het internationale scenario tot 2030).

Dit heeft geresulteerd in de volgende scenario's:

1. NL windturbinepalen heien zonder geluidnorm voor aanleg parken na 2023; voor de windparken uit het Energieakkoord is de in de (ontwerp) kavelbesluiten vastgelegde geluidnorm gebruikt;
2. NL windturbinepalen heien met voorlopige geluidnorm voor aanleg parken na 2023;
3. NL windturbinepalen + platforms heien met voorlopige geluidnorm voor aanleg parken na 2023;
4. NL windturbinepalen + platforms heien zonder geluidnorm voor aanleg parken na 2023 + surveys;
5. NL windturbinepalen + platforms heien met voorlopige geluidnorm voor aanleg parken na 2023 + surveys;
6. Internationaal scenario windturbinepalen heien en voor Nederland ook de palen voor de transformatorplatforms (met geluidnorm DU, NL en BE).

Voor elk van de zes scenario's zijn bovendien zowel berekeningen uitgevoerd voor een drempelwaarde voor verstoring door heigeluid van breedband SELss = 140 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ als voor een drempelwaarde van breedband SELss = 143 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (zie § 2.3 voor achtergrond bij deze keuze).

Ad 2, 3, 5 en 6. In de iPCoD berekeningen mét geluidnorm zijn voor de Nederlandse windparken na 2023 geluidnormen gebruikt die op vergelijkbare wijze zijn afgeleid als de geluidnormen voor de windparken uit het Energieakkoord. Zie bijlage 1 voor de afleidingsmethode en de afgeleide normen.

Bij de verdere detaillering van de scenario's is gebruik gemaakt van door Rijkswaterstaat Zee en Delta aangeleverde informatie over de constructie van windparken op de Noordzee (zie Figuur 2-3 voor locaties windparken). Daarbij zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- In de berekeningen zijn alleen windparken meegenomen die nog worden aangelegd;
- Alle windturbines staan op monopaalfunderingen;
- Maximaal vermogen per turbine (als geen specifieke informatie beschikbaar is): 10 MW vanaf 2023 en 12 MW vanaf 2026;
- Positie en oppervlakte van windparken die voor 2017 zijn gebouwd zijn afgeleid van www.4coffshore.com; bij onduidelijkheid over de oppervlakte is uitgegaan van een dichtheid van 6 MW / km²;
- Voor windparken die na 2017 zijn/worden gebouwd, wordt de oppervlakte berekend op basis van een dichtheid van 6 MW / km²;
- Kleine (buitenlandse) windparken die minder dan 10 km van de kust liggen en meestal in baaien liggen, worden vanwege de geringe waterdiepte waardoor de effecten ervan maar in zeer beperkte mate bijdragen aan het totale aantal bruinvisverstoringdagen niet meegenomen;
- Per windpark worden voor 1, in het midden van het windpark gelegen punt, berekeningen uitgevoerd; daarbij is voor de diepte uitgegaan van een realistische *worst case* (zie bijlage 2 voor een onderbouwing van de keuze);
- Hei-energie bedraagt 2000 kJ tot een maximaal vermogen van de windturbine van 12 MW; bij een vermogen van 12 MW of meer is uitgegaan van een hei-energie van 4000 kJ. De consequentie van deze uitgangspunten is dat effecten van ongemitigeerd geluid worden onderschat als de hei-energie in de praktijk hoger uitvalt. Als een geluidnorm wordt voorgeschreven maakt het niet uit welke hamer wordt gebruikt; bij gebruik van een zwaardere hamer (met een hogere hei-energie) kan het echter moeilijker zijn aan de gestelde geluidnorm te voldoen. Onverwacht grote effecten van onderwatergeluid als gevolg van een té hoge hei-energie kunnen dus worden voorkomen door te allen tijde een norm aan de hoeveelheid geproduceerd geluid te stellen.
- Voor de palen van de transformatorplatforms bedraagt de hei-energie 2000 kJ.

Geofysische surveys worden over een tijdsspanne van één tot vijf jaar voor 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 wordt geheid (turbines en platforms), als ook het tracé waarlangs de kabels naar de kust worden gelegd. In totaal betreft het vier surveys:

1. Globale survey van het gebied van het toekomstig windpark;
2. Gedetailleerde survey van de locaties van de toekomstige turbines, platforms en infieldkabels;
3. Globale survey van het kabeltracé;
4. Gedetailleerde survey van het kabeltracé.

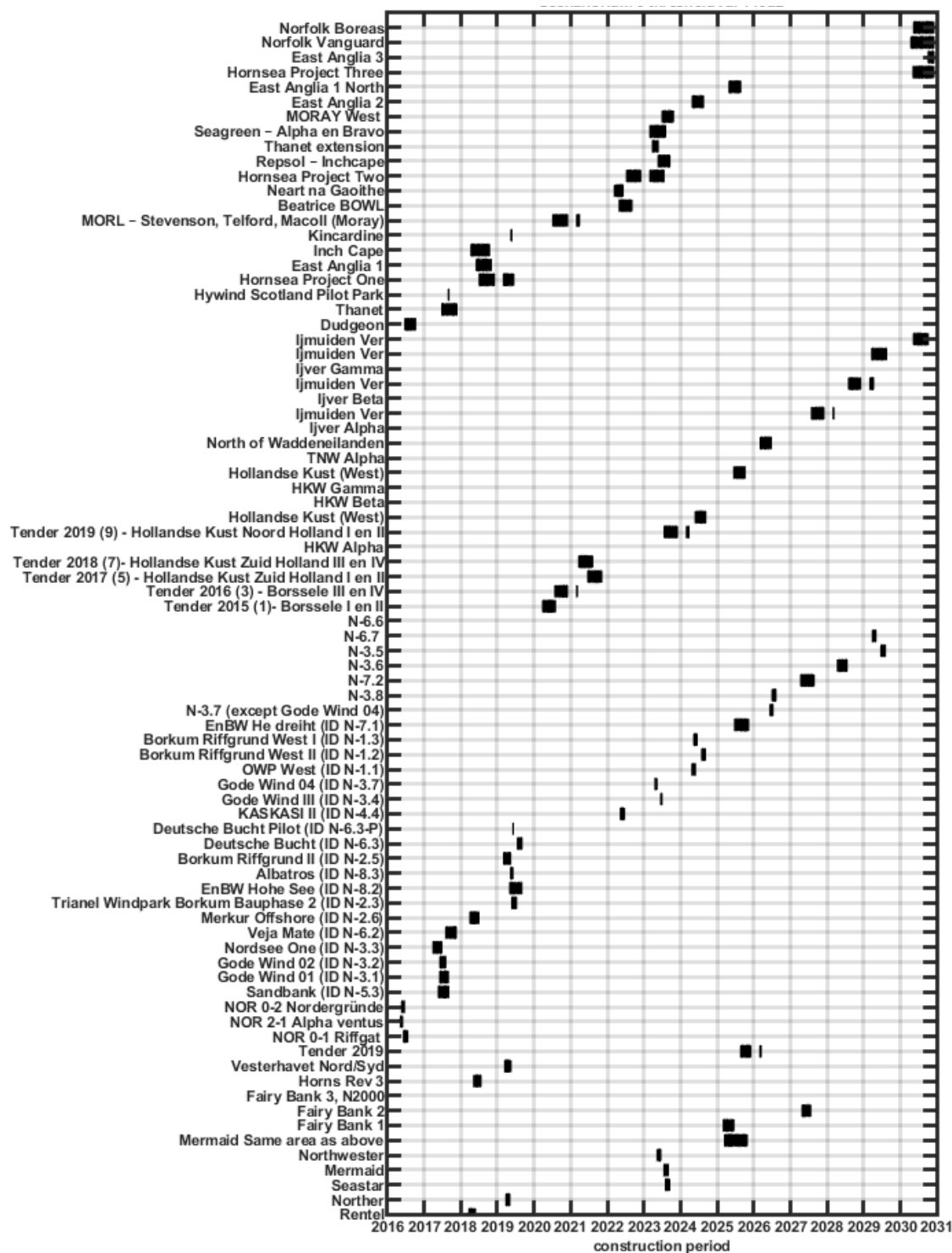
Het geluid dat tijdens de geofysische surveys wordt geproduceerd heeft een andere frequentiesamenstelling dan heigeluid met meer energie in de hogere frequenties. Daarom is voor het bepalen van effectafstanden voor verstoring door gebruik van deze apparatuur uitgegaan van meer realistische (lagere) drempelwaarden van SEL = 75 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor sub-bottom profilers en SEL = 130 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor sparkers. In bijlage 3 wordt nader ingegaan op deze keuze en wordt uitgelegd op welke wijze op basis van deze drempelwaarden verstoringsafstanden en verstoringsoppervlakken zijn bepaald voor de verschillende typen, aan de constructie van windparken gerelateerde geofysische surveys op het NCP.

3.2 Planning van scenario's voor Interim PCoD model (versie 5)

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

- Uit het door RWS aangeleverde Excel-bestand: startdatum en aantal palen;
- Geen heiwerkzaamheden in de wintermaanden (december, januari, februari);
- Waar alleen het startjaar bekend is, is een random startdatum tussen 1 maart en 1 augustus gekozen;
- Waar de startdatum tussen 1 januari en 1 maart ligt, is 1 maart als startdatum gekozen;
- In alle gevallen is aangenomen dat gemiddeld genomen 2 palen per drie dagen worden geheid;
- Bij het in kaart brengen van alle windpark aanlegactiviteiten op de Noordzee bleek dat soms onrealistisch veel parken tegelijkertijd zouden worden gebouwd, waarvoor waarschijnlijk niet genoeg capaciteit bestaat. Daarom is aangenomen dat voor de aanleg van windparken op de Noordzee maximaal zes heistellingen tegelijkertijd beschikbaar zijn, waarvan er 2 in Nederland worden toegepast. Parken die de eerste starttijd hebben, komen als eerste aan de beurt; de rest schuift op tot een lopend project is voltooid. Door deze procedure is de aanleg twee windparken, te weten het Belgische Fairy Bank 3 N2000 en het Duitse N-6.6 over de einddatum van de in dit rapport beschouwde periode verschoven en daardoor niet in rekening gebracht; volgens de oorspronkelijke planning zou de aanleg van deze windparken in 2030 starten (zie bijlage 5);
- De transformatorplatforms worden één jaar voorafgaand aan de constructie van de windturbines aangelegd; er worden twee platformpalen per dag geheid;
- Geofysische surveys worden respectievelijk 5 jaar (globale survey van het windparkgebied), 2 jaar (globale survey van het kabeltracé) en 1 jaar (gedetailleerde survey van windparkgebied en kabeltracé) voorafgaand aan de aanleg van de transformatorplatforms in het windpark uitgevoerd (dus respectievelijk 6, 3 en 2 jaar voor het heien van de turbinefunderingen).

Een voorbeeld van zo'n kalender, in dit geval voor het internationale scenario is opgenomen in Figuur 3-1. Voor een meer gedetailleerd overzicht van het internationale scenario wordt verwezen naar bijlage 4. Voor de kalender voor het Nederlandse scenario 5 (turbinepalen, platforms en geofysische surveys) wordt verwezen naar bijlage 3.



Figuur 3-1 Kalender van impulsdagen voor het heien van turbinefunderingen in de periode 2016 – 2030 volgens scenario 6 (internationaal scenario). In dit scenario is het heien voor de funderingen van de transformatorplatforms in de Nederlandse windenergiegebieden niet meegenomen, wat te zien is aan de legen lijnen bij HKW Alpha, HKW beta, HKW gamma etc.

Een overzicht van de scenario's van het aantal dagen heien voor windturbinefunderingen in de Noordzee in de periode 2016 – 2030 per land en per jaar is weergegeven in Tabel 3-1. In vergelijking met de studie voor het KEC 2015, waarin berekeningen zijn uitgevoerd voor de periode 2016 – 2022, is het aantal heidagen waarvan is uitgegaan voor dezelfde periode afgenomen. Dit komt doordat in de berekeningen voor het KEC 2015 was uitgegaan van windturbines met een kleiner maximaal vermogen dan waarmee nu rekening is gehouden. Het totale aantal heidagen in het toen opgestelde (internationale) scenario was 3.709 en voor de Nederlandse wateren was dat 580. In het scenario dat voor deze studie is opgesteld, is het totale aantal heidagen in de

periode 2016 – 2022 gereduceerd tot 2.195 en het aantal heidagen in Nederlandse wateren tot 361. In het KEC 2018 scenario bedraagt het aantal heidagen voor de jaren 2016 – 2022 dus ongeveer 60% van het aantal heidagen in het KEC 2015 scenario.

Tabel 3-1 Aantal dagen waarop voor de aanleg van windturbinefunderingen in de periode 2016 – 2030 wordt geheid in België (BE), Denemarken (DE), Duitsland (DU), Nederland (NL) en het Verenigd Koninkrijk (VK) op basis van de in § 3.1 vermelde uitgangspunten.

	BE	DE	DU	NL	VK	totaal	%totaal
2016	0	0	61	0	67	128	2%
2017	0	0	291	0	105	396	8%
2018	44	50	66	0	407	567	11%
2019	29	43	209	0	6	287	5%
2020	0	0	0	173	110	283	5%
2021	0	0	0	188	0	188	4%
2022	0	0	33	0	313	346	7%
2023	85	0	24	101	292	503	10%
2024	0	0	72	88	80	240	5%
2025	220	80	90	82	80	552	11%
2026	0	0	48	94	0	142	3%
2027	58	0	90	118	0	266	5%
2028	0	0	63	118	0	181	3%
2029	0	0	48	100	0	148	3%
2030	47	0	45	100	810	1001	19%
totaal	483	173	1140	1162	2271	5229	
%totaal	9%	3%	22%	22%	43%		

3.3 Resultaten berekeningen

3.3.1 Verstoord oppervlak en bruinvisverstoringsdagen

Tabel 3-2 geeft voor de Nederlandse windparken, waarvan de aanleg in de periode 2016 – 2030 start, een overzicht van de oppervlakte verstoord gebied en het aantal bruinvisverstoringsdagen als gevolg van het heien van de turbinefunderingen bij twee drempelwaarden voor verstoring. Er is daarbij uitgegaan dat een norm wordt opgelegd aan het (breedband) geluidniveau dat op een afstand van 750 m van de heillocatie nog aanwezig is. Voor de windparken van het Energieakkoord is deze norm al vastgelegd in (ontwerp) kavelbesluiten. Voor de windparken die daarna worden aangelegd, is een geluidnorm op vergelijkbare wijze afgeleid (zie bijlage 1). Verder zijn de in § 3.1 beschreven uitgangspunten gehanteerd. Bijlage 5 bevat het volledige overzicht van de verschillende, in deze studie betrokken nationale en internationale windparken op de Noordzee, waarvan de aanleg start in de periode 2016 – 2030.

In het overzicht is te zien dat als in de berekeningen voor het verstoringsoppervlak wordt uitgegaan van een hogere drempelwaarde voor verstoring van $SEL_{ss} = 143 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ het oppervlak verstoord gebied en daarmee van het aantal bruinvisverstoringsdagen aanzienlijk kleiner is (gemiddeld ongeveer 37%). Verder blijkt dat als wordt uitgegaan van de afgeleide, voorlopige geluidnormen bij het heien voor de turbinefunderingen in de drie nieuwe windenergiegebieden er ten opzichte van de windparken uit het Energieakkoord nog bijna driemaal zo veel bruinvisverstoringsdagen bijkomen.

Tabel 3-2 Oppervlakte verstoord gebied en bruinvisverstoringsdagen door het heien van turbinefunderingen voor de Nederlandse windparken die tot 2030 worden aangelegd. Effecten van geofysische surveys en het heien voor de transformatorplatforms zijn in dit overzicht niet meegenomen. Zie hiervoor Bijlage 5 (transformatorplatforms) en bijlage 9 (geofysische surveys).

Windpark / kavel	Aantal turbines (= aantal heidagen)	Geluidnorm (SELss op 750 m in dB re 1 μ Pa ² s)	Oppervlakte verstoord (km ²)		Bruinvisverstoringsdagen	
			Drempelwaarde voor verstoring: 140 dB	Drempelwaarde voor verstoring: 143 dB	Drempelwaarde voor verstoring: 140 dB	Drempelwaarde voor verstoring: 143 dB
Borssele I/II	94	163	285	191	16.538	11.088
Borssele III/IV	79	163	486	289	17.373	10.333
Holl kust (zuid) I/II	94	165	511	338	27.448	18.142
Holl kust (zuid) III/IV	94	165	482	323	32.172	21.542
Holl kust (noord) V	95	165	559	379	29.422	19.952
Holl kust (west) VI	76	165	718	443	36.836	22.720
Holl kust (west) VII	76	165	734	455	34.820	21.616
TenNvWadden	76	167	1741	1029	106.759	63.116
IJmuiden Ver I	100	165	681	429	35.329	22.231
IJmuiden Ver II	100	165	681	429	39.109	24.611
IJmuiden Ver III	100	165	766	466	54.333	33.039
IJmuiden Ver IV	100	165	766	466	48.846	29.693
				Totaal	478.985	298.083

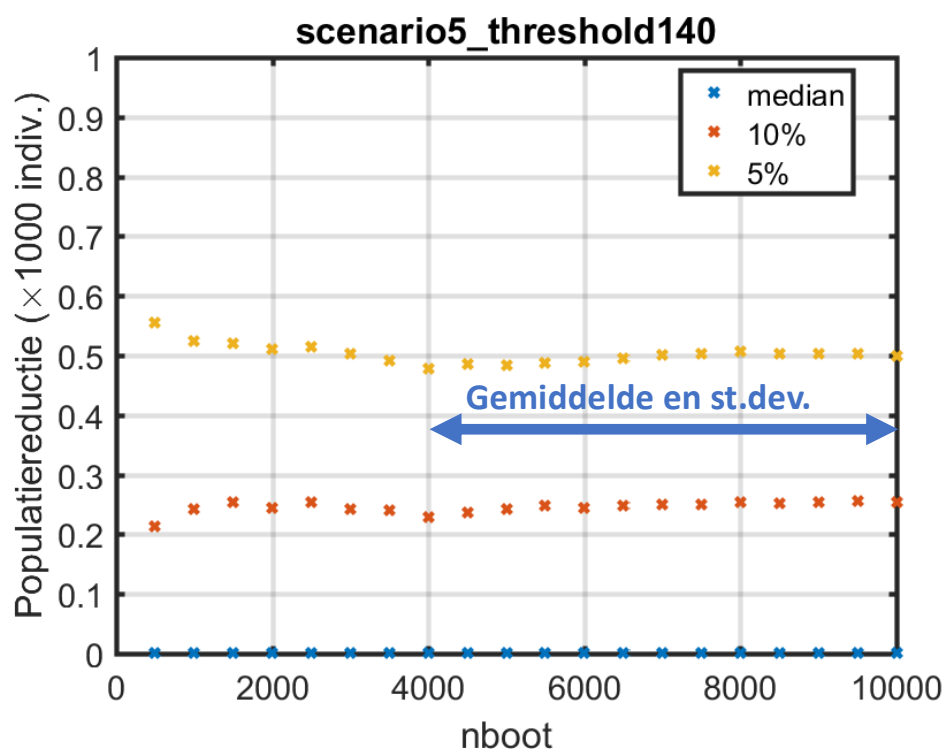
Tabel 3-3 bevat voor de vijf in deze studie betrokken landen een samenvatting van het totaal aantal dagen dat voor de aanleg van de windparken naar schatting zal worden geheid en het totaal aantal bruinvisverstoringsdagen die dat tot gevolg heeft (zie bijlage 5 voor een gedetailleerd overzicht). In het, voor deze studie opgestelde internationale scenario neemt Nederland 21,5% van het aantal turbines op de Noordzee voor zijn rekening, maar slechts 2,2 tot 2,5% van het aantal bruinvisverstoringsdagen (afhankelijk van de gekozen drempelwaarde voor verstoring). De grootste bijdrage aan het aantal bruinvisverstoringsdagen wordt in dit scenario door het Verenigd Koninkrijk geleverd, te weten meer dan 90% (tegen 45% van het aantal dagen waarop wordt geheid). De voornaamse oorzaak hiervoor is er in gelegen dat er in de berekeningen van is uitgegaan dat in het Verenigd Koninkrijk geen geluidnorm wordt opgelegd (<http://jncc.defra.gov.uk/page-4274>). Daarnaast is, als gevolg van de grotere waterdiepte het verstoorde oppervlak op een aantal locaties in het Verenigd Koninkrijk aanzienlijk groter dan op de ondiepere Zuidelijke Noordzee, waardoor het aantal verstoorde bruinvissen ook groter is (zie Figuur 2-2).

Tabel 3-3 Gepland aantal dagen waarop wordt geheid voor de turbinefunderingen volgens het internationale scenario (6) en het daarbij behorende aantal bruinvisverstoringsdagen.

	Geluidnorm (SELss op 750 m in dB re 1 μ Pa ² s)	Aantal heidagen	Bruinvisverstoringsdagen bij drempelwaarde	
			140 dB	143 dB
België	160	437	59.932	34.299
Denemarken	-	173	111.113	86.907
Duitsland	160	1.076	322.245	176.663
Nederland	163 – 167	1.084	478.985	298.083
Verenigd Koninkrijk	-	2.270	17.820.059	13.256.843
Totaal		5.040	18.792.334	13.852.795
Aandeel Nederland (%)		21,5	2,5	2,2

3.3.2 Effecten van scenario's 2016 – 2030 op de bruinvispopulatie

Zoals in § 2.6 beschreven (zie Heinis et al. 2015 voor een meer uitgebreide beschrijving) is het resultaat van de iPCoD-berekening van effecten op de populatie gebaseerd op de statistische verdelingen van het door experts gekwantificeerde oordeel (weerspiegeld in de 'consensus' grafiek, zie § 2.6) over de invloed van een tijdelijke verstoring van bruinvissen op de kans op sterfte van jonge, gespeende en niet gespeende dieren in hun eerste levensjaar en op de kans dat volwassen vrouwtjes jongen krijgen, de zogenaamd *vital rates*. Bij elke iPCoD modelrun worden uit deze verdelingen waarden 'getrokken'. Voor het bereiken van een representatief (en stabiel) eindresultaat is de periode waarvoor berekeningen zijn uitgevoerd met 10 jaar verlengd tot 2040³ en zijn per scenario 10.000 modelruns gedraaid. Het effect op de populatie is uitgedrukt als percentielen⁴ van de additionele populatiereductie ten gevolge van verstoring (= hoe kleiner de percentielwaarde, hoe groter de kans dat deze waarde niet wordt overschreden). De uiteindelijke (additionele) populatiereductie als gevolg van de scenario's is berekend als het gemiddelde met bijbehorende spreiding (standaarddeviatie) over de resultaten van de modelruns 4.000 – 10.000, in stappen van 500 runs. Een voorbeeld van een scenarioberekening met iPCoD (5) is weergegeven in Figuur 3-2. Vergelijkbare figuren voor de andere scenario's zijn opgenomen in bijlage 6.



Figuur 3-2 Berekende percentielen 5%, 10% en 50% (=mediaan) van de additionele populatiereductie als gevolg van de werkzaamheden in de jaren 2016 tot 2030, bepaald als gemiddelde van de berekende verschillen tussen de onverstoorte en verstoorte populaties over de jaren 2031 t/m/ 2040, als functie van het aantal modelruns (nboot).

De resultaten van de iPCoD berekeningen voor alle 6 x 2 scenario's zijn opgenomen in onderstaande Tabel 3-4. Uit de resultaten blijkt dat in de Nederlandse scenario's, waarin de voorlopige geluidnormen zijn toegepast de maximaal toelaatbare afname van 5% van de Nederlandse bruinvispopulatie (= 2.550 dieren) met grote zekerheid (= kans op overschrijding $\leq 5\%$) in geen enkel geval wordt overschreden.

³ In de modelberekeningen is er dus van uitgegaan dat in de periode 2030 – 2040 geen windparken worden gebouwd.

⁴ Betekenis van percentielwaarde:

- Mediaan (percentielwaarde 50): de kans is even groot, namelijk 50%, dat de populatiereductie kleiner of groter is dan de weergegeven waarde;
- Percentielwaarde 10: er is een 10% kans dat de populatiereductie groter is dan de weergegeven waarde (en een 90% kans dat de populatiereductie kleiner is);
- Percentielwaarde 5: er is een 5% kans dat de populatiereductie groter is dan de weergegeven waarde (en een 95% kans dat de populatiereductie kleiner is).

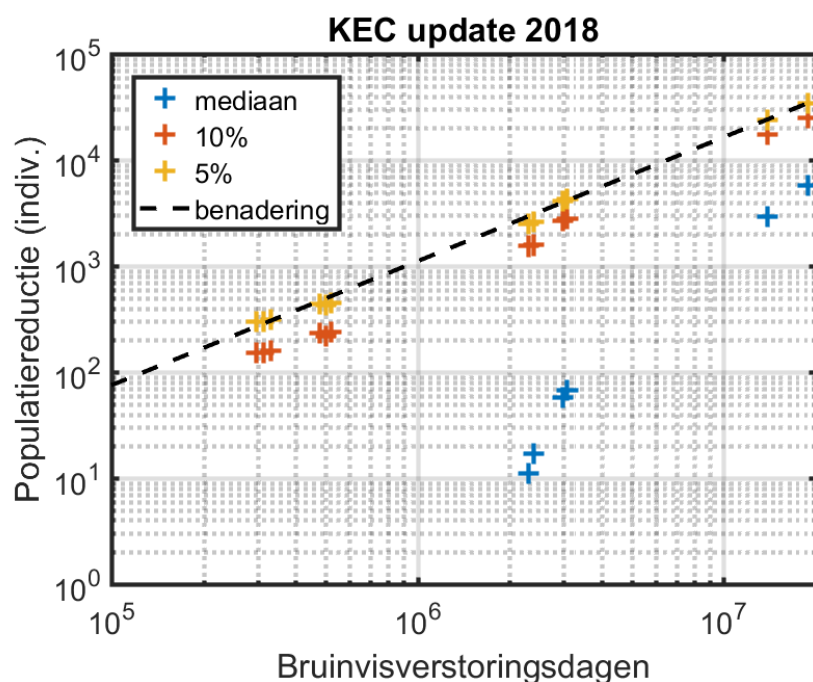
Tabel 3-4 Resultaten Interim PCoD berekeningen voor de scenario's 2016 – 2030. De berekende additionele populatiereductie is uitgedrukt in percentielen van 10.000 simulatieresultaten, gemiddeld over de periode 2030 – 2040 (in stappen van 500 simulaties) en vervolgens gemiddeld over de resultaten van de simulaties 4.000 – 10.000. Een percentielwaarde geeft aan dat de kans op overschrijding minder dan het betreffende percentage is. Groen: met grote zekerheid (kans op overschrijding $\leq 5\%$) is de afname van de Nederlandse bruinvispopulatie minder dan het in 2016 vastgelegde maximaal toelaatbare aantal van 2.550 dieren.

scenario	Drempelwaarde (dB)	Heidagen	Bruinvis-verstorings-dagen	Percentielen van gemiddelde additionele populatiereductie (aantal dieren)			Standaarddeviatie bij percentielen van gemiddelde additionele populatiereductie (aantal dieren)		
				50%	10%	5%	50%	10%	5%
1	140	1084	2.991.252	57	2.646	4.104	6	131	32
	143	1084	2.312.886	11	1.541	2.479	1	78	92
2	140	1084	478.985	0	231	438	0	17	17
	143	1084	298.083	0	150	300	0	9	12
3	140	1123	503.519	0	217	426	0	8	30
	143	1123	313.296	0	153	301	0	4	6
4	140	1574	3086620	68	2.802	4.310	5	80	155
	143	1574	2387902	17	1.595	2.599	3	31	35
5	140	1574	523257	0	238	451	0	5	11
	143	1574	333034	0	157	312	0	6	15
6	140	4709	18.792.410	5691	24.934	34.001	202	405	495
	143	4709	13.852.852	2937	17.560	23.941	59	417	533

Scenario's:

1. NL turbinepalen heien zonder geluidnorm voor parken na 2023
2. NL turbinepalen heien met voorlopige geluidnorm voor parken na 2023
3. NL turbinepalen + platforms heien met voorlopige geluidnorm voor parken na 2023
4. NL turbinepalen + platforms heien zonder geluidnorm voor parken na 2023 + surveys
5. NL turbinepalen + platforms heien met voorlopige geluidnorm voor parken na 2023+ surveys
6. Internationaal turbinepalen (met geluidnorm DU, NL en BE)

Het geschatte aantal bruinvisverstoringsdagen als gevolg van de aanleg van offshore windparken is, net als bij de eerdere berekeningen met iPCoD (2.1) een goede initiële maat voor het met iPCoD (5) berekende effect op de populatie. De relatie is echter niet lineair, zoals is te zien aan de logaritmische assen in Figuur 3-3. Voor de in 2015 afgeleide relatie was dit in de Nederlandse scenario's voor minder dan 10^6 bruinvisverstoringsdagen wel het geval. Bij meer bruinvisverstoringsdagen begon de trendlijn af te buigen vanwege het beperkende effect van de destijds gekozen *vulnerable subpopulation* van 30.000 dieren.



Figuur 3-3 Berekende additionele populatiereductie als functie van het aantal bruinvisverstoringdagen. De trendlijn geeft de relatie tussen bruinvisverstoringdagen en de 5% percentiel voor de additionele populatiereductie weer.

Uitgaande van de in deze studie gekozen parameters voor de bruinvispopulatie op de Noordzee (zie § 2.4 en § 2.6) kan zonder extra iPCoD berekeningen een schatting van een maximale populatiereductie, die met een 95% zekerheid niet zal worden overschreden, worden bepaald met behulp van de volgende benaderingsformule (de gestreepte lijn in Figuur 3-3):

$$\text{Populatiereductie} = 1,06 \times 10^{-4} \times \text{bvvd}^{1,17}$$

De populatiereductie is daarbij uitgedrukt in het aantal individuen en bvvd staat voor het aantal bruinvisverstoringdagen.

N.B. Het feit dat de relatie niet lineair is, heeft ook implicaties voor het in MER-studies schatten van cumulatieve effecten van verstoring door de aanleg van windparken op zee. Het betekent dat de cumulatieve populatiereductie als gevolg van de constructie van meerdere windparken niet kan worden berekend door de rekenresultaten voor afzonderlijke parken bij elkaar op te tellen. De cumulatieve effecten worden dan namelijk onderschat.

3.3.3 Vergelijking resultaten berekeningen KEC 2018 met KEC 2015

Voor het KEC 2015 zijn de effecten van de aanleg van de windparken van het Energieakkoord op de bruinvispopulatie van het NCP geschat met versie 2.1 van het Interim PCoD model. Voor het KEC 2018 was dat versie 5, een grote update van het model voor bruinvis, gewone en grijze zeehonden, waaraan de resultaten van een nieuwe *expert elicitation* ten grondslag hebben gelegen (zie § 2.6).

Een vergelijking van de rekenresultaten van de twee versies van het model is gepresenteerd in Tabel 3-5. De resultaten die met iPCoD (2.1) zijn verkregen, zijn overgenomen van Tabel 3-4 in Heinis et al. (2015). Met iPCoD (5) is berekend wat de populatiereductie zou zijn als gevolg van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2023 volgens dezelfde scenario's als die voor het KEC 2015 zijn beschouwd. De verschillen in het berekende aantal bruinvisverstoringdagen tussen de 'oude' en de 'nieuwe' berekeningen zijn het gevolg van kleine verschillen in de modelinstellingen⁵. In alle gevallen betreft het berekeningen voor het voorjaar.

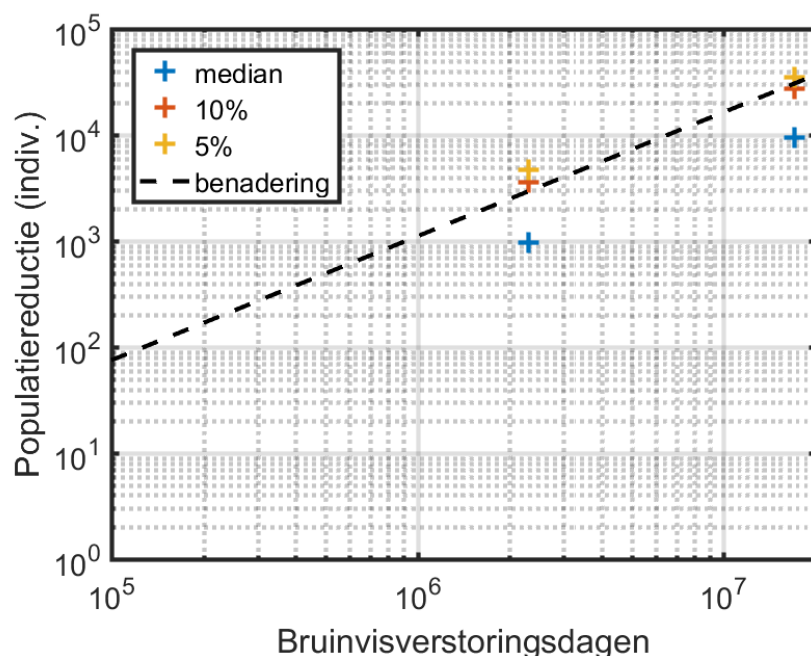
⁵ In versie 5 van iPCoD is als startdatum van elk rekenjaar 1 januari gekozen, terwijl dat in iPCoD (2.1) 1 juni was. Hierdoor is de kalender iets aangepast met als gevolg een verschil in het totaal aantal bruinvisverstoringdagen.

De resultaten laten zien dat in de 5% percentiel de met het nieuwe iPCoD model (5) berekende populatiereductie ongeveer 3 tot 6 maal kleiner is dan de met de eerdere versie 2.1 berekende populatiereductie. Voor het KEC 2015 is in de berekeningen ook gevarieerd met de omvang van de *vulnerable subpopulation*, wat voor het KEC 2018 niet is gedaan. In de 5% en 10% percentiel bleek de populatiereductie toe te nemen met de omvang van de *vulnerable subpopulation*. De populatiereductie is begrensd bij ~80% van de subpopulatie.

Tabel 3-5 Vergelijking van berekende effecten op de bruinvispopulatie in 2013 (iPCoD 2.1) met die in 2018 (iPCoD 5) voor de periode 2016 – 2023. Weergegeven is het effect op de omvang van de bruinvispopulatie in 2023 in aantal dieren bij een overschrijdingskans van 50% (mediaan), 5% en 10%. Bvvd = bruinvisverstoringsdagen.

		Bvvd	50%	5%	10%
NL (vulpop = 350.000)	iPCoD (5)	2.310.566	-960	-4.689	-3.572
NL (vulpop = 66.000)	iPCoD (2.1)	2.326.049	-5.954	-28.363	-20.840
NL (vulpop = 30.000)	iPCoD (2.1)	2.326.049	-7.420	-19.344	-15.872
NL (vulpop = 6.518)	iPCoD (2.1)	2.326.049	-3.748	-5.370	-5.038
Internationaal (vulpop = 350.000)	iPCoD (5)	17.095.971	-9.504	-35.299	-27.585
Internationaal (vulpop = 227.298)	iPCoD (2.1)	16.439.945	-45.633	-99.794	-88.388

In Figuur 3-4 is de relatie tussen bruinvisverstoringsdagen en de populatiereductie voor het KEC 2015 scenario (periode 2016 – 2023) weergegeven. De gele, rode en blauwe symbolen zijn de met iPCoD 5 berekende en in Tabel 3-5 vet weergegeven waarden. De met iPCoD 2018 berekende populatiereductie van de 2015 scenario's (5% percentiel waarde) blijkt iets boven de trendlijn te liggen die is afgeleid van de 2018 scenario's. Mogelijk is dit een gevolg van het feit dat de trendformule in tegenstelling tot het iPCoD model geen rekening houdt met de verdeling van bruinvisverstoringsdagen over de jaren.



Figuur 3-4 Met iPCoD 5 berekende additionele populatiereductie van het Nederlandse en internationale scenario voor het KEC 2015; de weergegeven trendlijn is afgeleid van de 2018-scenario's.

4 Ecologische ruimte voor aanleg windparken na aanleg windparken van het Energieakkoord

4.1 Toetsing resultaten berekeningen aan ecologische norm

Evenals in het KEC 2015/2016 zal het Rijk eventuele effecten als gevolg de aanleg van windparken op zee op de bruinvispopulatie willen minimaliseren. De eis dat de populatie door de aanleg van de windparken met 95% zekerheid niet verder zal afnemen dan tot 95% van de totale Nederlandse bruinvispopulatie, wordt daarom gehandhaafd voor alle windparken op zee, waarvoor vanaf 2016 onderzoek wordt gedaan en die vanaf 2020 worden gebouwd. Er zijn geen aanwijzingen dat het totaal aantal bruinvissen in het Nederlandse deel van de Noordzee sinds het KEC 2015 is veranderd. Daarom is er, evenals voor het KEC 2015 van uitgegaan dat de Nederlandse bruinvispopulatie gemiddeld uit 51.000 dieren bestaat, wat betekent dat de populatie met 95% zekerheid op een niveau van minimaal 48.450 individuen moet blijven, *i.e.* met maximaal 2.550 individuen mag afnemen.

In deze studie zijn berekeningen uitgevoerd voor twee scenario's (scenario 1 en 4, zie § 3.1 voor beschrijving scenario's en Tabel 3-4 voor resultaten), waarbij de windparken van het Energieakkoord mét toepassing van een geluidnorm worden aangelegd, maar de windparken die daarna worden gebouwd niet. Uit de resultaten voor deze scenario's blijkt dat, ondanks dat het geüpdatete iPCoD (5) model voor een vergelijkbaar scenario aanzienlijk geringere effecten berekent (zie § 3.3.3), de windparken na 2023 niet kunnen worden aangelegd zonder dat een geluidnorm wordt opgelegd. Zo is er in scenario 4 (heien funderingen + platforms en seismische surveys), afhankelijk van de gekozen drempelwaarde voor verstoring, een 5% kans dat de uiteindelijke populatiereductie 2.599 tot 4.310 dieren bedraagt. Dat is iets boven tot ruim boven de acceptabele grens van 2.550 dieren.

Met de in de simulaties toegepaste voorlopige geluidnormen (zie § 3.1) voor het heien voor de Nederlandse windparken na 2023 (scenario 5) is er een 5% kans op een uiteindelijke populatiereductie van 312 tot 451 dieren (zie Tabel 3-4). Dat is ruim beneden de acceptabele grens van 2550 dieren.

4.2 Geluidnormen voor windenergie op zee na 2023

4.2.1 Uitgangspunten

Voor het afleiden van geluidnormen voor het heien voor de NL parken na 2023 (HKW = Hollandse Kust (west), TNvW = Ten noorden van Waddeneilanden, IJmVer = IJmuiden Ver) is zo dicht mogelijk bij de methode gebleven die is gebruikt voor de windenergiegebieden van het Energieakkoord. Daarbij zijn de volgende uitgangspunten gebruikt:

- de met Aquarius 4.0 berekende oppervlakken waarbinnen de drempelwaarde voor het optreden van verstoring bij bruinvissen van breedband SELs = 140 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ wordt overschreden (*worst case* drempelwaarde).
- de verstoringscontouren zijn berekend voor een hei-energie van 2.000 kJ⁶ en voor heien met een geluidnorm van SELs op 750 m van 160 tot 190 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ in stappen van 1 dB.
- de mogelijke reductie van de bruinvispopulatie als gevolg van de cumulatieve effecten door de aanleg van alle windparken tot 2030 is berekend met de nieuwe benaderingsformule voor het verband tussen het aantal bruinvisverstoringdagen en de populatiereductie (zie § 3.3.2).
- bij de berekening zijn voor de bruinvisdichtheid de volgende gegevens gebruikt:
 - Dichtheid bruinvissen voor de windenergiegebieden HKW en IJV: voorjaar: 0,721; zomer: 0,698; herfst: 0,444 individuen/km².
 - Dichtheid bruinvissen voor het windenergiegebied TNvW: voorjaar: 0,812; zomer: 0,785; herfst: 0,500 individuen/km².

Een uiteindelijke mogelijke populatiereductie van meer dan 2.550 individuen (met 95% zekerheid) is niet acceptabel. Om ook na 2030 ruimte te houden voor aanleg van windparken kan de overheid er voor kiezen om

⁶ Effecten van ongemitigeerd geluid worden onderschat als in de praktijk een hogere hei-energie dan 2.000 kJ wordt gebruikt. Als een geluidnorm wordt voorgeschreven maakt het niet uit welke hei-energie wordt gebruikt; bij gebruik van een zwaardere hamer (met een hogere hei-energie) kan het echter moeilijker zijn aan de gestelde geluidnorm te voldoen. Onverwacht grote effecten van onderwatergeluid als gevolg van een té hoge hei-energie kunnen dus worden voorkomen door te allen tijde een norm aan het geproduceerde geluid te stellen.

een kleinere waarde voor de maximaal toelaatbare populatiereductie te hanteren. Hieronder is inzichtelijk gemaakt wat de consequenties van andere keuzes in de maximaal toelaatbare populatiereductie voor op te leggen geluidnormen zijn voor de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030.

4.2.2 Effect van variatie in maximaal toelaatbare populatiereductie op geluidnormen

In tegenstelling tot het KEC 2015 beschrijft de nieuwe benaderingsformule in § 3.3.2 een niet-lineair verband tussen het aantal bruinvisverstoringsdagen en de populatiereductie. Dat betekent dat de geluidnormen per windpark niet direct kunnen worden afgeleid uit een limiet voor de berekende populatiereductie per windpark. Op basis van een maximaal toelaatbaar aantal bruinvisverstoringsdagen per windpark kan dat wel. Voor een aantal maximaal toelaatbare populatiereducties in 2030 is met behulp van de benaderingsformule een vertaling gemaakt naar een maximaal toelaatbaar totaal aantal bruinvisverstoringsdagen, zie Tabel 4-1.

Tabel 4-1 Maximaal aantal bruinvisverstoringsdagen (bvvd), afgeleid m.b.v. de benaderingsformule, voor verschillende waarden van de maximale populatiereductie

maximale populatiereductie in 2030 (individueel)	Maximaal aantal bruinvisverstoringsdagen (via inverse benaderingsformule)*
2.550	2.035.857
1.275	1.125.788
638	622.538
319	344.251

$$* \text{ max. aantal bvvd} = \left(\frac{\text{max. populatiereductie}}{1,06 \times 10^{-4}} \right)^{\frac{1}{1,17}}$$

Er is van uitgegaan dat bij de aanleg van de parken uit het Energieakkoord de in de (ontwerp) kavelbesluiten vastgelegde geluidnormen zullen worden opgelegd. Bij heien in het voorjaar (*worst case*) leidt dat tot een maximaal aantal van 146.572 bruinvisverstoringsdagen t/m 2023 (zie Tabel 4-2).

Tabel 4-2 Berekenende bruinvisverstoringsdagen per jaar voor de geplande aanleg van de windparken volgens het SER akkoord

id	Naam	jaar	Capaciteit (MW)	Geschat aantal turbines	norm [dB]	Bruinvis verstorings-dagen
42	Tender 2015 – Borssele I/II	2020	752	94	163	16.824
43	Tender 2016 – Borssele III/IV	2020	732	79	163	24.160
44	Tender 2017 – Hollandse Kust (zuid) I/II	2021	752	94	165	34.633
45	Tender 2018 – Hollandse Kust (zuid) III/IV	2021	752	94	165	32.667
47	Tender 2019 – Hollandse Kust (noord) V	2023	760	95	165	38.289
Totaal						146.572

Het maximaal toelaatbaar aantal bruinvisverstoringsdagen voor de aanleg van de windparken in de windenergiegebieden Hollandse Kust (west), Ten noorden van Waddeneilanden en IJmuiden Ver in de jaren 2024 t/m 2030 voor verschillende ecologische normen wordt verkregen door het aantal bruinvisverstoringsdagen uit Tabel 4-2 af te trekken van het maximum aantal uit de tweede kolom van Tabel 4-1. Na het verdelen van het zo verkregen maximale aantal bruinvisverstoringsdagen over de jaren 2024 – 2030, gewogen met het per jaar geïnstalleerde aantal MW, kunnen de bijbehorende, in Tabel 4-3 weergegeven geluidnormen voor heien van het aangegeven aantal turbinefunderingen in het voorjaar worden berekend. Vergelijkbare tabellen met de berekende geluidnormen voor het heien van het aangegeven aantal turbinefunderingen in de zomer en het najaar, rekening houdend met de schatting van de bruinvisdichtheid per seizoen, zijn opgenomen in bijlage 7.

Tabel 4-3 Normstelling voor heigeluid (SELs op 750 m in dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$) voor de windparken na 2023 volgens het KEC 2018 bij verschillende ecologische normen (maximaal toelaatbare populatiereductie in 2030), voor heien in het voorjaar (strengste geluidnorm vanwege de relatief hoge bruinvisdichtheid).

id	Naam	jaar	Capaciteit (MW)	Geschat aantal turbines	geluidnorm [dB] afhankelijk van maximale populatiereductie in 2030 (individueel)			
					2.550	1.275	638	319
48	Hollandse Kust (west) VI	2024	760	76	183	175	168	162
51	Hollandse Kust (west) VII	2025	760	76	182	175	168	162
53	Ten noorden van Waddeneilanden	2026	760	76	173	168	164	160
55	IJmuiden Ver I	2027	1000	100	181	174	168	163
57	IJmuiden Ver II	2028	1000	100	181	174	168	163
59	IJmuiden Ver III	2029	1000	100	181	174	168	162
60	IJmuiden Ver IV	2030	1000	100	181	174	168	162

Voor ongemitigeerd heien bij een hei-energie van 2.000 kJ is de berekende SELs op een afstand van 750 m voor de in deze studie onderzochte locaties op het NCP ongeveer gelijk aan 185 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. In Tabel 4-3 (en de corresponderende tabellen in bijlage 7) is te zien dat in vrijwel alle gevallen enige vorm van mitigatie nodig zal zijn om aan de geluidnorm, en daarmee aan de ecologische norm, te voldoen. Hiermee wordt ook het risico op ongewenst grote effecten ondervangen als met zwaardere heihamers wordt geheid dan waarvan in deze studie is uitgegaan. Voor de locatie Ten noorden van Waddeneilanden, waar het heigeluid vanwege de grotere waterdiepte minder sterk afneemt met de afstand dan in de gebieden ten westen van de Nederlandse kust is de geluidnorm het laagst. De berekende geluidnormen voor het voorjaar en de zomer zijn vrijwel gelijk, omdat de bruinvisdichtheden in die seizoenen niet veel verschillen. De normen voor het najaar zijn gemiddeld 2 tot 3 dB hoger, vanwege de lagere dichtheid.

Bij het afleiden van de in Tabel 4-3 weergegeven geluidnormen is nog geen rekening gehouden met een eventuele andere keuze van het aantal windturbines per park. In de normstelling volgens het KEC 2015 is daar wel rekening mee gehouden. Installatie van minder (grotere) turbines per windpark betekent minder dagen waarop bruinvissen kunnen worden verstoord door heigeluid. Omdat het populatie-effect volgens het Interim PCoD model is gerelateerd aan het totale aantal bruinvisverstoringdagen mag het verstoringsoppervlak per heidag dan groter zijn en de geluidnorm dus hoger. Tabel 4-4 geeft voor heien in het voorjaar de berekende geluidnormen voor het installeren van 15 MW turbines in plaats van de 10 MW turbines uit Tabel 4-3. Door de reductie van het aantal heidagen met 30% liggen de geluidnormen in het algemeen ongeveer 3 dB hoger. Vergelijkbare tabellen met de berekende geluidnormen voor heien van het aangegeven aantal turbinefunderingen in de zomer en het najaar, rekening houdend met de schatting van de bruinvisdichtheid per seizoen, zijn opgenomen in bijlage 7.

Tabel 4-4 Normstelling voor heigeluid (SELs in dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m) voor de windparken na 2023 volgens het KEC 2018 bij verschillende ecologische normen (maximaal toelaatbare populatiereductie in 2030), voor heien in het voorjaar en 15 MW windturbines.

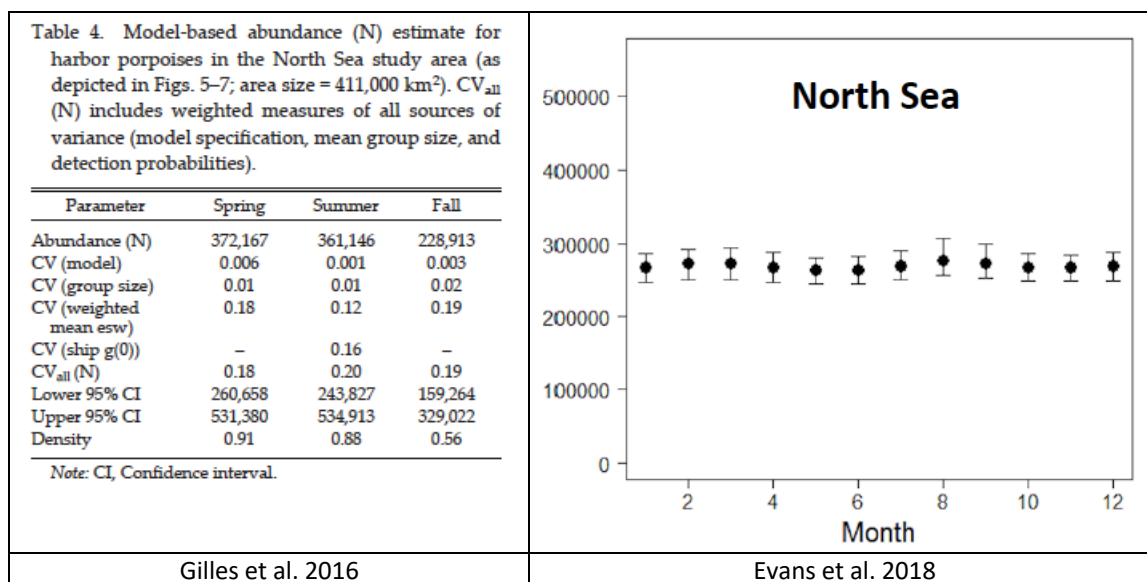
id	Naam	jaar	Capaciteit (MW)	Geschat aantal turbines	geluidnorm [dB] afhankelijk van maximale populatiereductie in 2030 (individueel)			
					2.550	1.275	638	319
48	Hollandse Kust (west) VI	2024	760	51	188	180	172	165
51	Hollandse Kust (west) VII	2025	760	51	187	179	172	165
53	Ten noorden van Waddeneilanden	2026	760	51	176	171	166	162
55	IJmuiden Ver I	2027	1000	67	186	178	172	165
57	IJmuiden Ver II	2028	1000	67	186	178	172	165
59	IJmuiden Ver III	2029	1000	67	185	178	171	164
60	IJmuiden Ver IV	2030	1000	67	185	178	171	164

4.3 Discussie

4.3.1 Kanttekeningen en onzekerheden

Bij de in dit rapport weergegeven resultaten zijn de volgende kanttekeningen te plaatsen, c.q. onzekerheden aan te geven:

- Er is uitgegaan van heien in het voorjaar: in het najaar zouden de aangegeven geluidnormen, afhankelijk van de gekozen ecologische norm enkele dB's hoger kunnen zijn, omdat ervan is uitgegaan dat de bruinvisdichtheid in het najaar lager is (zie § 2.4 en Bijlage 7); de vraag is hoe realistisch de veronderstelde verschillen tussen de seizoenen zijn; op grond van onlangs door Evans et al. (2018) gepresenteerde schattingen voor het aantal bruinvissen op de Noordzee zijn deze verschillen er niet of nauwelijks (Figuur 4-1); op lokale schaal zijn er wel verschillen tussen de verschillende seizoenen, maar deze zijn minder groot dan waarvan eerder is uitgegaan.



Figuur 4-1 Schattingen voor het totaal aantal bruinvissen op de Noordzee.

- Bij de berekeningen is uitgegaan van een gegeven aantal funderingspalen en zijn alleen voor de situatie dat minder palen worden geheid om hetzelfde maximaal opgesteld vermogen te bereiken indicatieve berekeningen uitgevoerd; als meer palen worden geheid, zal het aantal bruinvisverstoringdagen toenemen en daarmee het (mogelijke) effect op de bruinvispopulatie als wordt uitgegaan van dezelfde geluidnorm;

- De bijdrage van de transformatorplatforms en de surveys aan de totale populatiereductie is nog niet verdisconteerd; dit zal een toename van de bruinvisverstoringsdagen met ongeveer 10% tot gevolg hebben;
- Er is uitgegaan van een drempelwaarde voor verstoring van 140 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Bij een drempelwaarde van 143 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ is het totaal aantal bruinvisverstoringsdagen 30 – 40% kleiner (en daarmee het effect op de populatie);
- De op grond van de resultaten van de berekeningen afgeleide benaderingsformule is alleen van toepassing op de onderzochte scenario's (de 'kalender');
- Ten opzichte van de resultaten van de berekeningen met Interim PCoD (5) is de onzekerheid in de benaderingsformule maximaal 20%: de punten liggen namelijk niet precies op de trendlijn, maar liggen er een beetje onder of boven.

4.3.2 Overwegingen voor aanpassen ecologische norm en gevolgen voor geluidnormen

De hiervoor in § 4.3.1 aangegeven onzekerheden kunnen beide kanten op werken. Desondanks blijkt uit de resultaten van de berekeningen met het vernieuwde iPCoD (5) model dat, om aan dezelfde ecologische norm te voldoen, de geluidnormen voor de aanleg van de windparken na 2023 ruimer kunnen zijn dan voor de windparken uit het Energieakkoord. Ook blijkt dat zelfs bij de ruimste ecologische norm, te weten een reductie van de bruinvispopulatie met 2.550 dieren in 2030, enige vorm van mitigatie van het naar de omgeving afgestraalde heigeluid nodig is. De volgende factoren zijn bepalend voor de keuze van een, al dan niet gedifferentieerde geluidnorm:

1. Ecologische norm: welke reductie van de bruinvispopulatie als gevolg van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030 is nog acceptabel?
2. Seizoensafhankelijke variatie in bruinvisdichtheid;
3. Verschillen in verstoringsoppervlakken tussen deelgebieden vanwege verschillen in waterdiepte;
4. Aantal te heien funderingen per windpark/kavel.

Ad 1. Uit de berekeningen is gebleken dat tijdens de aanleg van de windparken na 2023 een soepeler geluidnorm kan worden gehanteerd. De toe te passen geluidnorm hangt af van de keuze van de ecologische norm. Om ontwikkelingen in windenergie na 2030 nog mogelijk te maken én ecologische ruimte te houden voor andere geluidproducerende activiteiten, is door het ministerie van LNV en het ministerie van EZK besloten uit te gaan van een ecologische norm van maximaal ca. 1.000 dieren.

Ad. 2. In het KEC 2015/2016 waren de toe te passen geluidnormen o.a. afhankelijk gemaakt van het seizoen waarin de activiteiten zouden plaatshebben vanwege veronderstelde seizoensafhankelijke verschillen in de dichtheid van bruinvissen. Uit meer recente gegevens over het voorkomen van bruinvissen in de Noordzee blijkt dat deze verschillen waarschijnlijk minder groot zijn (zie § 4.3.1). Er is daarom voor gekozen voor de aanleg van windparken na 2023 geen seizoensafhankelijke geluidnorm meer voor te schrijven.

Ad 3. Uit de in § 4.2.2 weergegeven overzichten in Tabel 4-3 en Tabel 4-4 blijkt dat voor het voldoen aan een bepaalde ecologische norm de op te leggen geluidnorm in het windpark Ten noorden van Waddeneilanden als gevolg van de grotere waterdiepte strenger moet zijn dan in de windparken voor de Hollandse kust. Voorlopig is ervoor gekozen niet te differentiëren naar deelgebied en voor alle Nederlandse deelgebieden uit te gaan van één uniforme geluidnorm. Dit betekent dus dat lokaal een groter effect wordt toegestaan en dat dit wordt gecompenseerd door kleinere effecten in andere (ondiepere) gebieden.

Ad 4. De trend naar windturbines met grotere vermogens zet nog steeds door. Waar in het KEC 2015 nog is uitgegaan van 6 MW windturbines, zijn de berekeningen voor de windparken na 2023 uitgevoerd voor 10 MW windturbines. Om eenzelfde maximaal opgesteld vermogen te realiseren, zijn daarom minder windturbines nodig en is het aantal dagen waarop wordt geheid ook kleiner. In principe leidt dat tot minder grote effecten op bruinvissen bij vergelijkbare geluidsniveaus. Dit is een extra argument om een soepeler geluidnorm te hanteren.

4.4 Consequenties toepassen uniforme geluidnorm van 168 dB na 2023

Naar aanleiding van de overwegingen in de vorige paragraaf § 4.3.2 is besloten te onderzoeken wat de gevolgen voor de bruinvispopulatie zijn bij het toepassen van één uniforme geluidnorm van 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ bij de aanleg van de windparken na 2023 en windturbines van maximaal 10 MW. Voor de aanleg van de

windparken van het Energieakkoord is uitgegaan van de geluidnormen die zijn vastgelegd in de (ontwerp) kavelbesluiten. Er is in de berekeningen ook rekening gehouden met de bruinvisverstoringdagen die het gevolg zijn van de aanleg van transformatorplatforms en het uitvoeren van de diverse geofysische surveys. Een samenvatting van de resultaten is weergegeven in Tabel 4-5. Voor gedetailleerde informatie over het aantal bruinvisverstoringdagen als gevolg van de aanleg van transformatorplatforms en het uitvoeren van de geofysische surveys wordt verwezen naar bijlage 8.

Het in Tabel 4-5 weergegeven scenario leidt tot totaal aantal bruinvisverstoringdagen van **807.969**. Uit de in § 3.3.2 afgeleide benaderingsformule volgt dat dit leidt tot een kans van 5% op een reductie van de bruinvispopulatie na 2030 van **865** dieren (= ca. 1,7% van de bruinvissen op het NCP).

Tabel 4-5 Bruinvisverstoringdagen ten gevolge van de aanleg van de windparken van het Energieakkoord met toepassen van de in (ontwerp) kavelbesluiten vastgelegde geluidnorm voor heien in het voorjaar en de windparken na 2023 met toepassen van één uniforme geluidnorm van SELss = 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) voor zowel de turbinefunderingen (voor 10 MW turbines) als de transformatorplatforms.

id	Naam	jaar	Capaciteit (MW)	Geschat aantal turbines	norm [dB]	Bruinvis verstoring-dagen
42	Tender 2015 – Borssele I/II	2020	752	94	163	16.824
43	Tender 2016 – Borssele III/IV	2020	732	79	163	24.160
44	Tender 2017 – Hollandse Kust (zuid) I/II	2021	752	94	165	34.633
45	Tender 2018 – Hollandse Kust (zuid) III/IV	2021	752	94	165	32.667
47	Tender 2019 – Hollandse Kust (noord) V	2023	760	95	165	38.289
Totaal verstoringdagen a.g.v. heien turbinefunderingen Energieakkoord						146.572
48	Hollandse Kust (west) VI	2024	760	76	168	58.193
51	Hollandse Kust (west) VII	2025	760	76	168	59.892
53	Ten noorden van Waddeneilanden I	2026	760	76	168	126.016
55	IJmuiden Ver I	2027	1000	100	168	77.291
57	IJmuiden Ver II	2028	1000	100	168	77.291
59	IJmuiden Ver III	2029	1000	100	168	86.087
60	IJmuiden Ver IV	2030	1000	100	168	86.087
Totaal verstoringdagen a.g.v. heien turbinefunderingen na 2023						570.858
Totaal verstoringdagen a.g.v. heien platforms						70.801
Totaal verstoringdagen a.g.v. geofysische surveys						19.738
TOTAAL BRUINVISVERSTORINGSDAGEN						807.969
Populatiereductie volgens benaderingsformule (5% kans)						865

5 Referenties

- Aarts, G., A.M. von Benda-Beckmann, K. Lucke, H. Özkan Sertlek, R. van Bemmelen, S.C.V. Geelhoed, S. Brasseur, M. Scheidat, F.-P.A. Lam, H. Slabbekoorn & R. Kirkwood, 2016. Harbour porpoise movement strategy affects cumulative number of animals acoustically exposed to underwater explosions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 557: 261–275.
- Ainslie, M.A., C.A.F. de Jong, H.S. Dol, G. Blacqui re & C. Marasini, 2009. Assessment of natural and anthropogenic sound sources and acoustic propagation in the North Sea. Report TNO-DV 2009 C085.
- Binnerts, B., C. de Jong, M. Ainslie, M. Nijhof, R. M ller & E. Jansen, 2016. Validation of the Aquarius models for prediction of marine pile driving sound. TNO report TNO 2016 R11338.
- 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.
- Buij, R., R. Jongbloed, S. Geelhoed, H. van der Jeugd, E. Klop, S. Lagerveld, H. Limpens, H. Meeuwsen, F. Ottburg, P. Schippers, J. Tamis, J. Verboom, J. T. van der Wal, R. Wegman, E. Winter & A. Schotman, 2018. Kwetsbare soorten voor energie-infrastructuur in Nederland. Wageningen Environmental Research Rapport 2883.
- Camphuysen, C.J. & M.L. Siemensma, 2011. Conservation plan for the Harbour Porpoise *Phocoena phocoena* in The Netherlands: towards a favourable conservation status. NIOZ Report 2011-07, Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel.
- 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.
- Donovan, C., J. Harwood, S. King, C. Booth, B. Caneco, and C. Walker. 2016. Expert elicitation methods in quantifying the consequences of acoustic disturbance from offshore renewable energy developments. Pages 231-237 *The Effects of Noise on Aquatic Life II*. Springer.
- Evans P., J. Waggitt & J. Hiddink, 2018. Mapping cetacean distributions in NW European seas. Marine Ecosystems Research Programme. Presentation ASCOBANS 4th Oct 2018.
- Geelhoed, S., M. Scheidat & R. van Bemmelen, 2014. Marine mammal surveys in Dutch waters in 2013. IMARES report C027/14.
- Geelhoed, S., M. Scheidat, G. Aarts, R. van Bemmelen, N. Janinhoff, H. Verdaat & R. Witte, 2011. Shortlist Masterplan Wind - Aerial surveys of harbour porpoises on the Dutch Continental Shelf. IMARES report C103/11.
- Geelhoed, S.C.V., N. Janinhoff, S. Lagerveld, L.S. Lehnert & J.P. Verdaat, 2018. Marine mammal surveys in Dutch North Sea waters in 2017. Wageningen Marine Research (University & Research centre), WMR report C030/18.
- 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.
- Hammond, P.S., C. Lacey, A. Gilles, S. Viquerat, P. B rjesson, H. Herr, K. MacLeod, V. Ridoux, M.B. Santos, M. Scheidat, J. Teilmann, J. Vingada & N.  ien, 2017. Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys.
- Hammond, P.S., K. Macleod, P. Berggren, D.L. Borchers, M.L. Burt, A. Ca adas, G. Desportes, G.P. Donovan, A. Gilles, D. Gillespie, J. Gordon, L. Hiby, I. Kuklik, R. Leaper, K. Lehnert, M. Leopold, P. Lovell, N.  ien, C.G.M. Paxton, V. Ridoux, E. Rogan, F. Samarra, M. Scheidat, M. Sequeira, U. Siebert, H. Skov, R. Swift, M.L. Tasker, J. Teilmann, O. Van Canneyt & J.A. V zquez, 2013. Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biol. Conserv.* 164, 107–122.
- Hammond, P.S., P.P. Berggren, H.H. Benke, D.D.L. Borchers, A.A. Collet, M.M.P. Heide Jorgensen, S.S. Heimlich, A.R. Hiby, M.F. Leopold & N.  ien, 2002. Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *Journal of Applied Ecology* 39: 361-376.
- Harwood, J., S. King, R. Schick, C. Donovan & C. Booth, 2014a. 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).
- Harwood, J., R. Schick & C. Booth, 2014b. Using the interim PCOD framework to support a cumulative impact assessment in Netherlands waters, report SMRUM-RWS-2014-014 (unpublished).
- Heinis F., C.J. de Jong & Werkgroep Onderwatergeluid, 2015. Cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op zeezoogdieren. TNO rapport TNO 2015 R10335.
- IMMWG – Interagency Marine Mammal Working Group established by UK Statutory Nature Conservation Agencies Chief Scientist Group, 2013. Management units for marine mammals in UK waters.
- Ministerie van Economische Zaken & Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016a. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee. Deelrapport A: Methodebeschrijving.
- Ministerie van Economische Zaken & Ministerie van Infrastructuur en Milieu,, 2016b. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee. Deelrapport B: Beschrijving en beoordeling van cumulatieve effecten bij uitvoering van de Routekaart Windenergie op zee.
- Ministerie van Infrastructuur en Milieu, i.s.m. ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, 2012. Mariene Strategie voor het Nederlandse deel van de Noordzee 2012-2020, Deel 1
- 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.
- Scheidat, M., R. Leaper, M. van den Heuvel-Greve & A. Winship, 2013. Setting Maximum Mortality Limits for Harbour Porpoises in Dutch Waters to Achieve Conservation Objectives. *Open Journal of Marine Science* 2013, 3.
- Verfuss, U.K., C.E. Sparling & C.G. Booth, 2014. Does noise mitigation matter? Population consequences of piling noise on marine mammals. Presentation at the IMCC Noise Workshop, Glasgow, 13th August.

Bijlage 1: Afleiden normen vergelijkbaar met KEC 2015

Voor het afleiden van een voorlopige set geluidnormen voor de windenergiegebieden Hollandse Kust (west), Ten noorden van Waddeneilanden en IJmuiden Ver die in de berekeningen kunnen worden gebruikt, is uitgegaan van dezelfde toegestane reductie van de bruinvispopulatie per geïnstalleerd vermogen als bij de windparken van het Energieakkoord. Dit betekent dat, als de effecten op dezelfde manier zouden worden berekend (namelijk met iPCoD 2.1), het toepassen van de geluidnormen van de volgens het Energieakkoord geplande windparken gecumuleerd met die van de drie nieuwe windenergiegebieden tot zodanige effecten zal leiden dat de ecologische norm van maximaal 5% reductie van de NI-populatie zal worden overschreden. Voor het berekenen van de geluidnormen voor de 10 windparken van het Energieakkoord is de maximale toegestane populatiereductie van 5% namelijk als uitgangspunt genomen.

De verwachting is echter dat door het verwerken van de nieuwe inzichten in de stappen van de redeneerlijn de resultaten van de berekeningen anders zullen uitpakken en de berekende reductie van de Nederlandse bruinvispopulatie waarschijnlijk geringer zal zijn. Definitieve geluidnormen voor de nieuwe parken kunnen pas worden afgeleid als inzicht is gekregen in de effecten van het toepassen van de huidige geluidnormen bij de berekeningen.

In Bijlagentabel 1-1 is de maximaal toelaatbare reductie per windenergiegebied weergegeven als van dezelfde toegestane reductie van de bruinvispopulatie per geïnstalleerd vermogen wordt uitgegaan.

Bijlagentabel 1-1 Maximaal toelaatbare reductie in de bruinvispopulatie waarvan in de berekeningen voor de geplande windparken op het NCP van het KEC 2018 wordt uitgegaan.

Windpark / kavel	Grootte	Max. toelaatbare reductie bruinvispopulatie (n)
Borssele I/II	752 MW: 2 x 47 x 8 MW	510
Borssele III/IV	731,5 MW: (40 + 37) x 9,5 MW	510
Hollandse Kust (zuid) I/II	752 MW: 2 x 47 x 8 MW	510
Hollandse Kust (zuid) III/IV	752 MW: 2 x 47 x 8 MW	510
Hollandse Kust (noord) V	760 MW: 95 x 8 MW	510
Hollandse Kust (west) VI/VII	1.520 MW: 2 x 76 x 10 MW	2 x 510
Ten noorden van Wadden	760 MW: 76 x 10 MW	510
IJmuiden Ver	4.000 MW: 400 x 10 MW	2684 (= 4.000 / 760 x 510) = 4 x 671

Voor het afleiden van de voorlopige, voor de iPCoD berekeningen gebruikte geluidnormen voor de drie nieuwe energiegebieden is zo dicht mogelijk bij de methode gebleven die voor de windenergiegebieden van het Energieakkoord is gebruikt. Er zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- Geluidnorm is afgeleid op basis van de met Aquarius 4.0 berekende contouren⁷ bij een drempelwaarde voor het optreden van verstoring bij bruinvissen van breedband SELss = 140 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$.
- Er zijn verstoringscontouren berekend voor een hei-energie van 2.000 kJ en voor heien met een geluidnorm van SELss(750 m) van 160 tot 180 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ met stappen van 1 dB.
- Reductie van de bruinvispopulatie a.g.v. de verschillende scenario's is berekend met de benaderingsformule voor het verband tussen het aantal bruinvis verstoringdagen en de populatiereductie (Heinis & de Jong, 2015). Bij de berekening zijn voor de bruinvisdichtheid en de omvang van de *vulnerable subpopulation* de volgende gegevens gebruikt:
 - Dichtheid bruinvissen voor Hollandse Kust (west) en IJmuiden Ver als bij Hollandse Kust (noord), i.e. voorjaar: 1,174; zomer: 0,65; herfst: 0,398. Het windenergiegebied Ten noorden van Waddeneilanden ligt niet in de het door Geelhoed et al. (2011, 2013, 2015) onderscheiden deelgebied D, maar in deelgebied C. Hier is uitgegaan van de dichtheden die voor de KEC 2018 zijn afgeleid, i.e. voorjaar: 0,812; zomer: 0,785; herfst: 0,500.

⁷ In de met Aquarius 4.0 berekende verstoringsoppervlakken die zijn gebruikt voor het afleiden van de voorlopige geluidnormen zat een rekenfout: per abuis was de paaldiameter ingevuld waar het de straal moest zijn. Deze fout is hersteld voordat de definitieve berekeningen met iPCoD werden uitgevoerd, maar toen waren de voorlopige geluidnormen al afgeleid en verwerkt. Per locatie werkt dat verschil anders uit, maar voor de locatie Ten noorden van Waddeneilanden is voor het afleiden van de voorlopige geluidnorm uitgegaan van een té klein verstoringsoppervlak. Aangezien het doel van deze berekeningen uitsluitend was om voor de 'nieuwe' windparken een met de windparken van het Energieakkoord min of meer vergelijkbare situatie door te rekenen is ervoor gekozen de voorlopige normen niet opnieuw af te leiden.

- *Vulnerable subpopulation*: 30.000 voor Hollandse Kust (west) en IJmuiden Ver (cf. KEC 2015) en 20.000 voor Ten noorden van Waddeneilanden (zeer variabel over jaren, maar dit is min of meer een bovengrens schatting voor deelgebied C uit Geelhoed et al. 2011, 2013, 2015).
- De geluidnorm is, afhankelijk van het aantal geïnstalleerde windturbines en de dichtheden van bruinvissen die op het NCP voorkomen (seizoen) voorkomen zo gesteld dat de gedefinieerde acceptabele ruimte niet wordt overschreden (zie Bijlagetabel 1-1).
- Bij de windenergiegebieden waar sprake is van meerdere kavels (Hollandse Kust (west) en IJmuiden Ver) is voor het berekenen van de geluidnorm uitgegaan van het kavel (of de set van kavels) met de grootste verstoringscontouren en daarmee de grootste effecten. Binnen één windenergiegebied geldt één set normen.
- Om het werk in geval van overschrijding van de geluidnorm niet direct stil te leggen in het kader van handhaving, is de op grond van de voorspelde effecten afgeleide norm 1 dB strenger gemaakt. Uit de praktijk blijkt dat het met name bij de eerste palen lastig is om gelijk de norm te halen. Door de gekozen aanpak hoeft het werk niet te worden stilgelegd indien men binnen de gedefinieerde ruimte blijft en worden acceptabele grenzen niet overschreden.

In onderstaande Bijlagetabel 1-2 zijn de op grond van bovenstaande uitgangspunten berekende normen voor de windenergiegebieden 2016 – 2030 opgenomen. De hoogte van de geluidnorm hangt af van het seizoen waarin wordt geheid. Bij de berekeningen voor het KEC 2018 is hiermee echter geen rekening gehouden en is (voorlopig) uitgegaan van de strengste norm per windenergiegebied. Dit geldt ook voor de reeds bestaande geluidnormen voor de windenergiegebieden van het Energieakkoord, Borssele, Hollandse Kust (zuid) en Hollandse Kust (noord).

Bijlagetabel 1-2 Normstelling voor heigeluid voor de windenergiegebieden tot 2030, waarvan in de berekeningen is uitgegaan. Hierbij is uitgegaan van dezelfde toegestane reductie van de bruinvispopulatie per geïnstalleerd vermogen als in KEC 2015. Geluidnormen die in de berekeningen zijn gebruikt zijn vet weergegeven. Blauw: vastgestelde geluidnormen in (ontwerp) kavelbesluiten.

Windenergiegebied	Maximale geluidsbelasting (dB re 1 μ Pa ² s op 750 m)		
	Voorjaar	Zomer	Herfst
Borssele I/II	163	169	171
Borssele III/IV	163	169	171
Hollandse Kust (zuid) I/II	165	171	173
Hollandse Kust (zuid) III/IV	165	171	173
Hollandse Kust (noord) V	165	169	172
Hollandse Kust (west) VI/VII	165	169	173
Ten noorden van Waddeneilanden	167	167	170
IJmuiden Ver	165	169	172

Bijlage 2: Modellerings heigeluid

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

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

TNO heeft in de afgelopen jaren een suite van Aquarius rekenmodellen ontwikkeld waarmee de onderwatergeluidverspreiding rond een heipaal berekend kan worden. De keuze van een modelversie uit die suite hangt af van de beschikbare informatie en de complexiteit van de berekening (aantal door te rekenen variaties). De onzekerheid in de berekende geluidverspreiding zou in theorie af moeten nemen wanneer meer gedetailleerde informatie beschikbaar is. De beperkte modelvalidatie (PAWP, Luchterduinen, Gemini) laat zien dat we nog niet goed in staat zijn om die onzekerheid te kwantificeren, omdat we de bijdragen van de diverse parameters (zie de lijst hierboven) aan de onzekerheid niet goed kunnen scheiden.

- Voor de heigeluidberekeningen in deze studie is gebruik gemaakt van het, in het kader van Wozep verder ontwikkelde, Aquarius 4 model, zie de Jong et al. (2018).
- De Aquarius 4 modelberekeningen leiden tot een geluidverspreiding in termen van het tertsbandspectrum van de SELs in de omgeving van de paal als functie van afstand en diepte.
- Als maat voor het kwantificeren van mogelijke verstoring van bruinvissen gebruiken we, in overeenstemming met de KEC redeneerlijn uit 2015, de ongewogen breedband waarde van de berekende SELs.
- Daarbij kiezen we de maximale waarde van de SELs over de waterdiepte⁸. In Aquarius 4 wordt de SELs als functie van de diepte berekend in 10 equidistante stappen en vervolgens het maximum genomen.

Hamer

Hamertype en energie worden in een laat stadium van het ontwerp gekozen. Voor deze studie wordt op aangeven van RWS aangenomen dat in alle gevallen de windturbines geplaatst worden op monopile fundaties, die worden geslagen met een geschatte maximum hamerenergie van 2000 kJ. Naar verwachting zal het vermogen per turbine over de jaren toenemen. Voor het heien van de monopiles voor turbines groter dan 12 MW wordt een maximum hamerenergie van 4000 kJ aangenomen. De grootste huidige hamer van IHC heeft een vermogen van 4000 kJ (max paaldiameter 7,5 m). Ook voor het heien van de kleinere palen (2-3m) voor de jacket fundaties van de platforms wordt een hamerenergie van 2000 kJ verondersteld, op basis van informatie verstrekt door TenneT.

Het Aquarius 4 model maakt gebruik van een geïdealiseerd model van de hamer (Deeks & Randolph, 1994). Daarvoor zijn gegevens nodig van de kinetische energie van de hamer, de massa's van de hamer en het aambeeld en van de contactstijfheid tussen hamer en aambeeld. Een analyse van alle mogelijke hamer types valt buiten de scope van de studie bij gebrek aan voldoende gedetailleerde gegevens. De bij Gemini toegepaste (IHC S-2000) hamer is als startpunt gebruikt voor het bepalen van de uiteindelijke parameters:

- Turbines t/m 12 MW: paaldiameter $D = 5.5$ m, 2000 kJ hamerenergie
- Turbines 15 MW: paaldiameter $D = 7,5$ m, 4000 kJ hamerenergie
- Platformpalen: paaldiameter $D = 3$ m, 2000 kJ hamerenergie

⁸ In het Aquarius 1 kwam dat goed overeen met de waarde op 1 m van de bodem.

Overige parameters:

- Wanddikte monopile (API formule): $t = 0.01D + 6.35e^{-3}$ m
- Aambeeld massa = ram massa = hamerenergie * (1 ton/20 kJ)
- Contactstijfheid 20 GN/m

Mitigatie

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

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

- DE: geluidnorm SEL(750m)= 160 dB
- BE norm Lzp(750m)=185 dB (volgens "Omschrijving van Goede Milieutoestand & vaststelling van Milieudoelen voor de Belgische mariene wateren", <http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=220232>). Deze is, op basis van Lippert et al. (2015) "Empirical estimation of peak pressure level from sound exposure level. Part II: Offshore impact pile driving noise"(JASA 138(3)) en data van Luchterduinen en Gemini, globaal te vertalen naar een norm SEL(750m)=160 dB
- NL norm SEL(750) per zoekgebied, zoals vastgelegd in kavelbesluiten en op dezelfde manier berekend (gebruik makend van de benaderingsformule uit het KEC-rapport voor het verband tussen bruinvisverstoringdagen en populatieafname) voor de parken van na het SER akkoord.

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

Locaties

De door RWS aangeleverde scenario's geven een centrale locatie voor elk gepland park. Dit levert niet noodzakelijk een 'realistische worst case' voor de berekende verstoringoppervlakte. Die worst case zal in het algemeen optreden bij de grootste diepte in het park en op de grootste afstand van de kust. Per park is daarom op basis van de bathymetrie een 'realistische worst case' locatie in de nabijheid van het opgegeven centrale punt gekozen.

Sediment

In de Aquarius modellen wordt het sediment gemodelleerd als een equivalente uniforme vloeistof (zonder afschuifstijfheid of gelaagdheid). In het Wozep onderzoek is aangetoond dat deze aanname laagfrequent leidt tot een goede match met de U8 meetdata, mits rekening gehouden wordt met een frequentieafhankelijke absorptie in het sediment. De volgende keuzen zijn gemaakt:

- 'Medium sand' parameterwaarden (Ainslie 2010, tabel 4.18): $\rho = 2086 \text{ kg/m}^3$, $c = 1797 \text{ m/s}$, en $\alpha = 0.88 \text{ dB}/\lambda$, bij een geluidssnelheid in het water van 1500 m/s.
- Afnemende absorptie ($\sim f^{1.8}$) beneden 250 Hz

Wind

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

- In 2015 werd het gemiddelde genomen van het met Aquarius 1 berekende verstoringsooppervlak met en zonder windverliezen. Achteraf is geconstateerd dat het model voor windverliezen in Aquarius 1 vooral zinvol was om de fout die gemaakt werd door de keuze voor een puntbronmodel te compenseren.
- In de nieuwe Aquarius 4 versie is dat niet meer nodig en nemen we de contouren voor berekeningen zonder wind.

Transformatorplatforms

In overleg met RWS wordt het heien voor de transformatorplatforms alleen voor de NL parken meegenomen.

- gemiddeld 2 jacketpalen per dag
- hamerenergie 2000 kJ
- aanleg van de platforms één jaar voor het heien van de turbinefundaties

Bijlage 3: Modelling geofysische surveys

Bijlage 3.1 Beschrijving scenario's

Geofysische surveys worden over tijdsspanne van een aantal (1-5) jaren voor 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 geheid (turbines en platforms) wordt, als ook het tracé waarlangs de kabels naar de kust worden gelegd.

Het scenario voor de geofysische survey bestaat uit 4 deelscenario's:

- 1) Globale survey van het gebied van het toekomstig windmolenpark
- 2) Gedetailleerde survey van de locaties van de toekomstige turbines, platforms en infieldkabels
- 3) Globale survey van het kabeltracé
- 4) Gedetailleerde survey van het kabeltracé

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

Uitgangspunten:

- Een geofysische survey bestrijkt ongeveer 10 km² per dag en gaat 24 uur continu door (afgezien van slecht weer en de maandelijkse uitwisseling van de bemanning, die we in deze studie negeren). Het aantal dagen per park = oppervlak geofysische survey gedeeld door 10 km².
- We nemen aan dat deze in het 5 jaar voor aanleg van het park wordt uitgevoerd.
- Er wordt gewerkt met een multibeam, een sidescan sonar, een magnetometer, een subbottom profiler en een multi channel sparker. Hier wordt uitgegaan van het gebruik van een sparker als worst case scenario, wat leidt tot effectafstanden van 3 km.
- We doen geen locatie-specifieke akoestische berekeningen, maar gaan er van uit dat per dag 10 km² gescand wordt, met een geschatte maximale verstoringsafstand (sarker) van ~3 km. Voor een rechthoekig scangebied wordt dat ~84 km² verstoringsoppervlak per dag.

Ad 2) Gedetailleerde survey van de locaties van de toekomstige turbines, platforms en infieldkabels

Uitgangspunten:

- Typisch uitgevoerd 1 à 2 jaar voor aanleg park (conform Gemini). Hierbij gaan we uit van 1 jaar voor de aanleg.
- Voor het overige gelden dezelfde aannames als bij de globale surveys (1).

Ad 3) Globale survey van het kabeltracé

Uitgangspunten:

- Het betreft een survey van het tracé van windenergiegebied naar land. Daarnaast wordt tevens een survey van de locatie van het platform / de platforms voorzien, vooral m.b.t. obstakels (Side Scan Sonar, Bathymetrie) en magnetische contacten (ivm 'unexploded ordnance', ook wel UXO's).
- Het totale gesurveyde oppervlak wordt geschat door het aantal km kabel maal een strook breedte. Deze breedte is afhankelijk van het aantal kabels en afstand tot het windpark (geschatte waarden in Tabel 3).
- Typische uitgevoerd 2 jaar voor het globale onderzoek.
- Tijdens deze survey wordt gebruik gemaakt van een Magnetometer, Sidescan Sonar, Subbottom 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 hanteren we een effectafstand voor de sub-bottom profiler typische afstand van 1 km (zie Bijlagetabel 3-4).

We doen geen locatie-specifieke akoestische berekeningen, maar gaan er van uit dat per dag 10 km² gescand wordt, met een geschatte maximale verstoringsafstand (sub-bottom profiler) van ~1 km. Voor een rechthoekig scangebied wordt dat ~30-36 km² verstoringsoppervlak per dag (afhankelijk van tracé).

Ad 4) Gedetailleerde survey van het kabeltracé

Uitgangspunten:

- 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).
- Vindt plaats 1 jaar voor de aanleg van het turbines.
- 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 3-4). 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.
- We doen geen locatie-specifieke akoestische berekeningen, maar gaan er van uit dat per dag 10 km² gescand wordt, met een geschatte maximale verstoringafstand (sub-bottom profiler) van ~1 km. Hierbij worden eventuele bijdrage van inzet sparker tijdens de laatste 3 km en de kust en in rond het gebied van de platforms verwaarloosd. Voor een rechthoekig scangebied wordt dat ~30-36 km² verstoringsooppervlak per dag (afhankelijk van tracé).

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	Verstoringsooppervlak per dag / km ²
5 jaar voor aanleg	Globale survey gebied windmolenpark en platforms	84
1 jaar voor aanleg	Gedetailleerde survey van de locaties van de toekomstige turbines en platforms	84

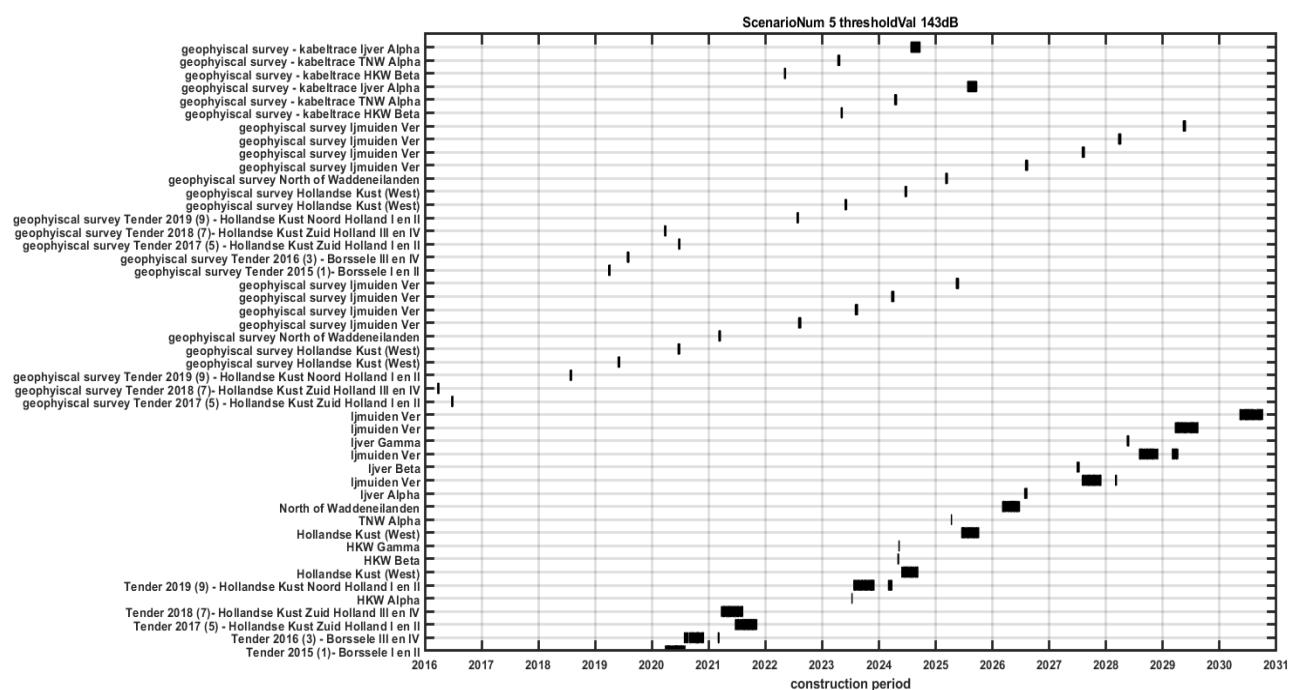
Bijlagetabel 3-2 Schema geofysische survey per kabeltracé

Wanneer	Activiteit	Verstoringsooppervlak per dag / km ²
2 jaar voor aanleg	Globale survey van het kabeltracé	Afhankelijk van kabeltracé park (30 - 36)
1 jaar voor aanleg	Gedetailleerde survey van het kabeltracé	Afhankelijk van kabeltracé park (30 - 36)

Schattingen voor de kabeltracés zijn afhankelijk van de afstand tot het land en type kabelverbinding (AC of DC). De hier gehanteerde waarden staan aangegeven in onderstaande Bijlagetabel 3-3.

Bijlagetabel 3-3 Geschatte waarde voor afstanden van de transformator platforms tot het land, en bijbehorende geofysische survey van het kabeltracé. De aangenomen waarden voor verstoringsoppervlakte en aantal dagen survey staan tevens aangegeven.

Transformator-platform	Lengte tracé naar land / km (inschatting)	Breedte tracé / km (inschatting)	Oppervlakt tracé / km ²	aantal km ² survey per dag	Aantal dagen survey	Verstorings-oppervlakt per dag / km ²	Dichtheid voorjaar (ind/km ²)	bruinvisverstoringsdagen
HKW beta	75	1.2 (2 kabels)	90	10	9	33	0.721	214
TNW alpha	120	1.2 (2 kabels)	144	10	14.4	33	0.785	373
IJmuiden Ver alpha, beta, gamma	200 x 3 (kabels)	1	600	10	60	36	0.698	1507



Bijlagefiguur 3-1 Kalender van impulsdagen in de periode 2016 – 2030 volgens scenario 5 (NL windparken, platforms en surveys)

Bijlage 3.2 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, 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 een met de frequentiegevoeligheid van het gehoor van bruinvissen gewogen drempelwaarde is een schatting gemaakt van de verstoringafstand voor verschillende type systemen die gebruikt worden in deze surveys (Bijlagetabel 3-4).

Bijlagetabel 3-4 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	Geschatte effectafstand
Multibeam Echosounder:	Kongsberg EM2040 Dual Head, Dual Swath / Dual Ping – Frequency 400 kHz	Boven bruinvisgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; Verwachte effect afstanden (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;
Sub-Bottom Profiler: Magnetometer: Geomatrix G882 Cesium vapour magnetometer	Innomar SES 2000 Standard parametric sub-bottom profiler – Power: > 50kW ; Frequency: 8 – 100 kHz	Verwachte effectafstanden tussen 1 en 2 km (veroorzaakt door primaire frequentie van de bron op 100 kHz; zie Bijlagefiguur 3-2)
Sparker Single Channel	GSO 200-tip sparker (assumed operated at 500 J)	Verwachte effectafstanden tussen 1 en 2 km (Op basis van schattingen; zie Bijlagefiguur 3-2)
Sparker Multi Channel	GSO 360-tip Sparker seismic source + 2000 J PSU (operated at 900 J)	Verwachte effectafstanden tussen 3 en 4 km (Op basis van schattingen; zie Bijlagefiguur 3-2)

De aannames voor de inschattingen van verstoringafstanden voor de bruinvis staan in de onderstaande paragrafen verder uitgewerkt en samengevat in Bijlagetabel 3-4).

Akoestische eigenschappen van geofysische surveys:

De tijdens geofysische surveys gebruikte echosounders zijn hoogfrequent (> 200 kHz) en waarschijnlijk niet hoorbaar voor bruinvissen. Metingen van dit soort type systemen lijken erop te duiden dat er nauwelijks akoestische energy bij lagere frequenties wordt uitgezonden (bv Crocker et al. 2018).

De bronnen die significante geluidsniveaus veroorzaken bij voor bruinvissen 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) van laagfrequent geluid. Uit de folders van aanbieders van parametrische sub-bottom profilers is af te leiden dat de bronniveau (SL) rond hoofdfrequenties (85 – 125 kHz) > 240 dB re 1

$\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$ zit. De bronniveaus liggen bij de lage frequenties rond de 202 dB re 1 $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$. Dit komt overeen met een typische 30-40 dB reductie in bronniveau van de secundaire frequenties in een parametrische sonar (P. Beerens pers comm). Voor de afschatting van de effectafstanden wordt hier wordt uitgegaan van een typische $SL = 240$ dB re 1 $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$ op 100 kHz. Voor de secundaire frequenties is van een $SL = 202$ dB re 1 $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$ uitgegaan op 10 kHz. Typische puls-lengtes voor de sub-bottom profiler liggen in de orde van $t_{\text{puls}} \sim 0.04 - 30$ ms. Hier wordt uitgegaan van een source level energy (SLE) binnen de hoofdbundel van $SLE = SL + 10 \cdot \log_{10}(t_{\text{puls}} / 1\text{s})$ dB ~ 187 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\cdot\text{m}^2\cdot\text{s}$. Voor het horizontaal afgestraalde geluid (dat effectief propageert en tot verstoring kan leiden), wordt hier nog eens 60 dB afgetrokken vanwege de hoge directionaliteit van deze bron.

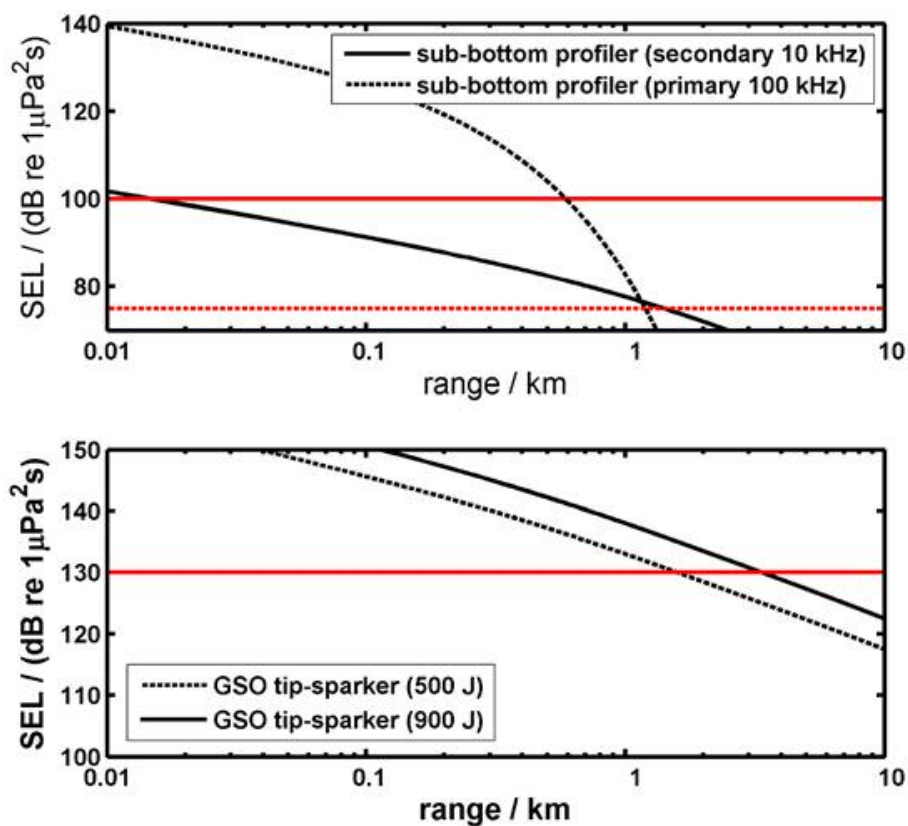
Sparkers zijn systemen die luchtbellens genereren aan den hand van elektrische ontladingen aan zgn. ‘tips’. Dit produceert een luchtbel wat een breedbandig impuls geluid genereert, die typisch hogere frequenties heeft dan een airgun die vaak voor seismische surveys wordt gebruikt. Typische bronniveaus worden gegeven in Crocker et al. (2018), en zijn afhankelijk van het gebruikte vermogen: $SLE \sim 167-181$ dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{m}^2\text{s}$ (500 J) en $ESL \sim 179-186$ 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 $BW_{-3\text{dB}} \sim 1.2-1.9$ kHz (500 J), en $BW \sim 3.2$ 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.

Drempelwaardes voor gedragsverstoring zijn afgeleid uit een review van verstoringsdrempels dat in het kader van WOZEP is uitgevoerd (de Jong & von Benda-Beckmann, 2017) en staan voor drie hier gehanteerde frequenties in Bijlagetabel 3-5 samengevat.

Bijlagetabel 3-5 SELss drempelwaardes voor bruinvisverstoring voor hogere frequente bronnen dan heien, op basis waarvan effectafstanden zijn geschat.

Frequentie / kHz	SELss / dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$
1	130
10	100
100	75

Het propagatieverlies voor deze bronnen op de Noordzee wordt geschat aan de hand van een cilindrische en de zgn. ‘mode-stripping’ regimes voor een puntbron (Vgl. 9.46 uit Ainslie, 2010), met waardes representatief voor een zanderige bodem (typisch voor de Noordzee) (Bijlagefiguur 3-2). De afstanden die corresponderen met de verstoringsdrempelwaardes uit Bijlagetabel 3-5 staan weergegeven in Bijlagefiguur 3-2 en samengevat in Bijlagetabel 3-4.



Bijlagefiguur 3-2 Single pulse SEL (zwarte lijnen) als functie van afstand tot de bron voor een parametrische sub-bottom profiler met de primaire frequentie (gestippelde lijn) en secundaire frequentie (bovenste panel) en twee type sparkers (onderste panel). De rode lijnen geven de frequentie-afhankelijke bruinvisverstoringsdrempels aan (uit Bijlagetabel 3-5).

Referenties:

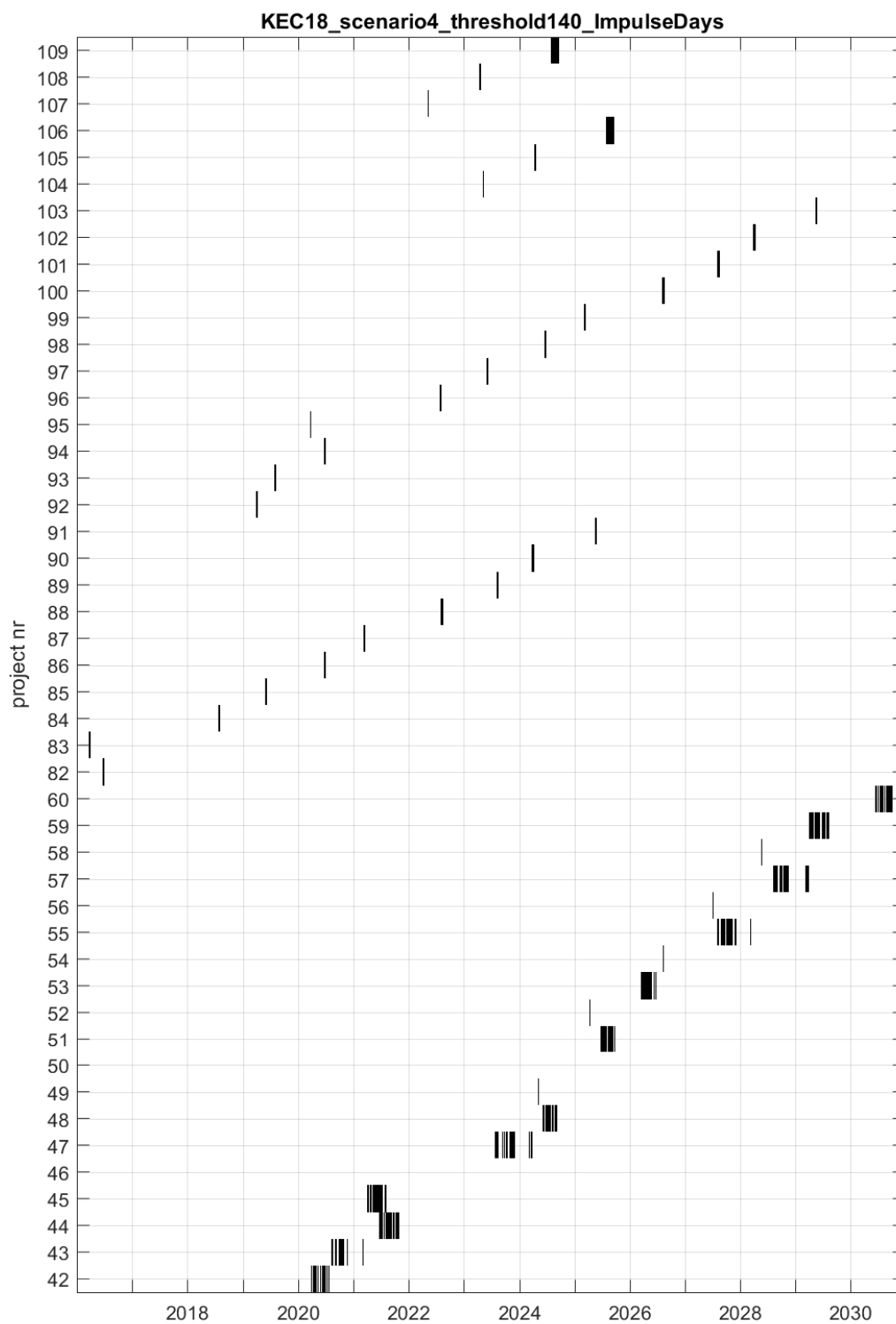
Crocker, S.E. Fratantonio, F.D., Hart, P.E., Foster, D.S., O'Brien, T.F. & S. Labak (2018). Measurement of Sounds Emitted by Certain High-Resolution Geophysical, Survey Systems IEEE JOURNAL OF OCEANIC ENGINEERING 99, 1-18, 10.1109/JOE.2018.2829958.

De Jong, C. & S. von Benda-Beckmann (2017). Wozep underwater sound: frequency sensitivity of porpoises and seals, TNO Report TNO 2017 R11238, 1-53.

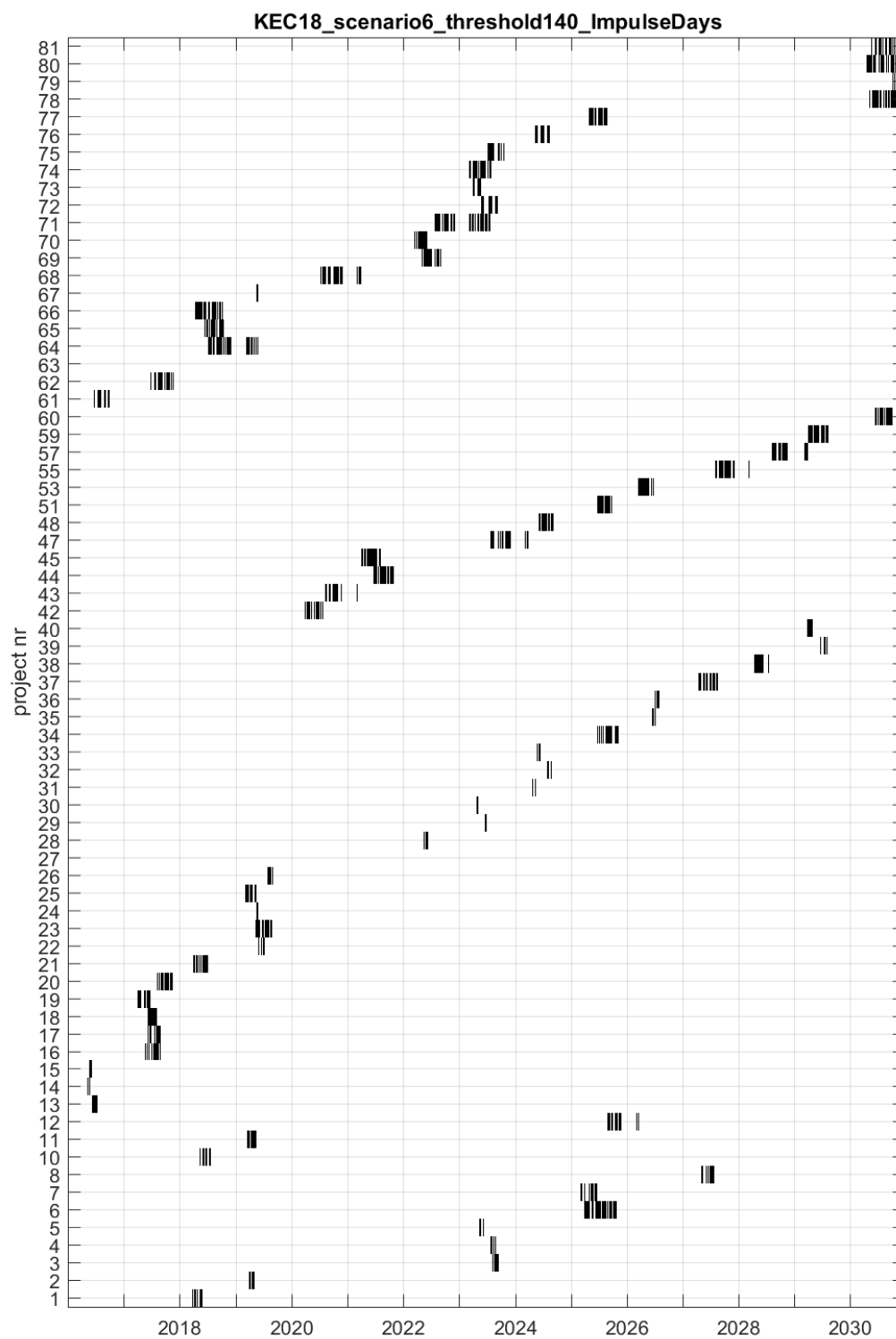
Bijlage 4: Scenario's

id	Naam	Land	Verwachte start offshore constructie	Capaciteit MW (Max)	MW Molen	Geschat aantal heipalen (max capaciteit/ MW Molen)
1	Rentel	België	2018	309	7	44
2	Norther	België	2019	230	8	29
3	Seastar	België	2023	246	8	31
4	Mermaid	België	2023	246	8	31
5	Northwester	België	2023	224	9.5	24
6	Mermaid	België	2025	1500	10	150
7	Fairy Bank 1	België	2025	700	10	70
8	Fairy Bank 2	België	2027	700	12	58
9	Fairy Bank 3, N2000	België	2030	700	15	47
10	Horns Rev 3	Denemarken	2018	400	8	50
11	Vesterhavet Nord/Syd	Denemarken	2019	344	8	43
12	Tender 2019	Denemarken	2025	800	10	80
13	NOR 0-1 Riffgat	Duitsland	2016	108	3.6	30
14	NOR 2-1 Alpha ventus	Duitsland	2016	62	5	12
15	NOR 0-2 Nordergründe	Duitsland	2016	111	6	19
16	Sandbank (ID N-5.3)	Duitsland	2017	288	4	72
17	Gode Wind 01 (ID N-3.1)	Duitsland	2017	330	6	55
18	Gode Wind 02 (ID N-3.2)	Duitsland	2017	252	6	42
19	Nordsee One (ID N-3.3)	Duitsland	2017	332	6	55
20	Veja Mate (ID N-6.2)	Duitsland	2017	402	6	67
21	Merkur Offshore (ID N-2.6)	Duitsland	2018	396	6	66
22	Trianel Windpark Borkum Bauphase 2 (ID N-2.3)	Duitsland	2019	200	6	33
23	EnBW Hohe See (ID N-8.2)	Duitsland	2019	497	7	71
24	Albatros (ID N-8.3)	Duitsland	2019	112	7	16
25	Borkum Riffgrund II (ID N-2.5)	Duitsland	2019	448	8	56
26	Deutsche Bucht (ID N-6.3)	Duitsland	2019	260	8.4	31
27	Deutsche Bucht Pilot (ID N-6.3-P)	Duitsland	2019	17	8.4	2
28	KASKASI II (ID N-4.4)	Duitsland	2022	325	10	33
29	Gode Wind III (ID N-3.4)	Duitsland	2023	110	10	11
30	Gode Wind 04 (ID N-3.7)	Duitsland	2023	132	10	13
31	OWP West (ID N-1.1)	Duitsland	2024	240	10	24
32	Borkum Riffgrund West II (ID N-1.2)	Duitsland	2024	240	10	24
33	Borkum Riffgrund West I (ID N-1.3)	Duitsland	2024	240	10	24
34	EnBW He dreiht (ID N-7.1)	Duitsland	2025	900	10	90
35	N-3.7 (except Gode Wind 04)	Duitsland	2026	230	12	19
36	N-3.8	Duitsland	2026	350	12	29
37	N-7.2	Duitsland	2027	900	10	90

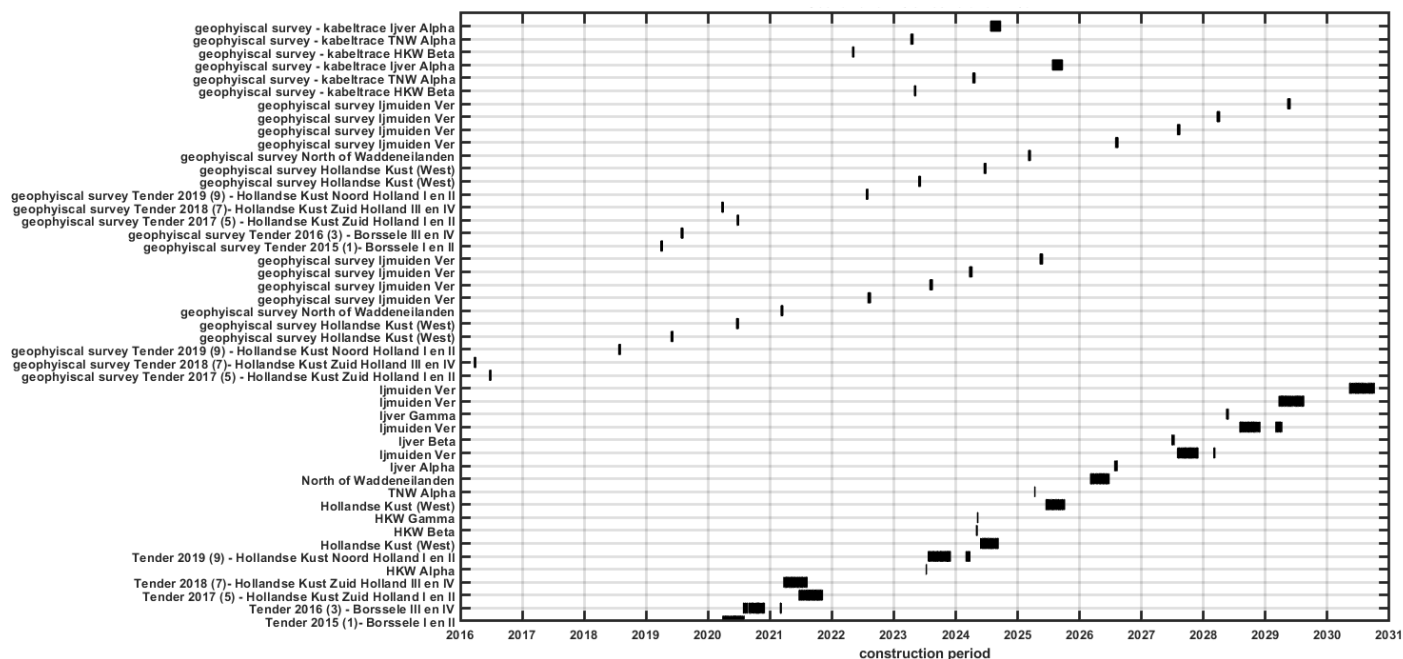
38	N-3.6	Duitsland	2028	750	12	63
39	N-3.5	Duitsland	2029	300	12	25
40	N-6.7	Duitsland	2029	280	12	23
41	N-6.6	Duitsland	2030	670	15	45
42	Tender 2015 (1)- Borssele I en II	Nederland	2020	752	8	94
43	Tender 2016 (3) – Borssele III en IV	Nederland	2020	752	9.5	79
44	Tender 2017 (5) – Hollandse Kust Zuid I en II	Nederland	2021	752	8	94
45	Tender 2018 (7)- Hollandse Kust Zuid III en IV	Nederland	2021	752	8	94
46	HKW Alpha Platform	Nederland	2023	1040	0	6
47	Tender 2019 (9) – Hollandse Kust Noord I en II	Nederland	2023	760	8	95
48	Hollandse Kust (West)	Nederland	2024	760	10	76
49	HKW Beta Platform	Nederland	2024	1040	0	6
50	HKW Gamma Platform	Nederland	2024	1040	0	6
51	Hollandse Kust (West)	Nederland	2025	760	10	76
52	TNW Alpha Platform	Nederland	2025	1040	0	6
53	North of Waddeneilanden	Nederland	2026	760	10	76
54	Ijver Alpha Platform	Nederland	2026	2200- 2600	0	18
55	Ijmuiden Ver	Nederland	2027	1000	10	100
56	Ijver Beta Platform	Nederland	2027	2200- 2600	0	18
57	Ijmuiden Ver	Nederland	2028	1000	10	100
58	Ijver Gamma Platform	Nederland	2028	2200- 2600	0	18
59	Ijmuiden Ver	Nederland	2029	1000	10	100
60	Ijmuiden Ver	Nederland	2030	1000	10	100
61	Dudgeon	Ver. Kon.	2016	402	6	67
62	Thanet	Ver. Kon.	2017	300	3	100
63	Hywind Scotland Pilot Park	Ver. Kon.	2017	30	6	5
64	Hornsea Project One	Ver. Kon.	2018	1218	7	174
65	East Anglia 1	Ver. Kon.	2018	714	7	102
66	Inch Cape	Ver. Kon.	2018	784	7	131
67	Kincardine	Ver. Kon.	2019	50	8.4	6
68	MORL – Stevenson, Telford, Macoll (Moray)	Ver. Kon.	2020	1100	10	110
69	Beatrice BOWL	Ver. Kon.	2022	588	7	84
70	Near na Gaoithe	Ver. Kon.	2022	448	8	56
71	Hornsea Project Two	Ver. Kon.	2022	1386	8	173
72	Repsol – Inchcape	Ver. Kon.	2023	784	10	78
73	Thanet extension	Ver. Kon.	2023	340	10	34
74	Seagreen – Alpha en Bravo	Ver. Kon.	2023	1050	10	105
75	MORAY West	Ver. Kon.	2023	750	10	75
76	East Anglia 2	Ver. Kon.	2024	800	10	80
77	East Anglia 1 North	Ver. Kon.	2025	800	10	80
78	Hornsea Project Three	Ver. Kon.	2030	2400	8	300
79	East Anglia 3	Ver. Kon.	2030	1200	8	150
80	Norfolk Vanguard	Ver. Kon.	2030	1800	10	180
81	Norfolk Boreas	Ver. Kon.	2030	1800	10	180



Kalender van impulsdagen volgens scenario 4 (NL windparken, platforms en surveys)



Kalender van impulsdagen volgens scenario 6 (Internationaal windparken)



Kalender van impulsdagen in de periode 2016 – 2030 volgens scenario 5 (NL windparken, platforms en surveys)

Bijlage 5: Verstoringsoppervlakken en bruinvisverstoringsdagen

id	Land	Geschat aantal turbines	dichtheid lente (ind/km ²)	dichtheid zomer (ind/km ²)	dichtheid najaar (ind/km ²)	Geluidnorm (SELss at 750m, in dB re 1 μ Pa ² s)	Verstorings-oppervlak (km ²)		Totaal aantal bruinvis-verstoringsdagen	
							140 dB norm MET Geluidnorm	143 dB norm MET Geluidnorm	140 dB norm MET Geluidnorm	143 dB norm MET Geluidnorm
1	BE	44	0,628	0,607	0,386	160	224	128	6204	3520
2	BE	29	0,628	0,607	0,386	160	166	98	3016	1798
3	BE	31	0,628	0,607	0,386	160	232	120	3810	1966
4	BE	31	0,628	0,607	0,386	160	324	194	6107	3658
5	BE	24	0,628	0,607	0,386	160	291	154	4326	2284
6	BE	150	0,628	0,607	0,386	160	204	123	17376	10462
7	BE	70	0,628	0,607	0,386	160	240	134	10510	5844
8	BE	58	0,628	0,607	0,386	160	240	134	8583	4767
9 ⁹	BE	47	0,628	0,607	0,386	160	332	181	-	-
10	DK	50	0,286	0,277	0,176	-	1651	1352	23060	18918
11	DK	43	0,286	0,277	0,176	-	3036	2396	37324	29455
12	DK	80	0,286	0,277	0,176	-	3259	2477	50729	38534
13	DE	30	0,812	0,785	0,500	160	216	140	5100	3300
14	DE	12	0,812	0,785	0,500	160	373	204	3636	1992
15 ¹⁰	DE	19	0,286	0,277	0,176	160	-	-	-	-
16	DE	72	0,286	0,277	0,176	160	234	144	4670	2872
17	DE	55	0,812	0,785	0,500	160	432	231	18645	9955
18	DE	42	0,812	0,785	0,500	160	433	232	14280	7644
19	DE	55	0,812	0,785	0,500	160	433	232	19144	10232
20	DE	67	0,812	0,785	0,500	160	483	265	18406	10111
21	DE	66	0,812	0,785	0,500	160	339	191	17943	10115
22	DE	33	0,812	0,785	0,500	160	341	195	8889	5074
23	DE	71	0,812	0,785	0,500	160	489	267	27524	15050
24	DE	16	0,812	0,785	0,500	160	487	267	6294	3458
25	DE	56	0,812	0,785	0,500	160	224	128	17472	9464
26	DE	31	0,812	0,785	0,500	160	487	267	11704	6434

⁹ De aanleg van het Fairy Bank 3, N2000 (BE) park is doorgeschoven naar na 2030

¹⁰ De aanleg van het NOR 0-2 Nordergründe (DE) park is vanwege de geringe waterdiepte (< 10 m), niet meegenomen

27	DE	2	0,812	0,785	0,500	160	488	266	766	418
28	DE	33	0,286	0,277	0,176	160	265	158	2457	1468
29	DE	11	0,286	0,277	0,176	160	421	227	1287	693
30	DE	13	0,286	0,277	0,176	160	429	230	1599	858
31	DE	24	0,812	0,785	0,500	160	384	208	7488	4056
32	DE	24	0,812	0,785	0,500	160	384	208	6897	3735
33	DE	24	0,812	0,785	0,500	160	385	208	7402	3996
34	DE	90	0,812	0,785	0,500	160	492	268	28160	15328
35	DE	19	0,812	0,785	0,500	160	449	243	6688	3629
36	DE	29	0,812	0,785	0,500	160	449	244	10208	5568
37	DE	90	0,812	0,785	0,500	160	491	268	35070	19140
38	DE	63	0,812	0,785	0,500	160	446	242	22470	12215
39	DE	25	0,812	0,785	0,500	160	449	243	8800	4775
40	DE	23	0,812	0,785	0,500	160	495	272	9246	5083
41 ¹¹	DE	45	0,812	0,785	0,500	160	715	363	-	-
42	NL	94	0,628	0,607	0,386	163	285	191	16538	11088
43	NL	79	0,628	0,607	0,386	163	486	289	17373	10333
44	NL	94	0,721	0,698	0,444	165	511	338	27448	18142
45	NL	94	0,721	0,698	0,444	165	482	323	32172	21542
46	NL	6	0,721	0,698	0,444	165	723	454	1515	951
47	NL	95	0,721	0,698	0,444	165	559	379	29422	19952
48	NL	76	0,721	0,698	0,444	165	718	443	36836	22720
49	NL	6	0,721	0,698	0,444	165	689	427	1491	924
50	NL	6	0,721	0,698	0,444	165	689	427	1491	924
51	NL	76	0,721	0,698	0,444	165	734	455	34820	21616
52	NL	6	0,812	0,785	0,500	165	1180	692	2874	1686
53	NL	76	0,812	0,785	0,500	167	1741	1029	106759	63116
54	NL	18	0,721	0,698	0,444	167	1084	692	6813	4347
55	NL	100	0,721	0,698	0,444	165	681	429	35329	22231
56	NL	18	0,721	0,698	0,444	165	808	506	5076	3177
57	NL	100	0,721	0,698	0,444	165	681	429	39109	24611
58	NL	18	0,721	0,698	0,444	165	813	494	5274	3204
59	NL	100	0,721	0,698	0,444	165	766	466	54333	33039
60	NL	100	0,721	0,698	0,444	165	766	466	48846	29693
61	GB	67	0,918	0,888	0,565	-	2852	2282	147583	118054
62	GB	100	0,628	0,607	0,386	-	5700	4760	276700	231040
63	GB	5	0,619	0,599	0,381	-	27024	17993	63262	42121
64	GB	174	0,918	0,888	0,565	-	12552	10180	1703322	1381438
65	GB	102	0,721	0,698	0,444	-	12170	10187	742810	621802
66	GB	131	0,619	0,599	0,381	-	17018	12072	1236694	877255

¹¹ De aanleg van het N-6.6 (DE) park is doorgeschoven naar na 2030

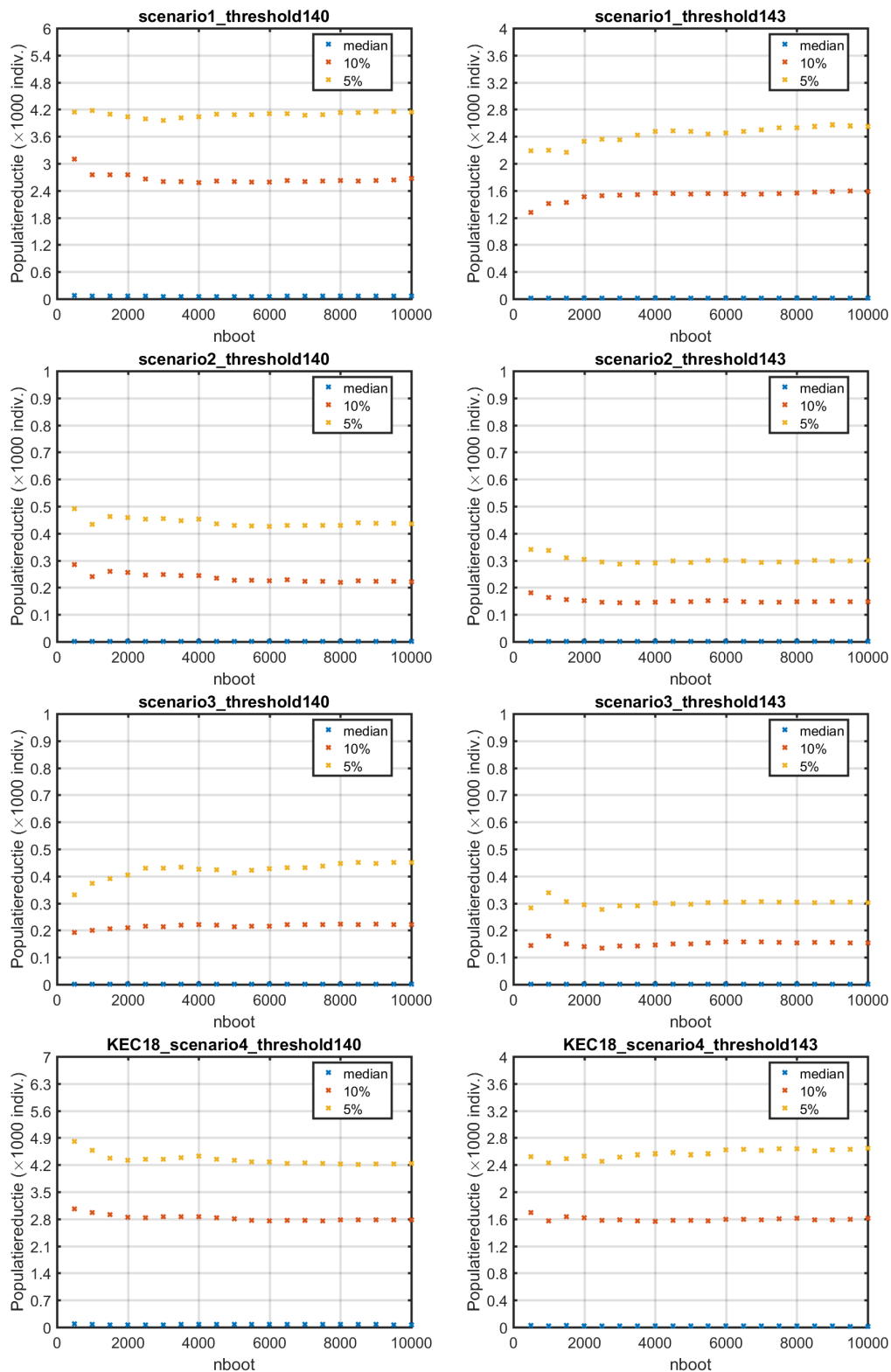
67	GB	6	0,619	0,599	0,381	-	11783	8161	43764	30312
68	GB	110	0,619	0,599	0,381	-	36549	22336	1978104	1208860
69	GB	84	0,619	0,599	0,381	-	27925	18327	1406867	923312
70	GB	56	0,619	0,599	0,381	-	14488	10249	501048	354444
71	GB	173	0,918	0,888	0,565	-	12838	10263	1795089	1435101
72	GB	78	0,619	0,599	0,381	-	19996	13566	884364	599970
73	GB	34	0,628	0,607	0,386	-	5685	4704	121380	100436
74	GB	105	0,619	0,599	0,381	-	30299	21209	1942005	1359360
75	GB	75	0,619	0,599	0,381	-	15361	10936	582939	415037
76	GB	80	0,721	0,698	0,444	-	11370	9384	641954	529832
77	GB	80	0,721	0,698	0,444	-	12026	10032	678168	565704
78	GB	300	0,918	0,888	0,565	-	12694	10224	1233541	993572
79	GB	150	0,721	0,698	0,444	-	11056	8950	215996	174856
80	GB	180	0,721	0,698	0,444	-	10884	8735	1027982	825027
81	GB	180	0,721	0,698	0,444	-	7746	6095	596487	469310

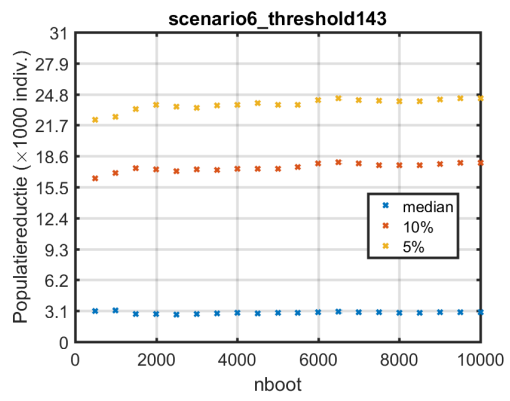
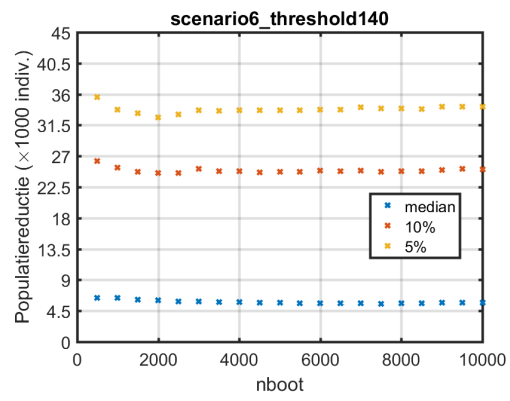
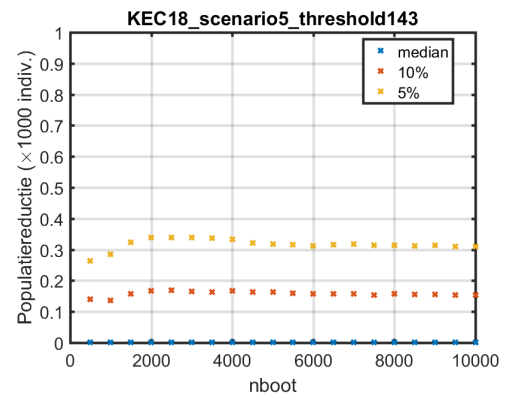
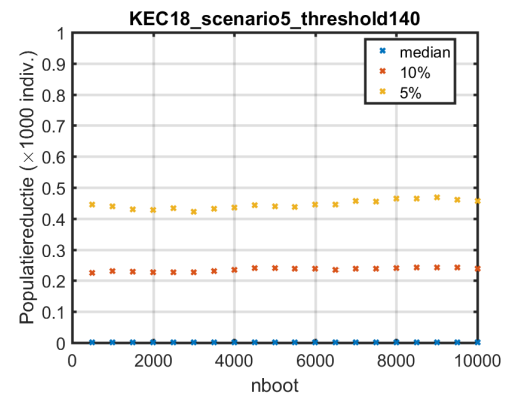
Nederlandse parken na 2023

id	Naam	Geschat aantal turbines	Verstorings oppervlak (km ²)				Totaal aantal bruinvisverstorings-dagen			
			140 dB norm GEEN mitigatie	143 dB norm GEEN mitigatie	140 dB norm MET mitigatie	143 dB norm MET mitigatie	140 dB norm GEEN mitigatie	143 dB norm GEEN mitigatie	140 dB norm MET mitigatie	143 dB norm MET mitigatie
48	Hollandse Kust (West)	76	4960	3970	718	443	254520	203722	36836	22720
51	Hollandse Kust (West)	76	5530	4337	734	455	262450	205830	34820	21616
53	North of Waddeneilanden	76	13724	10457	1741	1029	841379	641086	106759	63116
55	Ijmuiden Ver	100	6310	4896	681	429	327680	254238	35329	22231
57	Ijmuiden Ver	100	6310	4896	681	429	362640	281358	39109	24611
59	Ijmuiden Ver	100	6086	4794	766	466	431660	339990	54333	33039
60	Ijmuiden Ver	100	6086	4794	766	466	387970	305605	48846	29693
Totaal verstoringsdagen tgv heien turbinefundaties							2868299	2231829	356032	217026
49	HKW Beta Platform	6	2378	1751	689	427	12687	10068	1911	1239
50	HKW Gamma Platform	6	2378	1751	689	427	12687	10068	1911	1239
52	TNW Alpha Platform	6	4791	3380	1180	692	31515	24171	4533	2793
54	Ijver Alpha Platform	18	2688	1994	1084	692	40743	32121	6354	4005
56	Ijver Beta Platform	18	2688	1994	808	506	40743	32121	4725	2925
58	Ijver Gamma Platform	18	2834	2075	813	494	46647	36441	5418	3303
Totaal verstoringsdagen tgv heien platforms							185.022	144.990	24.852	15.504
verstoringsdagen tgv platforms / turbinefundaties							6%	6%	7%	7%

Bijlage 6: Resultaten Interim PCoD (v5)

Berekende percentielen 5%, 10% en 50% (=mediaan) van de additionele populatiereductie als gevolg van de werkzaamheden in de jaren 2016 tot 2030, bepaald als gemiddelde van de berekende verschillen tussen de onverstoorde en verstoorde populaties over de jaren 2031 t/m/ 2040, als functie van het aantal modelruns (nboot) per scenario. De uiteindelijke populatiereductie is berekend als gemiddelde en spreiding (standaarddeviatie) over de resultaten voor 4000 tot 10000 modelruns (in stappen van 500 runs).





Bijlage 7: Opties voor normstelling voor heigeluid voor windenergiegebieden na 2023

Bijlagetabel 7-1 Normstelling voor heigeluid (SELs in dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$) voor de windenergiegebieden na 2023 volgens het KEC 2018, voor heien in het voorjaar.

id	Naam	jaar	Capaciteit (MW)	Geschat aantal turbines	geluidnorm [dB] afhankelijk van maximale populatiereductie in 2030 (individueen)			
					2.550	1.275	638	319
48	Hollandse Kust (west)	2024	760	76	183	175	168	162
51	Hollandse Kust (west)	2025	760	76	182	175	168	162
53	Ten noorden van Waddeneilanden	2026	760	76	173	168	164	160
55	IJmuiden Ver	2027	1000	100	181	174	168	163
57	IJmuiden Ver	2028	1000	100	181	174	168	163
59	IJmuiden Ver	2029	1000	100	181	174	168	162
60	IJmuiden Ver	2030	1000	100	181	174	168	162

Bijlagetabel 7-2 Normstelling voor heigeluid (SELs in dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$) voor de windenergiegebieden na 2023 volgens het KEC 2018, voor heien in de zomer.

id	Naam	jaar	Capaciteit (MW)	Geschat aantal turbines	geluidnorm [dB] afhankelijk van maximale populatiereductie in 2030 (individueen)			
					2.550	1.275	638	319
48	Hollandse Kust (west)	2024	760	76	183	175	169	163
51	Hollandse Kust (west)	2025	760	76	182	175	168	162
53	Ten noorden van Waddeneilanden	2026	760	76	173	168	164	160
55	IJmuiden Ver	2027	1000	100	181	175	169	163
57	IJmuiden Ver	2028	1000	100	181	175	169	163
59	IJmuiden Ver	2029	1000	100	181	174	168	162
60	IJmuiden Ver	2030	1000	100	181	174	168	162

Bijlagetabel 7-3 Normstelling voor heigeluid (SELs in dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$) voor de windenergiegebieden na 2023 volgens het KEC 2018, voor heien in het najaar.

id	Naam	jaar	Capaciteit (MW)	Geschat aantal turbines	geluidnorm [dB] afhankelijk van maximale populatiereductie in 2030 (individueen)			
					2.550	1.275	638	319
48	Hollandse Kust (west)	2024	760	76	189	181	173	165
51	Hollandse Kust (west)	2025	760	76	188	180	172	165
53	Ten noorden van Waddeneilanden	2026	760	76	177	171	167	162
55	IJmuiden Ver	2027	1000	100	187	179	172	166
57	IJmuiden Ver	2028	1000	100	187	179	172	166
59	IJmuiden Ver	2029	1000	100	187	179	171	165
60	IJmuiden Ver	2030	1000	100	187	179	171	165

Bijlagetabel 7-4 Normstelling voor heigeluid (SELs in dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$) voor de windenergiegebieden na 2023 volgens het KEC 2018, voor heien in het voorjaar. Voor 15 MW turbines.

id	Naam	jaar	Capaciteit (MW)	Geschat aantal turbines	geluidnorm [dB] afhankelijk van maximale populatiereductie in 2030 (individueen)			
					2.550	1.275	638	319
48	Hollandse Kust (west)	2024	760	51	188	180	172	165
51	Hollandse Kust (west)	2025	760	51	187	179	172	165
53	Ten noorden van Waddeneilanden	2026	760	51	176	171	166	162
55	IJmuiden Ver	2027	1000	67	186	178	172	165
57	IJmuiden Ver	2028	1000	67	186	178	172	165
59	IJmuiden Ver	2029	1000	67	185	178	171	164
60	IJmuiden Ver	2030	1000	67	185	178	171	164

Bijlagetabel 7-5 Normstelling voor heigeluid (SELs in dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$) voor de windenergiegebieden na 2023 volgens het KEC 2018, voor heien in de zomer. Voor 15 MW turbines.

id	Naam	jaar	Capaciteit (MW)	Geschat aantal turbines	geluidnorm [dB] afhankelijk van maximale populatiereductie in 2030 (individueen)			
					2.550	1.275	638	319
48	Hollandse Kust (west)	2024	760	51	189	180	172	165
51	Hollandse Kust (west)	2025	760	51	187	179	172	165
53	Ten noorden van Waddeneilanden	2026	760	51	176	171	166	162
55	IJmuiden Ver	2027	1000	67	186	179	172	165
57	IJmuiden Ver	2028	1000	67	186	179	172	165
59	IJmuiden Ver	2029	1000	67	186	178	171	165
60	IJmuiden Ver	2030	1000	67	186	178	171	165

Bijlagetabel 7-6 Normstelling voor heigeluid (SELs in dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$) voor de windenergiegebieden na 2023 volgens het KEC 2018, voor heien in het najaar. Voor 15 MW turbines.

id	Naam	jaar	Capaciteit (MW)	Geschat aantal turbines	geluidnorm [dB] afhankelijk van maximale populatiereductie in 2030 (individueen)			
					2.550	1.275	638	319
48	Hollandse Kust (west)	2024	760	51	190	186	177	169
51	Hollandse Kust (west)	2025	760	51	190	184	176	168
53	Ten noorden van Waddeneilanden	2026	760	51	181	174	169	164
55	IJmuiden Ver	2027	1000	67	190	184	176	168
57	IJmuiden Ver	2028	1000	67	190	184	176	168
59	IJmuiden Ver	2029	1000	67	190	183	175	168
60	IJmuiden Ver	2030	1000	67	190	183	175	168

Bijlage 8: Consequenties toepassen uniforme geluidnorm na 2023

Aanleg van de windparken uit het Energieakkoord volgens de eerder vastgestelde geluidnormen leidt bij heien in het voorjaar (*worst case*) tot een maximaal aantal van 146.572 bruinvisverstoringsdagen t/m 2023, zie Bijlagetabel 8-1.

Bijlagetabel 8-1 Berekenende bruinvisverstoringsdagen per jaar voor de geplande aanleg van de windparken volgens het Energieakkoord

id	Naam	jaar	Capaciteit (MW)	Geschat aantal turbines	norm [dB]	Bruinvis verstoringsdagen
42	Tender 2015 – Borssele I/II	2020	752	94	163	16.824
43	Tender 2016 – Borssele III/IV	2020	732	79	163	24.160
44	Tender 2017 – Hollandse Kust (zuid) I/II	2021	752	94	165	34.633
45	Tender 2018 – Hollandse Kust (zuid) III/IV	2021	752	94	165	32.667
47	Tender 2019 – Hollandse Kust (noord) V	2023	760	95	165	38.289
Totaal						146.572

Daar komen voor de aanleg van de windparken vanaf 2024 door het heien van turbinefunderingen en de transformatorplatforms met toepassen van een uniforme geluidnorm van SELss 168 dB 1 re $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750) respectievelijk 570.858 en 70.801 (totaal: 641.659) bruinvisverstoringsdagen bij, zie Bijlagetabel 8-2.

Bijlagetabel 8-2 Als Bijlagetabel 8-1 voor windparken vanaf 2024 met 10 MW windturbines, inclusief transformatorplatforms

id	Naam	jaar	Capaciteit (MW)	Aantal heipalen	norm [dB]	Bruinvis verstoringsdagen
48	Hollandse Kust (west)	2024	760	76	168	58.193
51	Hollandse Kust (west)	2025	760	76	168	59.892
53	Ten noorden van Waddeneilanden	2026	760	76	168	126.016
55	IJmuiden Ver	2027	1000	100	168	77.291
57	IJmuiden Ver	2028	1000	100	168	77.291
59	IJmuiden Ver	2029	1000	100	168	86.087
60	IJmuiden Ver	2030	1000	100	168	86.087
Totaal verstoringsdagen tgv heien turbinefunderingen						570.858
46	HKW Alpha Platform	2023		6	168	4.681
49	HKW Beta Platform	2024		6	168	4.451
50	HKW Gamma Platform	2024		6	168	4.451
52	TNW Alpha Platform	2025		6	168	9.237
54	IJV Alpha Platform	2026		18	168	16.002
56	IJV Beta Platform	2027		18	168	16.002
58	IJV Gamma Platform	2028		18	168	15.976
Totaal verstoringsdagen tgv heien platforms						70.801
Totaal verstoringsdagen						641.659

De bruinvisverstoringsdagen als gevolg van het uitvoeren van de afzonderlijke geofysische surveys zijn opgenomen in Bijlagetabel 8-3.

Bijlagnetabel 8-3 Berekende bruinvisverstoringsdagen als gevolg van het uitvoeren van geofysische surveys in de windenergiegebieden en langs de beoogde kabeltracés.

nr	naam	Aantal dagen	Bruinvis verstoringsdagen
82	GS HKZ I & II	10	590
83	GS HKZ III & IV	10	530
84	GS HKN I & II	11	649
85	GS HKW	12	690
86	GS HKW	12	708
87	GS TNW	12	636
88	GS IJV	16	944
89	GS IJV	16	944
90	GS IJV	16	848
91	GS IJV	16	384
92	GS Borssele I & II	11	264
93	GS Borssele III & IV	12	612
94	GS HKZ I & II	10	590
95	GS HKZ III & IV	10	680
96	GS HKN I & II	11	649
97	GS HKW	12	568
98	GS HKW	12	708
99	GS TNW	12	816
100	GS IJV	16	944
101	GS IJV	16	944
102	GS IJV	16	1.088
103	GS IJV	16	1.088
104	GS kabeltrace HKW Beta	9	243
105	GS kabeltrace TNW Alpha	14	378
106	GS kabeltrace IJver Alpha, Beta en Gamma	60	1.311
107	GS kabeltrace HKW Beta	9	243
108	GS kabeltrace TNW Alpha	14	378
109	GS kabeltrace IJver Alpha, Beta en Gamma	60	1.311
Totaal geofysische surveys			19.738

Het totale aantal bruinvisverstoringsdagen t.g.v. heien (met vastgestelde geluidnormen voor de windparken van ronde 2 en een uniforme geluidnorm van 168 dB voor de windparken na 2023, voor de nu geschatte aantallen heipalen en voor heien in het voorjaar) plus geofysische surveys bedraagt **807.969**, zie Bijlagnetabel 8-4. Uit de benaderingsformule volgt dat dit leidt tot een 5% kans op een populatiereductie van **865** individuen.

Bijlagnetabel 8-4 Bruinvisverstoringsdagen t.g.v. aanleg windparken in de periode 2016 – 2030, met variabele geluidnormen voor ronde 2 windparken en uniforme geluidnorm voor windparken na 2023.

Totaal t.g.v. heien turbinefunderingen ronde 2 windparken in voorjaar	146.572
Totaal t.g.v. heien funderingen voor turbines en transformatorplatforms na 2023 (168 dB norm)	641.659
Totaal verstoringsdagen t.g.v. geofysische surveys	19.738
TOTAAL	807.969