



Kader Ecologie en Cumulatie

t.b.v. uitrol windenergie op zee

Deelrapport B:

*Bijlage TNO-onderzoek
Cumulatieve effecten op zeezoogdieren*

TNO-rapport

TNO 2015 R10335

Cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op zeezoogdieren

Technical Sciences

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

www.tno.nl

T +31 88 866 10 00
F +31 70 328 09 61

Datum	maart 2015
Auteur(s)	F. Heinis, C.A.F. de Jong & RWS Werkgroep Onderwatergeluid
Exemplaarnummer	
Oplage	
Aantal pagina's	85 (incl. bijlagen)
Aantal bijlagen	2
Opdrachtgever	Rijkswaterstaat, DG Zee en Delta
Projectnaam	'Cumulatie onderwatergeluid' (zaaknummer 31097523)
Projectnummer	060.11480 & 060.14412

Alle rechten voorbehouden.

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

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

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

© 2015 TNO

Inhoudsopgave

Samenvatting	4
Begrippenlijst	5
Afkorting.....	6
1 Inleiding	7
1.1 Achtergrond	7
1.2 Doel	8
1.3 Randvoorwaarden	8
1.4 Leeswijzer.....	9
2 Redeneerlijn voor het bepalen van cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op zeezoogdierpopulaties	10
2.1 Overzicht van stappen.....	10
2.2 Kwantificeren van geluidverspreiding	11
2.3 Bepalen van oppervlak beïnvloed gebied: effectparameters en drempelwaarden ..	13
2.4 Kwantificeren van het aantal beïnvloede dieren en dierverstoringsdagen	23
2.5 Doorvertaling van effecten op individuen naar effecten op de populatie	27
3 Toepassing voor bruinvissen.....	33
3.1 Heien	33
3.2 Scenarioberekening voor seismische exploratie	46
3.3 Berekeningsresultaten.....	48
3.4 Conclusies uit de Interim PCoD resultaten	51
4 Mogelijke aanpak voor zeehonden	53
4.1 Inleiding	53
4.2 Geluidverspreiding en verstoringsoppervlak	53
4.3 Zeehondenpopulaties en verspreiding	55
4.4 Aantal verstoorde dieren en dierverstoringsdagen.....	56
4.5 Doorvertaling van verstoring naar effecten op populaties	57
5 Stappenplan/leidraad voor MER-schrijvers	59
5.1 Bereken de geluidverspreiding per heiklap	59
5.2 Bereken het verstoringsoppervlak per heiklap	60
5.3 Bereken het aantal mogelijk verstoorde bruinvissen en zeehonden per heiklap.....	60
5.4 Bereken aantal dierverstoringsdagen per project.....	60
5.5 Schat het mogelijke effect op de populatie op basis van het aantal dierverstoringsdagen	61
5.6 Bereken de afstand waarbinnen het risico bestaat dat dieren PTS oplopen.....	62
6 Kennisleemten	63
6.1 Inleiding	63
6.2 Kwantificeren van geluidverspreiding	63
6.3 Drempelwaarden voor verstoring/gedragsverandering	64
6.4 Drempelwaarden voor gehoordrempelverhoging	65

6.5	Kwantificeren van het aantal verstoorde dieren en dierverstoringsdagen	65
6.6	Omvang gevoelige deelpopulatie (<i>vulnerable subpopulation</i>)	66
6.7	Doorvertalen van dierverstoring naar <i>vital rates</i>	66
6.8	Aannames in Interim PCoD model over populatieontwikkeling en demografische parameters	68
7	Literatuur	69

Bijlage(n)

A Leden werkgroep onderwatergeluid + deelnemers workshop 10-10-2014

B Achtergrond TTS/PTS bij bruinvissen en zeehonden

Samenvatting

Het heien van funderingen voor windturbines bij de aanleg van windparken op de Noordzee gaat gepaard met hoge onderwatergeluidniveaus die verstoring kunnen zijn voor bruinvissen en zeehonden. Vanwege de verwachte ontwikkelingen in Nederland en daarbuiten is de cumulatie van effecten van dit impulsief geluid door meerdere initiatieven op hele populaties niet bij voorbaat uit te sluiten.

Op verzoek van het ministerie van Economische Zaken heeft Rijkswaterstaat het op zich genomen voor Ronde 3 offshore wind een 'Assessment framework ecology and accumulation of effects' te ontwikkelen. In dat kader is in de Werkgroep Onderwatergeluid een 'redeneerlijn' ontwikkeld voor het bepalen van de cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op relevante populaties van zeezoogdieren in de Noordzee. Daarbij is gebruik gemaakt van het Interim PCoD model, dat onlangs in het Verenigd Koninkrijk is ontwikkeld door onderzoekers van de universiteit van St Andrews en SMRU Marine.

Als leidraad voor milieueffect studies en passende beoordelingen ten behoeve van toekomstige Nederlandse Wind op Zee projecten wordt het volgende stappenplan geadviseerd:

- 1 Bereken geluidverspreiding per heiklap;
- 2 Bereken verstoringsooppervlak voor bruinvissen en zeehonden;
- 3 Bereken aantal mogelijk verstoorde bruinvissen en zeehonden;
- 4 Bereken aantal dierverstoringsdagen (d.w.z. aantal verstoorde dieren per dag maal aantal impulsdagen);
- 5 Schat het mogelijke effect op de populatie op basis van het aantal dierverstoringsdagen, gebruik makend van het Interim PCoD model of van de in dit rapport beschreven benaderingsformule;
- 6 Bereken de cumulatieve blootstelling van bruinvissen en zeehonden in de omgeving van de heipaal en bepaal de afstand waarbinnen het risico bestaat dat dieren PTS oplopen. Onderzoek en beschrijf hoe dit risico gemitigeerd zal worden.

De ontwikkelde redeneerlijn is toegepast voor een eerste schatting van de mogelijke omvang van cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op de bruinvispopulatie van een aantal scenario's voor aanleg van windparken op het NCP en in de rest van de Noordzee én voor seismische exploratie, in de periode 2016-2022.

Daarnaast wordt in dit rapport een mogelijke aanpak voor zeehonden besproken en wordt een overzicht gegeven van de huidige kennisleemten en onzekerheden in de voorgestelde aanpak.

Begrippenlijst

Dierverstoringsdagen	Product van het aantal impulsdagen per park met het aantal verstoorde bruinvissen per impulsdag (rekening houdend met de seizoenen) en met de duur van de verstoring per impulsdag (1/3, 1 of 2 dagen).
Impulsdag	Een dag waarop impulsgeluid wordt geproduceerd, bijvoorbeeld door offshore heien of door seismische exploratie
Percentiel	Het k -de percentiel van een geordende statistische dataset is het getal dat de $k\%$ kleinere data van de $(100-k)\%$ grotere scheidt.
PTS-onset	In dit kader definiëren we 'PTS-onset' als een binnen 4 minuten na de blootstelling gemeten verhoging van de gehoordrempel (bij enige frequentie) met 40 dB. Volgens [Southall et al, 2007] is er bij een drempelverhoging van deze omvang een grote kans op permanente gehoorschade.
Residual days of disturbance	'Extra verstoringdagen': het aantal dagen na de impulsdag waarop dieren verstoord zijn door het impulsgeluid
Sound Exposure Level	10 maal $\log_{10}$ van de verhouding van de integraal van het kwadraat van de geluidsdruk over een gedefinieerd tijdsinterval (of over een gedefinieerde gebeurtenis) en de referentiewaarde $E_0 = 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$.
TTS-onset	In dit kader definiëren we 'TTS-onset' als een binnen 4 minuten na de blootstelling gemeten verhoging van de gehoordrempel (bij enige frequentie) met 6 dB
Vital rates	In het algemeen de in populatie dynamische modellen toegepaste kansen op sterfte en reproductie. In het 'Interim PCoD' model heeft verstoring door impulsgeluid alleen invloed op de kans op sterfte bij jonge, niet-gespeende en gespeende dieren en op de kans dat volwassen vrouwelijke dieren jongen krijgen
Vulnerable sub-population	Het gedeelte van de populatie dat mogelijk verstoord wordt door impulsgeluid van een specifiek project. De grootte van de vulnerable sub-population hangt samen met de mobiliteit van de dieren: hoeveel verschillende dieren zouden zich tijdens de duur van het project binnen verstoringsoppervlak kunnen bevinden?

Afkortingen

BE	België
CPOD	Continuous Porpoise Detector
DE	Duitsland
DK	Denemarken
MER	Milieu Effect Rapportage
NCP	Nederlands Continentaal Plat
NL	Nederland
PB	Passende Beoordeling
PCAD	Population Consequences of Acoustic Disturbance
PCoD	Population Consequences of Disturbance
PL	Propagation Loss
PTS	Permanent Threshold Shift (permanente gehoordrempelverhoging)
RWS	Rijkswaterstaat
SEL ₁	Sound Exposure Level van één enkel impulsgeuid (Nb: hiervoor wordt soms ook SEL _{SS} gebruikt, waarbij 'SS' staat voor 'single strike')
SEL _{CUM}	Sound Exposure Level gecumuleerd over meerdere impulsgeluiden
SL _E	Energy Source Level
SMRU	Sea Mammal Research Unit (University of St Andrews)
SPL	Sound Pressure Level
TNO	Nederlandse Organisatie voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek
TTS	Temporary Threshold Shift (tijdelijke gehoordrempelverhoging)
VK	Verenigd Koninkrijk

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Bij het heien van funderingen voor windturbines en bij seismisch onderzoek wordt veel geluid geproduceerd¹, waardoor zeer hoge geluidsniveaus in het omringende gebied kunnen ontstaan. Afhankelijk van de afstand waarop dieren zich van de bron bevinden, kan dit tot effecten op het gedrag leiden of tot fysiologische effecten, zoals een tijdelijke of permanente verhoging van de gehoordrempel (TTS = *temporary threshold shift* en PTS = *permanent threshold shift*).

Voor de in de Noordzee dominant voorkomende soorten zeezoogdieren (bruinvis, gewone zeehond en grijze zeehond) is niet bekend of, en zo ja in welke mate, deze sub-letale fysiologische of gedragseffecten kwantitatief doorwerken naar effecten op de populatie. In de milieueffectrapportages en passende beoordelingen die tot nu toe zijn verschenen, zijn deze (mogelijke) populatie-effecten dan ook niet gekwantificeerd.

Voor de 'Ronde 2' offshore windturbineparken (2009) heeft het bevoegd gezag geoordeeld dat ten gevolge van de 12 te vergunnen initiatieven cumulatieve significant negatieve effecten ten gevolge van onderwatergeluid door hei-activiteiten niet uitgesloten konden worden. Daarom heeft het bevoegd gezag aan de verstrekte vergunningen voorwaarden verbonden om significant negatieve gevolgen uit te kunnen sluiten. Deze voorwaarden betroffen:

- Het bouwen van niet meer dan 1 windpark per jaar;
- Een seizoens-restrictie voor de heiperiode (aanleg toegestaan tussen 1 juli en 31 december).

Voor de 'Ronde 3' windparken voldoet deze aanpak niet meer, omdat in Nederland de ambitie bestaat om voor het bereiken van duurzame energiedoelen vooral in te zetten op het bouwen van offshore windparken. In het SER-akkoord² (september 2013) is voor offshore wind het doel vastgelegd om in 2023 in totaal 4.450 MW operationeel te hebben, mogelijk toenemend tot 6.000 MW in de daarop volgende

¹ Heien en seismisch onderzoek veroorzaken regelmatig herhaalde impulsgeluiden. Een aantal andere activiteiten die ook impulsgeluiden produceren zijn niet meegenomen in dit rapport. Zoals in de Nederlandse Mariene Strategie deel I (2012) is beschreven, dragen (militaire) sonarsystemen op het Nederlandse deel van de Noordzee maar zeer gering bij aan de totale hoeveelheid onderwatergeluid; dit blijkt uit de bronneninventarisatie [Ainslie et al, 2009]. In de Mariene Strategie is aangegeven dat het niet nodig wordt geacht om op het Nederlandse deel van de Noordzee specifieke maatregelen te nemen. Vooralsnog is sonar niet meegenomen in deze cumulatieve beoordeling. Bij de toekomstige monitoring van impulsieve geluidsbronnen voor de Mariene Strategie zullen Defensieactiviteiten wel worden meegenomen en het zal dan ook mogelijk zijn de mogelijke schadelijke effecten van sonar mee te nemen in een cumulatieve beoordeling. Het geluid van het ruimen van explosieven is niet meegenomen omdat het telkens om een kortdurende geluidsbelasting gaat waarbij gehoorschade een belangrijker aspect is dan verstoring (zie ook §2.3.4 van dit rapport) en omdat de effecten van het geluid van explosies in een parallelstudie voor het Ministerie van Defensie in beeld worden gebracht. Het continue geluid van scheepvaart wordt niet meegenomen omdat onduidelijk is of en hoe de effecten van dit andere type geluid cumuleren met de effecten van impulsgeluid.

² <https://www.ser.nl/nl/publicaties/overige/2010-2019/2013/energieakkoord-duurzame-groei.aspx>

jaren. Om dat te bereiken wil de Nederlandse overheid vanaf 2015 contracten afsluiten voor ongeveer 10 nieuwe windparken (3.450 MW) op het Nederlands Continentaal Plat (NCP). Dit doel is niet tijdig haalbaar onder de in Ronde 2 geformuleerde voorwaarden.

Dit betekent dat moet worden onderzocht of meer windparken per jaar kunnen worden gebouwd en of extra voorwaarden voor de constructiefase geformuleerd moeten worden. Vanwege de verwachte ontwikkelingen in Nederland en daarbuiten is de cumulatie van effecten van impulsief geluid door meerdere initiatieven op hele populaties niet bij voorbaat uit te sluiten.

Op verzoek van het ministerie van Economische Zaken heeft Rijkswaterstaat het op zich genomen voor Ronde 3 offshore wind een 'Assessment framework ecology and accumulation of effects' te ontwikkelen. Het is een uit meerdere onderdelen bestaand project. Het formuleren van een aanpak voor het bepalen van de cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op relevante populaties van zeezoogdieren in de Noordzee is er een van. Dit project wordt uitgevoerd door de begin 2013 opgerichte Werkgroep Onderwatergeluid³.

1.2 Doel

Het doel van de door de Werkgroep Onderwatergeluid uitgevoerde werkzaamheden was:

- Het ontwikkelen van een redeneerlijn voor het kwantificeren van de mogelijke (cumulatieve) effecten van 'impulsief' onderwatergeluid bij de aanleg van windparken op de Noordzee op de relevante populaties van zeezoogdieren (met nadruk op de bruinvis);
- Het schatten van de omvang van cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op de bruinvispopulatie, voor geselecteerde scenario's voor aanleg van windparken op het NCP en in de rest van de Noordzee én seismische exploratie, in de periode 2016-2022. Mitigerende maatregelen maken daarbij onderdeel uit van de scenario's;
- Een overzicht te krijgen van kennisleemten.

1.3 Randvoorwaarden

De Werkgroep Onderwatergeluid is in de periode van mei tot november 2014 maandelijks bijeengekomen (op 16 mei, 19 juni, 15 juli, 9 september, 23 oktober en 7 november). Op 10 september is tijdens het ESOMM congres in Amsterdam door enkele leden informeel overleg gevoerd met John Harwood en Cormac Booth van SMRU Marine over de mogelijke toepassing van het Interim PCoD-model. Op 10 oktober heeft John Harwood de resultaten van een aantal verkennende berekeningen met Interim PCoD gepresenteerd op een in het kader van de Werkgroep georganiseerde ecologen workshop. In de periode daarna zijn onder grote tijdsdruk de berekeningen voor de in dit rapport gerapporteerde studie uitgevoerd. Aangezien een Interim PCoD berekening enige uren in beslag nam,

³ De Werkgroep Onderwatergeluid is op initiatief van Rijkswaterstaat Zee en Delta begin 2013 opgericht. Deelnemers zijn afkomstig van Rijkswaterstaat, Directoraat-generaal Ruimte en Water, TNO, HWE, SEAMARCO, IMARES, Arcadis, Royal Haskonig DHV en Deltares. Zie bijlage 1 voor samenstelling.

was het aantal verschillende scenario's waarvoor berekeningen uitgevoerd konden worden noodzakelijk beperkt. Er is getracht deze zo te kiezen dat een goed beeld van de mogelijke bandbreedte in effecten kon worden verkregen. Vanwege de tijdsbeperking zijn de door SMRU geadviseerde parameters voor het populatiemodel en voor de dosis-effect relatie toegepast, zonder nader onderzoek naar de achtergronden of consequenties van deze keuze. Om dezelfde reden zijn in deze studie ook alleen berekeningen uitgevoerd van de effecten op bruinvissen.

1.4 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 bevat een beschrijving van de procedure ('redeneerlijn') voor het bepalen van cumulatieve effecten van onderwatergeluid van heien op zee en seismische exploratie op zeezoogdieren. Die redeneerlijn wordt vervolgens in Hoofdstuk 3 toegepast voor de effecten van aanleg van windparken en seismische exploratie in de jaren 2016 t/m 2022 op de bruinvispopulatie in de zuidelijke Noordzee. In Hoofdstuk 4 wordt de mogelijke toepassing van de redeneerlijn op de zeehondpopulaties beschreven. In Hoofdstuk 5 presenteren we een samenvatting van de redeneerlijn in de vorm van een stappenplan/leidraad voor MER schrijvers. Hoofdstuk 6 geeft een overzicht van de kennisleemten.

2 Redeneerlijn voor het bepalen van cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op zeezoogdierpopulaties

2.1 Overzicht van stappen

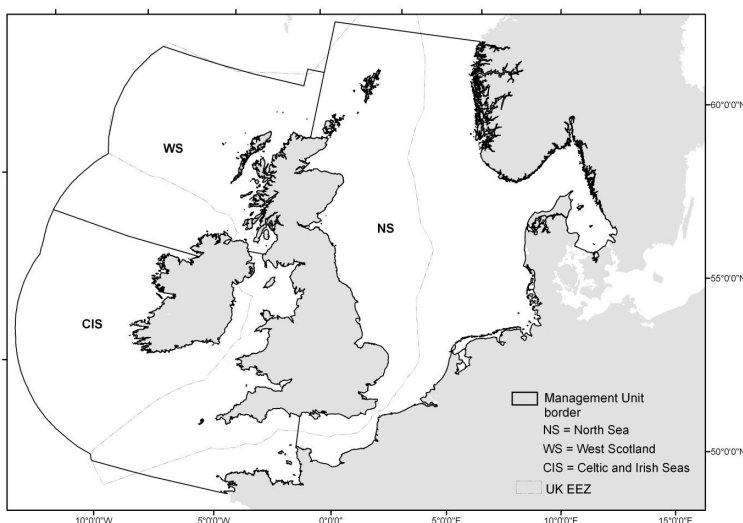
Bij het bepalen van de cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op zeezoogdierpopulaties moet voor alle mogelijke stappen in de effectketen, vanaf de primaire abiotische factor – de geluidsemissie – tot en met het effect op de populatiegrootte, de relevantie worden beoordeeld. Indien relevant, moet een inschatting van de omvang ervan worden gemaakt. De volgende stappen zijn te onderscheiden:

- 1 Kwantificeren van de relevante bronnen van impulsief onderwatergeluid in tijd en ruimte: waar, wanneer en hoe lang vinden de verschillende heilactiviteiten en seismische onderzoeken plaats en hoe ziet het met de betreffende activiteiten samenhangende geluidsveld eruit?
- 2 Bepalen van de relevante effectparameters wat betreft gedrag en gehoor die uiteindelijk van invloed zijn op de *vital rates* van individuele dieren.
- 3 Bepalen van akoestische drempelwaarden voor het optreden van een verandering in deze effectparameters.
- 4 Bepalen van het aantal beïnvloede dieren en de duur van de beïnvloeding.
- 5 Bepalen van de totale relevante populatieomvang.
- 6 Doorvertaling van effecten op individuen naar effect op de populatie met het Interim PCoD-model en de in het model gehanteerde uitgangspunten en aannames.

In de werkgroep Onderwatergeluid zijn in 2013 voor de eerste 4 stappen op basis van de toen beschikbare wetenschappelijke informatie aannames gedaan. Om er zeker van te zijn dat ook in de nieuwe, met gekwantificeerde populatie-effecten uitgebreide redeneerlijn de meest recente inzichten zijn meegenomen, zijn de diverse aannames tijdens een workshop voorgelegd aan en bediscussieerd met een groep ecologen (zie bijlage 1 voor deelnemers). De focus werd daarbij gelegd op de bepaling van de cumulatieve effecten van de bouw van offshore windparken en seismisch onderzoek op de bruinvispopulatie in de Noordzee⁴, zie Figuur 2-1.

Daarbij is gekozen voor de bruinvis, omdat de kans dat de populatie van deze soort cumulatieve effecten van impulsief geluid ondervindt groter is dan de kans dat dat bij zeehonden gebeurt. Op de locaties waar de activiteiten zijn gepland is de relatieve dichtheid van bruinvissen namelijk veel groter dan die van de twee, vooral in kustwateren voorkomende zeehondensoorten (zie §2.4 en Hst.4). Het doel van de bijeenkomst was om overeenstemming te bereiken over de ecologische uitgangspunten en aannames in de voorgestelde redeneerlijn en om een beeld te krijgen van de onzekerheden (stap 2 tot en met stap 6 uit het overzicht). Op basis van de door de groep geïdentificeerde onzekerheden zijn bandbreedten bepaald voor inputparameters van de modellen, waarvan de effecten later via verschillende rekenscenario's zijn onderzocht (zie verder hoofdstuk 3).

⁴ Hierbij zijn activiteiten in het Verenigd Koninkrijk, Denemarken, Duitsland, België en Nederland beschouwd



Figuur 2-1 Overzicht van de 'Management Unit' Noordzee (NS), uit [IMMWG, 2013], zie ook [Harwood et al, 2014].

In de hierna volgende paragrafen 2.2 tot en met 2.5 worden de uitgangspunten en aannames onderbouwd. Achtereenvolgens wordt in §2.2 ingegaan op de kwantificering van de geluidverspreiding, bevat §2.3 de onderbouwing voor de keuze van relevante effectparameters met de bijbehorende drempelwaarden voor het optreden van de effecten (bruinvis én zeehond) en wordt in §2.4 beschreven op welke wijze voor bruinvissen het aantal beïnvloede dieren en dierverstoringsdagen kan worden bepaald. Tenslotte wordt in §2.5 beschreven hoe effecten op individuen kunnen worden doorvertaald naar de populatie met gebruikmaking van het Interim PCoD-model. Daarbij wordt ook ingegaan op de grootte van de populaties die effecten kunnen ondervinden.

2.2 Kwantificeren van geluidverspreiding

2.2.1 *Modellering met AQUARIUS*

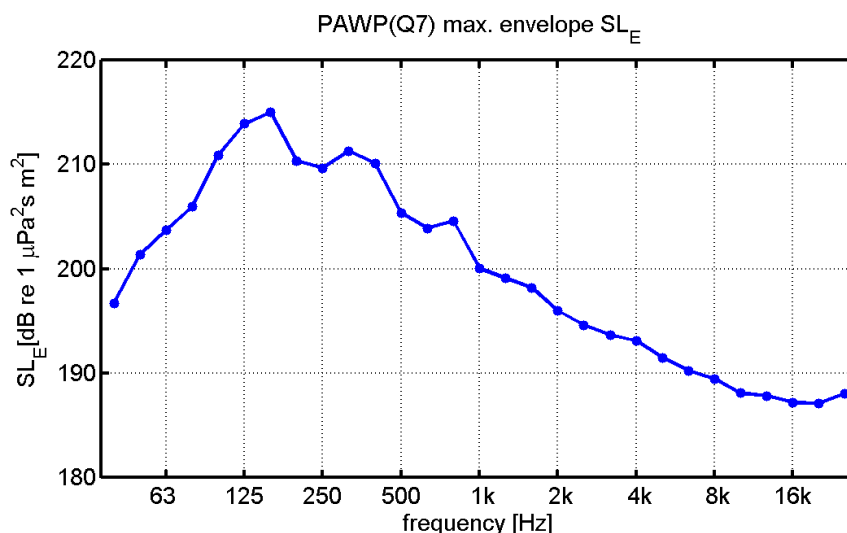
Voor het schatten van de onderwatergeluidniveaus die optreden bij de bouw van windparken of bij het verrichten van seismisch onderzoek is gebruik gemaakt van het door TNO ontwikkelde rekenmodel AQUARIUS. Dat model is gebaseerd op de benaderingsmethode die is beschreven in Weston [1971, 1976]. Het model berekent de ruimtelijke verspreiding van het geluid, op basis van gegevens over de geluidbron, de bathymetrie, het sediment en de windsterkte. Als output worden onderwatergeluidkaarten gegenereerd, indien gewenst voor verschillende diepten in de waterkolom.

2.2.2 *Uitgangspunten heigeluid*

De modellering van de onderwatergeluidverspreiding bij offshore heiwerkzaamheden is nog volop in ontwikkeling [Reinhall & Dahl, 2011, Lippert et al, 2014]. Het door TNO ontwikkelde hybride model [Zampolli et al, 2013], waarmee het heigeluid wordt berekend uit gedetailleerde gegevens van heipaal, heihamer en omgeving, behoeft nog nadere validatie. In de hier beschreven studie van cumulatieve effecten van de bouw van toekomstige windparken is dergelijke gedetailleerde informatie nog niet beschikbaar.

Daarom is in deze studie gebruik gemaakt van het AQUARIUS-model om het geluidveld vanuit de bestaande meetgegevens op relatief korte afstanden van de paal te extrapoleren naar grotere afstanden. Hoewel het AQUARIUS-model nog niet experimenteel is gevalideerd voor de geluidverspreiding van heigeluid over afstanden groter dan ca. 6 km (de maximale meetafstand in [de Jong & Ainslie 2012]), levert dit model naar verwachting een meer realistische schatting van de geluidverspreiding dan modellen die geen rekening houden met de frequentie van het geluid, de bathymetrie, het sediment en de windsterkte.

In de berekening van de verspreiding van het heigeluid wordt voorlopig verondersteld dat het heigeluid zoals gemeten bij het Prinses Amaliawindpark (Q7) [de Jong & Ainslie, 2012] als uitgangspunt mag worden gebruikt voor het schatten van het onderwatergeluid bij het heien van monopiles op de Noordzee, zie [Ainslie et al, 2009]. Met behulp van het AQUARIUS-model is in [Ainslie et al, 2012] een schatting gemaakt van het propagatieverlies PL van het geluid van een puntbron, midden in de waterkolom op de heillocatie, naar de verschillende meetlocaties voor Q7 (21 m waterdiepte, 'medium sand' sediment, 4,5 m/s wind op 10 m hoogte). Door het berekende propagatieverlies (PL) bij de gemeten geluidbelasting (SEL_1) op te tellen is een schatting gemaakt van de spectra van een energiebronsterkte $SEL_E = SEL + PL$ per heiklap voor de verschillende meetpunten. De bovengrens van deze schattingen (Figuur 2-2) wordt hier gebruikt als spectrum van het heigeluid voor de AQUARIUS berekeningen. De over de frequentiebanden gesommeerde SEL_E per heiklap is 221 dB re $1 \mu Pa^2 s m^2$. De laagste schattingen van het breedband SEL_E uit de diverse meetpunten bij Q7 is 215 dB re $1 \mu Pa^2 s m^2$. Door de bovengrens te kiezen wordt de berekende SEL_1 zodoende met maximaal 6 dB overschat.



Figuur 2-2 Geschatte bovengrens voor het energie bronniveau spectrum (1/3-octaf) voor het onderwatergeluid bij heien op zee, gebaseerd op de meetresultaten tijdens de aanleg van het windpark Prinses Amaliawindpark (Q7), zie verder de voorgaande tekst.

Vooralsnog laten meetgegevens van offshore heien voor diverse windturbine fundaties [Ainslie et al, 2009, Betke, 2014, Bellmann et al, 2014] zien dat de spectrale verdeling niet wezenlijk afwijkt van dit spectrum. Het bijbehorende niveau varieert wel met de afmetingen van paal en hamer en met de eigenschappen van

de zeebodem waarin geheid wordt. Het niveau wordt geschat op basis van de plausibele aanname dat een vast percentage van de hamerklapenergie wordt omgezet in geluidenergie. De gegevens in Figuur 2-2 zijn van toepassing voor een hamerklapenergie van 800 kJ. Bij het schatten van het spectrum van SL_E voor een afwijkende hamerklapenergie E_{hamer} wordt een factor $10\log_{10}(E_{\text{hamer}}/800 \text{ kJ})$ bij het spectrum uit Figuur 2-2 opgeteld.

2.2.3 *Uitgangspunten geluid bij seismisch onderzoek*

Op verzoek van RWS is in het kader van de huidige studie een eerste inschatting gemaakt van het onderwatergeluid dat op de Noordzee wordt opgewekt door zogenaamde airgun arrays ten behoeve van seismische exploratie voor het in beeld brengen van de zeebodem op zoek naar olie en gas. Deze exploratie vindt reeds vele jaren plaats [DNZ, 2011]. De inschatting van het onderwatergeluid ten gevolge van seismisch onderzoek is uitgevoerd om een globaal idee te krijgen over het relatieve belang daarvan ten opzichte van het geproduceerde geluid bij de geplande heiwerkzaamheden voor de aanleg van windparken op zee.

Het onderwatergeluid bij seismisch onderzoek is op basis van sterk vereenvoudigde aannamen ingeschat. Evenals voor het heigeluid zijn de berekeningen uitgevoerd met behulp van het AQUARIUS-model. De bronsterkte van de airguns is geschat op grond van eerder door TNO uitgevoerde berekeningen in een project voor Wintershall [Ainslie et al, 2012b]. Er wordt aangenomen dat de in die studie berekende bronsterkte van een airgun array met een volume van 3.090 in^3 , een druk van 2.000 psi en een diepte van 6 m representatief is voor de gemiddeld toegepaste configuratie. De schatting van de bronsterkte was gebaseerd op de resultaten van gedetailleerde modelberekeningen uitgevoerd door PGS, door TNO vertaald naar een equivalente akoestische puntbron met de voor propagatie naar grotere afstanden relevante richtingsafhankelijkheid. Op die manier is in rekening gebracht dat het grootste gedeelte van de door de airguns geproduceerde geluidenergie de zeebodem in gestuurd wordt, ten behoeve van de exploratie, en daardoor niet bijdraagt aan de geluidverspreiding in de omgeving.

2.3 **Bepalen van oppervlak beïnvloed gebied: effectparameters en drempelwaarden**

2.3.1 *Relevante effectparameters*

Door de ontwikkelingen rond windenergie op zee en de daarmee samenhangende monitoring- en onderzoeksprogramma's, neemt de kennis over de effecten van impulsief geluid op zeezoogdieren de laatste jaren snel toe. Het betreft daarbij in het veld en onder laboratoriumomstandigheden opgedane kennis over de invloed van het geproduceerde geluid op het gedrag en het gehoor van individuele dieren [vooral bij bruinvissen, zie diverse publicaties van Kastelein et al. (2013, 2014), [Diederichs et al, 2014], [Dähne et al, 2013] en [Thompson et al, 2013a]. De in het onderzoek waargenomen effecten op individuele dieren kunnen doorwerken naar de populatie, bijvoorbeeld doordat het dier minder goed kan foerageren waardoor de overlevingskansen of het voortplantingssucces door een afname van de conditie van het dier negatief wordt beïnvloed. Ook kan een gedragsverandering tot acute effecten op de overlevingskansen leiden, bijvoorbeeld in het geval dat een nog afhankelijk jong zijn moeder kwijtraakt [Miller et al, 2012].

De in de recente (Nederlandse) milieueffectrapportages en passende beoordelingen gehanteerde redeneerlijn is gebaseerd op de meest recente onderzoeksresultaten. In de hier gepresenteerde redeneerlijn zijn zowel de effecten op het gedrag (mijden van de geluidsbron) als effecten op het gehoor (met name PTS) beschouwd, omdat verondersteld wordt dat dit de maatgevende effecttypen zijn, zie §2.3.4.

2.3.2 Drempelwaarden voor mijding en effecten op het gehoor (TTS/PTS)

Drempelwaarden voor het optreden van mijding en TTS of PTS zijn zo veel mogelijk afgeleid uit recente 'peer reviewed' literatuur. Tabel 2-1 bevat een overzicht van de criteria die bij het bepalen van effecten op bruinvissen en zeehonden van belang zijn met de bijbehorende waarden. Voor de argumentatie bij de in de tabel opgenomen waarden wordt verwezen naar het Intermezzo 'Drempelwaarden voor effecten van onderwatergeluid op zeezoogdieren'. Een belangrijke parameter bij het bepalen van de cumulatieve SEL is de snelheid waarmee dieren wegzwemmen van de geluidsbron. Voor de bruinvis is uitgegaan van 3,4 m/s en voor zeehonden van 4,9 m/s. Deze waarden zijn aan de hand van diverse bronnen vastgesteld in de eerder genoemde Werkgroep Onderwatergeluid.

Tabel 2-1 Drempelwaarden voor het inschatten van effecten op bruinvissen en zeehonden. SEL_1 = geluidsdosis als gevolg van een enkele heiklap; SEL_{CUM} = geluidsdosis door een zwemmende dier ontvangen als gevolg van het heien van de gehele paal; $SEL_{1/CUM,w}$ = M-gewogen SEL voor zeehonden in water, zie [Southall et al, 2007]

Soort	type effect	waarde	bron
Bruinvis	Mijding	$SEL_1 > 140 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	zie Intermezzo Drempelwaarden ⁵
	TTS-onset	$SEL_{CUM} > 164 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	Lucke et al, 2009
	TTS-1 uur	$SEL_{CUM} > 169 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	TTS-onset + 5 dB
	PTS-onset	$SEL_{CUM} > 179 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	TTS-onset + 15 dB
Zeehonden	Mijding	$SEL_{1,w} > 145 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	Kastelein et al, 2011
	TTS-onset	$SEL_{CUM,w} > 171 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	PTS-onset – 15 dB
	TTS-1uur	$SEL_{CUM,w} > 176 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	TTS-onset + 5 dB
	PTS-onset	$SEL_{CUM,w} > 186 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	Southall et al, 2007

Intermezzo Drempelwaarden voor effecten van onderwatergeluid op zeezoogdieren

DREMPELWAARDEN VOOR MIJDING

Bruinvis

In de laatste paar jaar zijn voor de bruinvis relatief veel onderzoeksresultaten beschikbaar gekomen op grond waarvan drempelwaarden voor mijding kunnen worden afgeleid. Het

⁵ In de voor dit rapport uitgevoerde berekeningen (Hst.3) is gewerkt met een drempelwaarde voor mijding/verstoring van bruinvissen van $SEL_1 = 136 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$. Deze berekeningen waren al uitgevoerd toen in de werkgroep Onderwatergeluid werd besloten in toekomstige MER-studies uit te gaan van een met 4 dB verhoogde drempelwaarde van $SEL_1 = 140 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$.

betreft zowel resultaten van onderzoek onder gecontroleerde omstandigheden als resultaten van veldonderzoek.

Experimentele studie

De drempelwaarde voor mijding die in de Nederlandse MER-studies in 2013 en in de voor voorliggende rapportage uitgevoerde berekeningen is gebruikt, is afgeleid van resultaten van onderzoek door SEAMARCO [Kastelein et al, 2013e]. In dit onderzoek is een goed horende bruinvis blootgesteld aan 5 niveaus van afgespeeld heigeluid. Verschillende gedragsreacties zijn bestudeerd, waaronder ademhaling, het uit het water springen en de gemiddelde afstand tot de luidspreker. Het uit het water springen werd als de beste indicator voor mijdingsgedrag gezien. Op basis van figuur 8b in [Kastelein et al, 2013e] is toen voor een drempelwaarde van $SEL_1 = 136 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ ($SPL = 145 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}$) gekozen. Deze waarde is het gemiddelde tussen het laagste geluidsniveau waarbij het dier in het onderzoek uit het water begon te springen en het geluidsniveau waarbij de sprongfrequentie significant groter was dan in de controle. Dit is een voorzichtige keuze, gebaseerd op resultaten van een gecontroleerd experiment onder stille omstandigheden. Bij blootstelling van bruinvissen aan sonargeluid blijkt bijvoorbeeld dat maskering door achtergrondgeluid kan leiden tot een afname van de respons [Kastelein et al, 2011].

Veldstudie

Bij de aanleg van windpark Borkum West II⁶ is ook uitgebreid onderzoek naar de respons van bruinvissen op heien gedaan [Diederichs et al, 2014]. Hier zijn op 26 stations, die op verschillende afstand van de heilocaties lagen CPOD's (Continuous PORpoise Detectors) geplaatst⁷. Uit de resultaten van dit veldonderzoek blijkt dat bij een SEL_1 van minder dan $144 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ geen (statistisch) significante verandering in de activiteit van bruinvissen werd waargenomen. De bruinvisactiviteit werd afgemeten aan de verandering van het aantal 'porpoise positive minutes' per uur⁸ ten opzichte van referentiewaarden.

Drempelwaarden internationaal

In het Duitse *Schallschutzkonzept* [BMU, 2013]⁹ wordt op basis van resultaten van uiteenlopende studies geconcludeerd dat de drempelwaarde voor verstoring ergens tussen $SEL_1 = 134$ en $145 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ zal liggen. Het is niet goed mogelijk een precieze drempelwaarde vast te stellen door individuele verschillen in respons. Daarnaast speelt 'context' een rol. Er wordt echter van uitgegaan dat een drempelwaarde voor verstoring van $140 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ plausibel is [BMU, 2013]. Deze waarde is hoger dan de waarde van $SEL_1 = 136 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ die in de Nederlandse MER studies in 2013 en in de berekeningen voor de voorliggende rapportage is gebruikt, maar ligt nog wel ruim onder de waarde van $SEL_1 = 145 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ waarbij Kastelein et al. [2013e] een significante verhoging van de

⁶ BW II is tussen 3 september 2011 en 28 maart 2012 aangelegd en bestaat uit 40 windturbines op een tripod fundering. De palen hebben een diameter van 2,4 m en zijn met een maximale heienergie van 1.200 kJ geheid. Heiduurtijd per paal gemiddeld 2 uur.

⁷ Bruinvissen zenden voortdurend hoogfrequente klikjes uit die ze voor het lokaliseren van hun voedsel gebruiken (echolocatie). Met CPOD's kunnen deze geluiden worden geregistreerd.

⁸ 'porpoise positive minutes' zijn minuten waarin door CPOD's klikgeluiden van bruinvissen gedetecteerd zijn

⁹ Dit document bevat de beleidslijn met voorwaarden waaronder in Duitsland vergunningen worden verstrekt.

sprongfrequentie zagen.

Drempelwaarde mijding door bruinvis voor toekomstige Nederlandse effectstudies

Tijdens de bijeenkomst van de werkgroep Onderwatergeluid van 7 november 2014 is besloten voor de toekomstige MER-studies van de hogere drempelwaarde van $SEL_1 = 140$ dB re $1 \mu Pa^2 s$ uit te gaan, omdat duidelijk is geworden dat de eerder gebruikte waarde van $SEL_1 = 136$ dB re $1 \mu Pa^2 s$ waarschijnlijk erg voorzichtig is en de waarde van $SEL_1 = 144$ dB re $1 \mu Pa^2 s$ misschien niet voorzichtig genoeg (bij onzekerheid dient men te voldoen aan het voorzorgbeginsel). Daar komt bij dat dan in Nederland en Duitsland dezelfde drempelwaarde wordt gebruikt, wat eventuele toekomstige afstemming in het kader van internationale harmonisatie vergemakkelijkt.

Zeehond

De drempelwaarde voor mijdingsgedrag van de zeehond van $SEL_1 = 145$ dB re $1 \mu Pa^2 s$ is afgeleid van waarnemingen aan het gedrag van zeehonden bij blootstelling aan afgespeeld heigeluid [SEAMARCO, 2011]. Bij een $SEL_1 = 142$ dB re $1 \mu Pa^2 s$ bleek een van de twee blootgestelde (gewone) zeehonden weg te zwemmen en het bassin te verlaten. Omdat de andere zeehond niet reageerde en daarmee een hogere drempelwaarde voor verstoring had, is in de werkgroep Onderwatergeluid besloten als drempelwaarde voor mijding een $SEL_{1,w} = 145$ dB re $1 \mu Pa^2 s$ aan te houden.

DREMPELWAARDEN VOOR EFFECTEN OP HET GEHOOR

In de berekeningen voor de ronde 2 windparken zijn drie, in sterkte van het effect oplopende drempelwaarden voor het optreden van effecten op de gehoorgevoeligheid van bruinvissen en zeehonden gehanteerd. Het gaat om drempelwaarden voor het optreden van een tijdelijke of permanente verhoging van de gehoordrempel, respectievelijk TTS (Temporary Threshold Shift) en PTS (Permanent Threshold Shift). Deze zijn gebaseerd op de volgende criteria:

1. TTS-onset: bij blootgestelde dieren wordt op 1 tot 4 minuten na de blootstelling een verhoging van de gehoordrempel met 6 dB bij enige frequentie gemeten.
2. TTS (1 uur): bij blootgestelde dieren wordt op 1 tot 4 minuten na de blootstelling een verhoging van de gehoordrempel met 18 dB bij enige frequentie gemeten. Op basis van een uit metingen geschatte trend van het herstel van het gehoor is na 1 uur de TTS gedaald tot 6 dB. Op basis van een uit metingen geschatte trend van de toename van de drempelverhoging met het blootstellingsniveau ligt deze drempelwaarde 5 dB boven de drempelwaarde voor 'TTS-onset' (zie bijlage 2).
3. PTS-onset: het niveau waarbij bij blootgestelde dieren na 1-4 minuten een verhoging van de gehoordrempel met 40 dB bij enige frequentie zou zijn ontstaan (om ethische redenen wordt dit niet daadwerkelijk gemeten). Op basis van gegevens van landzoogdieren ligt deze drempelwaarde naar schatting 15 dB boven de drempelwaarde voor 'TTS-onset'.

Bruinvis

Voor bruinvissen is als drempelwaarde voor TTS-onset uitgegaan van de resultaten van het onderzoek van Lucke et al. (2009). De door hem gerapporteerde blootstellingsniveaus voor

TTS-onset zijn uitgedrukt in een ongewogen SEL_1 als gevolg van een enkele puls. Dit kan, o.a. vanwege het feit dat geen rekening is gehouden met herstel van het gehoor tussen de klappen, als een voorzichtige drempelwaarde voor 'TTS-onset' worden beschouwd na de cumulatieve blootstelling aan de 2500-3000 heiklappen als gevolg van het heien van één paal. Recent, nog ongepubliceerd, onderzoek [Kastelein et al, 2014] laat zien dat de drempelwaarden voor het optreden van TTS en PTS bij blootstelling aan een serie pulsen (afgespeeld heigeluid) waarschijnlijk aanzienlijk hoger liggen dan hier aangenomen (zie hierna §2.3.4). In andere woorden: het gehoor van de bruinvis blijkt minder gevoelig te zijn voor de 'optelsom' van een serie pulsen dan voor een enkele puls met hetzelfde (cumulatieve) blootstellingsniveau.

Zeehond

Voor TTS-onset bij de gewone zeehond is de grens gebruikt die in [Southall et al, 2007] indirect is afgeleid uit de data van Kastak et al. (2005). Zij vonden bij een gewone zeehond 6 dB TTS-onset na blootstelling aan continu geluid bij een SEL_{CUM} van 184 dB re $1 \mu Pa^2 s$ (25 min, SPL 152 dB re $1 \mu Pa^2$). Southall et al. schatten hieruit een drempelwaarde voor TTS ten gevolge van impuls geluid door er het verschil van 13 dB tussen de bij tuimelaars gemeten drempelwaarden voor TTS door continu geluid en TTS door impuls geluid van af te trekken. Die schatting is, zoals ook aangegeven in [Southall et al, 2007], waarschijnlijk voorzichtig. Deze drempelwaarde wordt toegepast voor de cumulatieve ongewogen $SEL_{CUM,W}$, gesommeerd over alle pulsen waaraan een dier wordt blootgesteld tijdens het heien van één paal.

PTS-onset

Voor PTS-onset is, in navolging van [Southall et al, 2007], een drempelwaarde gehanteerd die 15 dB boven de drempelwaarde voor TTS-onset ligt (zie verder de overwegingen in de als bijlage 2 bij dit rapport opgenomen memo van TNO). Voor de bruinvis ligt drempelwaarde voor PTS dus op $SEL_{CUM} = 179$ dB re $1 \mu Pa^2 s$ en voor de zeehond op $SEL_{CUM,W} = 186$ dB re $1 \mu Pa^2 s$. Hanteren van deze drempelwaarde betekent voor zeehonden dat PTS, naast een vorm van blijvende schade, ook ernstige TTS kan omvatten, waarvan herstel dagen zal duren¹⁰.

Frequentieweging

Voor de bruinvis gaan we op grond van de data uit [Lucke et al, 2009] en [Kastelein et al, 2013e] uit van ongewogen drempelwaarden, waarbij geen rekening wordt gehouden met de gehoorgevoeligheid als functie van de frequentie. Voor de zeehond zijn, conform [Southall et al, 2007], Mpw-gewogen SEL_W waarden gebruikt, waarbij 'pw' staat voor 'pinnipeds in water'. Deze weging houdt rekening met een bandbreedte van het gehoor onder water tussen 75 Hz en 75 kHz. Op de afstanden waarbij mijding op kan treden is het effect van deze weging voor impuls geluid van heien en seismisch onderzoek gering, omdat het geluid bij de door de weging beïnvloede frequenties ook door propagatie-effecten

¹⁰ In recent onderzoek hebben Kastelein et al. (2013a) aangetoond dat een gewone zeehond van een zeer hoge TTS (44 dB) na 4 dagen toch herstelde. Vanwege mogelijke ecologische consequenties van een langdurige gehoordrempelverhoging en omdat 1 meting waarbij de grens van 40 dB TTS is overschreden nog niet voldoende is om het risico op PTS uit te sluiten, wordt de definitie van PTS van Southall et al. (2007) aangehouden (Werkgroep Onderwatergeluid).

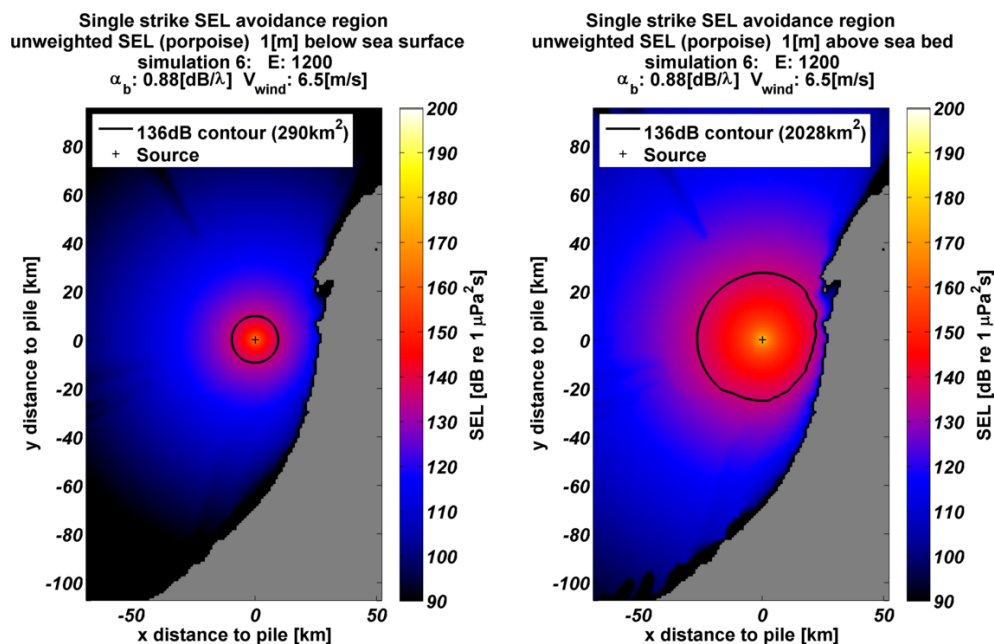
verzwakt wordt. Frequentieweging wordt verder besproken bij de kennisleemten in §6.3 en §6.4.

- 2.3.3 *Toepassing drempelwaarden bij het bepalen van oppervlakten beïnvloed gebied*
Voor de in 2013 opgestelde milieueffectrapportages en passende beoordelingen zijn de effecten van heigeluid op het gedrag berekend aan de hand van de met AQUARIUS gegenereerde onderwatergeluidkaarten, waarin de verdeling van de ruimtelijke geluidsimmissies als gevolg van een enkele heiklap is weergegeven (SEL_1). Er is van uitgegaan dat de geluidsenergie van een enkele (maximale) heiklap maatgevend is voor gedragsverandering. Vervolgens is voor bruinvissen en zeehonden bepaald op welke afstand van de heilocatie de drempelwaarden voor **mijding** worden overschreden.

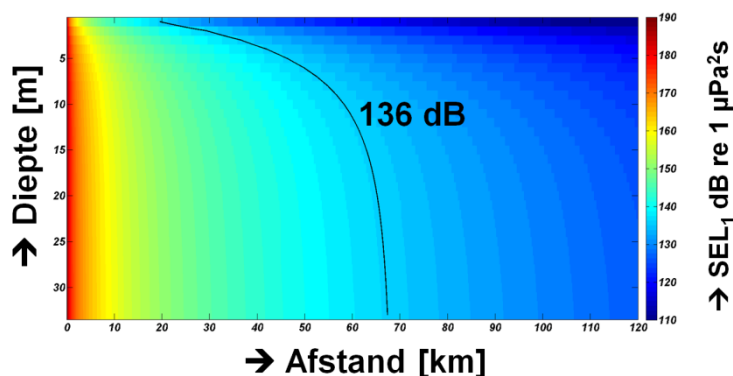
Daarnaast is berekend welke (cumulatieve) geluidbelasting bruinvissen en zeehonden die zich in de nabijheid van de heilocatie bevinden en vervolgens met een bepaalde snelheid wegzwemmen zouden kunnen oplopen tijdens het heien van één paal. De totale geluidbelasting die het dier door de cumulatieve energie van alle heiklappen voor één fundatie daarbij ondervindt (SEL_{CUM}), is vergeleken met grenswaarden waarboven het geluid tot een **tijdelijke dan wel permanente verhoging van de gehoordrempel** (respectievelijk TTS en PTS) bij bruinvissen en zeehonden zou kunnen leiden.

- 2.3.3.1 *Bepalen van mijdingsoppervlak (effect op gedrag)*
Een voorbeeld van de berekende verdeling van het geluid tijdens heien voor de aanleg van een windpark voor de Nederlandse kust, uit [Arends et al, 2013], is voor bruinvissen opgenomen in Figuur 2-3. In de figuur is links de verdeling op 1 m onder de waterspiegel weergegeven en rechts die op 1 m boven de zeebodem. De zwarte lijnen geven de contour aan waarbinnen een drempelwaarde voor mijding door bruinvissen van $136 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ wordt overschreden. Het geluid dempt richting de kust sneller uit vanwege de afnemende waterdiepte. Uit de figuur blijkt, dat bij lokale gemiddelde windcondities (= 6,5 m/s) en een hei-energie van 1.200 kJ, de heilocatie door bruinvissen bij de zeebodem over een oppervlakte van 2.028 km^2 zou kunnen worden gemeden. Op 1 m onder de waterspiegel is dit 290 km^2 . De mijdingsafstand is dicht bij de waterspiegel kleiner, omdat hoger in de waterkolom meer uitdoving optreedt dan dieper in de waterkolom, zie het voorbeeld in Figuur 2-4. In Figuur 2-3 bedragen de maximale afstanden waarover mijding van de heilocatie optreedt respectievelijk ca. 27 km (bij de bodem) en 10 km (1 m onder het wateroppervlak).

In deze redeneerlijn kiezen we voor het hanteren van verstoring in het onderste deel van de waterkolom als uitgangspunt voor het bepalen van het verstoringsoppervlak, omdat we er van uit gaan dat bruinvissen in hun natuurlijk gedrag duiken om te foerageren en daarbij verstoord kunnen worden door de hogere geluidsniveaus die dieper in de waterkolom op treden.



Figuur 2-3 Berekende verdeling, uit [Arends et al, 2013], van SEL_1 rond een heilocatie (+) op de Noordzee, op een diepte van 1 m onder de waterspiegel (links) en 1 m boven de zeebodem (rechts). Windsnelheid 6,5 m/s. De zwarte lijnen tonen de contour waarbinnen de drempelwaarde voor mijding (zie Tabel 2-1) wordt overschreden voor bruinvissen. Het grijze gebied toont de Nederlandse kust.



Figuur 2-4 Voorbeeld¹¹ van een door AQUARIUS berekende SEL_1 verdeling als functie van afstand tot de heipaal en diepte in de waterkolom. De zwarte lijn geeft de contourlijn waarop de SEL_1 gelijk is aan 136 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$.

2.3.3.2 Bepalen van oppervlak waarbinnen TTS of PTS effecten kunnen optreden

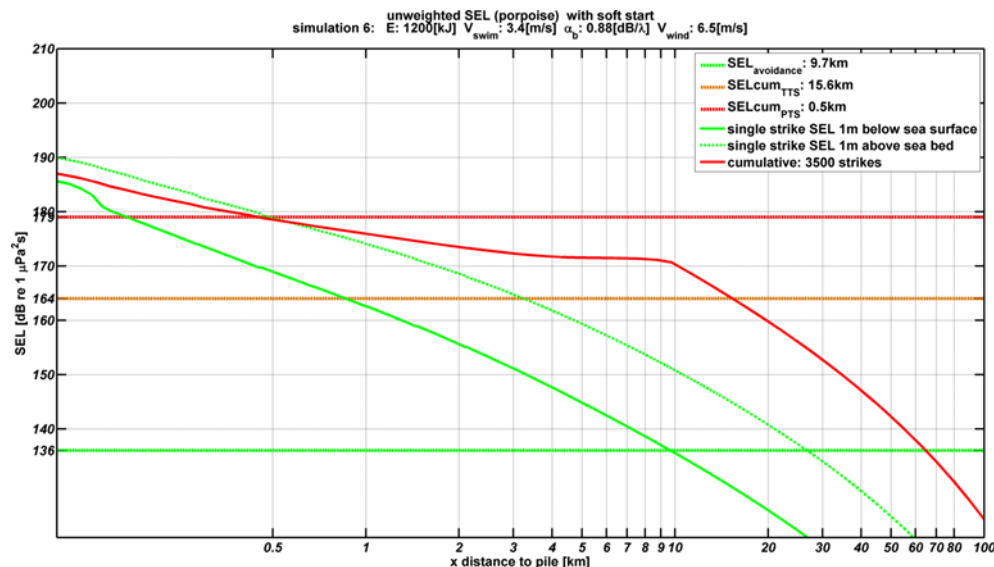
Naast het berekenen van mijdingsafstanden kan ook worden berekend welke geluidsdosis (SEL_{CUM}) bruinvissen totaal ontvangen als zij blootstaan aan meerdere heiklappen door het heien van één paal. De positie waar zij zich bij de start van de heiwerkzaamheden bevinden en aannamen over hun gedrag onder invloed van het heigeluid zijn bepalend voor de totaal ontvangen geluidsdosis en daarmee voor het

¹¹ NB: Het voorbeeld in Figuur 2-4 heeft betrekking op een ander locatie dan het voorbeeld in Figuur 2-3.

optreden van TTS en PTS. Bij deze berekening zijn voor dit voorbeeld de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- Maximaal 1.200 kJ hei-energie / maximaal 3.500 heiklappen;
- Er wordt geheid volgens een realistisch 'soft start' scenario, gebaseerd op de huidige praktijk van het heien van monopiles voor windturbinefundaties;
- Bij aanvang van de heiwerkzaamheden bevinden de dieren zich ergens bij de bodem (*worst case*);
- Dieren die zich binnen de contour bevinden waarbinnen mijding optreedt, zwemmen tijdens de eerste 2 heiklappen met hoge snelheid naar het wateroppervlak;
- Deze dieren zwemmen vervolgens tijdens het heien op 1 m onder de waterspiegel in een rechte lijn weg van de heilocatatie;
- Dieren stoppen met zwemmen zodra de afstand t.o.v. de heilocatatie is bereikt waarop de geluidsdosis als gevolg van 1 heiklap lager of gelijk is aan de drempelwaarde waarop mijding optreedt.

In Figuur 2-5 zijn voor hetzelfde voorbeeld als in Figuur 2-3 de resultaten van de berekeningen voor bruinvissen bij gemiddelde windcondities weergegeven. Uit de figuur is af te lezen dat bruinvissen die zich bij de start van het heien in de buurt van de bodem bevinden binnen een straal van ongeveer 16 km TTS kunnen oplopen. De afstand waarbinnen een bruinvis PTS kan oplopen bedraagt 0,5 km. N.B. De hier weergegeven resultaten zijn berekend voor een specifiek park op een specifieke locatie en niet algemeen toepasbaar.



Figuur 2-5 Berekende verdeling, uit [Arends et al, 2013], van de SEL₁ op een diepte van 1 m onder de waterspiegel (groene doorgetrokken curve) en op 1 m boven de zeebodem (groene gestippelde curve) en de SEL_{CUM} waaraan een bruinvis wordt blootgesteld gedurende het complete heiscenario voor één windturbinefundatie (rode doorgetrokken lijn), als functie van de afstand tot de paal waarop een dier zich bij aanvang van het heien op 1 m van de waterbodem bevindt (*worst case* uitgangspositie). De horizontale lijnen tonen de niveaus van de drempelwaarden voor vermijdingsgedrag (groen), TTS-onset (oranje) en PTS-onset (rood) voor bruinvissen (zie ook Tabel 2-1). De snijpunten van de groene curves (SEL₁) met de groene horizontale lijn geven de mijdingsafstand voor bruinvissen op 1 m onder de waterspiegel (~10 km) en op 1 m boven de bodem (~27 km). De snijpunten van de rode lijn met de rode en oranje stippellijnen geven de 'PTS-afstand' (~0,5 km) en 'TTS-afstand' (~16 km).

2.3.4 Uitgangspunten voor bepalen populatie-effecten

Voor de bepaling van de effecten van heigeluid op de populaties van zeezoogdieren wordt voor de ronde 3 windparken voortgeborduurd op de aanpak die begin 2013 is ontwikkeld. In feite wordt de toen ontwikkelde redeneerlijn aangevuld met de 'populatiemodule' Interim PCoD.

De benadering die aan het Interim PCoD model ten grondslag ligt wordt internationaal gebruikt en maakt onze uitkomsten en werkwijze internationaal vergelijkbaar en bovendien is het Interim PCoD model het enige op dit moment beschikbare model.

Op grond van voortschrijdend inzicht en recent verschenen onderzoeksresultaten is door de Werkgroep Onderwatergeluid geconcludeerd dat de eerdere redeneerlijn voor wat betreft de effectparameters en de drempelwaarden op enkele punten dient te worden aangepast om weer volgens de meest recente inzichten te kunnen werken:

- In het Interim PCoD model wordt het primaire, in het model in te voeren effect uitgedrukt in het aantal door geluid verstoorde dieren. Er wordt van een 'verstoorde' dier gesproken als het een 'significant behavioural response' vertoont [Harwood et al, 2014]. In het Interim PCoD model is deze 'significant behavioural response' gedefinieerd als het gedrag met score 5 of hoger op de gedragsrespons-schaal van [Southall et al, 2007]. Het gaat om gedragingen als veranderingen in zwemgedrag en ademhaling, mijden van

een bepaald gebied en veranderingen in roep- of klikgedrag (t.b.v. communicatie en foerageren). In de eerder genoemde workshop met ecologen is geconcludeerd dat de eerder gebruikte drempelwaarde voor mijding op vergelijkbare uitgangspunten is gebaseerd. Het begrip 'significant behavioural response' (verstoring) zoals gebruikt in het Interim PCoD model mag daarom gelijk worden gesteld aan 'mijding' zoals tot nu toe gebruikt in de redeneerlijn voor de effecten van onderwatergeluid op zeezoogdieren.

- In de voor dit rapport uitgevoerde berekeningen is gewerkt met een drempelwaarde voor mijding/verstoring van bruinvissen van $SEL_1 = 136 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$. Deze berekeningen waren al uitgevoerd toen in de werkgroep Onderwatergeluid werd besloten in toekomstige MER-studies uit te gaan van een met 4 dB verhoogde drempelwaarde van $SEL_1 = 140 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$. Zie de argumentatie in het Intermezzo 'Drempelwaarden voor effecten van onderwatergeluid op zeezoogdieren' in §2.3.2.
- Effecten op het gedrag (verstoring/mijding) zijn waarschijnlijk maatgevend voor de effecten op populaties. Er wordt, op grond van de hieronder beschreven argumentatie, in de berekeningen van cumulatieve effecten van de aanleg van meerdere windparken op de Noordzee geen rekening meer gehouden met een eventuele doorwerking van effecten van TTS en PTS naar de populatie.

Argumenten voor het negeren van **TTS** zijn:

- De berekende TTS-onset contouren zijn veel kleiner dan de maximale mijdingscontouren, wat betekent dat het aantal bruinvissen waarvan het gehoor tijdelijk minder gevoelig zal zijn, ook kleiner is dan het aantal verstoorde bruinvissen.
- Mits mitigatie wordt toegepast, waarmee PTS wordt voorkomen (zie hierna) treedt bij alle mogelijk beïnvloede bruinvissen volledig herstel van hun gehoor op (bij verreweg de meeste binnen enkele uren na verlaten van het beïnvloedingsgebied of na afloop van het heien).
- De gehanteerde drempelwaarde voor 'TTS-onset' is voor bruinvissen gebaseerd op resultaten van een experimentele blootstelling van bruinvissen aan een airgun door Lucke et al. (2009). Het betreft de geluidsdosis (SEL_{cum}) waarbij een tijdelijke verhoging van de gehoordrempel van 6 dB is gemeten (dat betekent dus dat het gehoor 6 dB minder gevoelig is). Uit de resultaten van recent onderzoek van SEAMARCO blijkt echter dat met nagespeeld heigeluid een geringe TTS van 2,3 – 4 dB bij bruinvissen pas kan worden aangetoond bij een SEL_{cum} van 180 dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ [Kastelein et al, 2014]. Deze waarde ligt aanzienlijk hoger dan de waarde waarvan in de berekeningen is uitgegaan, wat zou betekenen dat de effectcirkels voor TTS veel kleiner zijn dan tot nu toe berekend, waarbij van een drempelwaarde van SEL_{cum} van 164 dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ is uitgegaan.
- De frequenties waarbij in bruinvissen TTS na blootstelling aan heigeluid kan optreden, liggen niet in het frequentiegebied dat van belang is voor het vinden van voedsel via echolocatie. Bij een aan nagespeeld heigeluid blootgestelde bruinvis blijkt de verhoging zich namelijk te beperken tot een relatief smalle band van lage frequenties [Kastelein et al, 2014]. Een statistisch significante TTS kon alleen bij frequenties van 4 kHz en 8 kHz worden aangetoond, maar bij de gemeten frequenties daarboven (16 kHz en 125 kHz, de echolocatie frequentie) en daaronder (2 kHz) niet. Opvallend is dat bij frequenties waarin zich de meeste geluidsenergie van het

aangeboden heigeluid bevindt, te weten de 600 – 800 Hz frequentieband, geen TTS optreedt. Deze waarnemingen zijn van belang bij de beoordeling van de ecologische relevantie van een voorspelde gehoordrempelverschuiving. Een (tijdelijke) gehoordrempelverschuiving in het laagfrequentie deel van het gehoorspectrum is voor bruinvissen voor het foerageren waarschijnlijk veel minder relevant dan in het hoogfrequente deel. Hoogfrequente geluiden van rond 125 kHz en de hoorbaarheid daarvan zijn voor deze soort namelijk van essentieel belang bij het vinden van prooien (echolocatie).

Met betrekking tot de mogelijke effecten van **PTS** is ervan uitgegaan dat deze effecten door het nemen van mitigerende maatregelen zullen worden voorkomen. Op dit moment is dat in de bestaande vergunningen via een voorschrift geborgd. Uit de voor verschillende windparken uitgevoerde berekeningen blijkt dat de afstand waarbinnen bruinvissen PTS zouden kunnen oplopen relatief klein is. Bij gemiddelde windsterkte is dat ongeveer 500 m en onder windstille omstandigheden zo'n 1,5 km. Bij dergelijke afstanden kan het effect waarschijnlijk worden voorkomen door met een 'sof start' te heien en een 'acoustic deterrent device' (ADD)¹² in te zetten. Hiermee kunnen bruinvissen waarschijnlijk tot op een afstand die groter is dan de PTS contour worden verjaagd. Als de bruinvissen niet zouden worden verjaagd, zouden met de op het NCP voorkomende dichtheden per geheide paal één of twee bruinvissen PTS kunnen oplopen.

2.4 Kwantificeren van het aantal beïnvloede dieren en dierverstoringsdagen

2.4.1 *Berekening van het aantal door heigeluid beïnvloede bruinvissen*

Bij het berekenen van het aantal door heigeluid beïnvloede dieren is ervan uitgegaan dat dit alle dieren betreft die aanwezig zijn binnen de contour waar de drempelwaarde voor verstoring/mijding in de onderste helft van de waterkolom wordt overschreden (*worst case*). Met de lagere geluidniveaus nabij het wateroppervlak wordt bij de schatting van effectafstanden geen rekening gehouden, in de veronderstelling dat bruinvissen in hun normale gedrag worden gestoord als ze niet van de hele waterkolom gebruik kunnen maken. Daarnaast is ervan uitgegaan dat de verstoring voor alle dieren die zich bij aanvang van de geluidproductie binnen deze contour bevinden even lang duurt. Daarmee wordt er dus van uitgegaan dat een dier dat zich bij de start van het heien op 1 kilometer van de geluidsbron bevindt net zo lang verstoord blijft als een dier dat zich op 10 kilometer van de bron bevindt. Er zijn uit Duits en Deens veldonderzoek bij de bouw van windparken aanwijzingen dat deze aannames sterke simplificaties van de werkelijkheid zijn (zie Intermezzo Effecten van heigeluid op bruinvissen onder veldomstandigheden). Vooralsnog is het echter niet mogelijk om op basis van deze waarnemingen meer realistische aannames te doen.

¹² Omdat ADD's geluid in een ander frequentiegebied produceren dan heigeluid is de kans op cumulatieve effecten op het gehoor verwaarloosbaar.

Intermezzo Effecten van impulsief geluid op bruinvissen onder veldomstandigheden

Uit de resultaten van het onderzoek van [Brandt et al, 2011] blijkt dat het 1-3 dagen duurt voordat de bruinvisactiviteit in het gebied rond de heillocatie weer volledig is hersteld. Het herstel verloopt gradueel: dichtbij de heillocatie duurt het langer voordat weer bruinvisactiviteit wordt waargenomen dan op grotere afstanden ervan. Door [Dähne et al, 2013] is voor, tijdens en na het heien voor de aanleg van windpark Alpha Ventus op 12 stations bruinvisactiviteit gemeten met C-PODS. Op 8 van de 9 stations die op minder dan 11 km van de heillocatie lagen, nam na aanvang van het heien de bruinvisactiviteit significant af, terwijl de activiteit op 2 van de 3 stations op afstanden van meer dan 23 km van de heillocatie significant toenam. Over ontwikkelingen in de bruinvisactiviteit op afstanden tussen 10 en 23 km zijn geen gegevens, aangezien daar geen meetstations lagen. Terugkeer van (dezelfde of andere) bruinvissen werd afgemeten aan de zogenaamde eerste wachttijd¹³. Deze was volgens de auteurs¹⁴ afhankelijk van de afstand van de heillocatie en varieerde van een mediane waarde van 81 minuten op een afstand van 25,2 – 26 km van de heillocatie tot 24 uur op 0,5 – 2,5 km. Binnen een straal van ca. 25 km duurde het gemiddeld 16,5 uur na aanvang van de heiwerkzaamheden voordat weer bruinvisactiviteit werd gemeten. De maximale wachttijd die in deze studie werd gemeten bedroeg bijna 6 dagen en werd op een afstand van 2,3 – 4,7 km gemeten.

Bij de aanleg van windpark Borkum West II (tripod-funderingen)¹⁵ is ook uitgebreid onderzoek naar de respons van bruinvissen op heien gedaan (Diederichs et al, 2014). Hier zijn op 26 stations, die op verschillende afstand van de heillocaties lagen C-PODS geplaatst. Uit het onderzoek komt het volgende beeld naar voren:

- Bij een SEL₁ van minder 144 dB werd geen verstoring van bruinvissen waargenomen; verstoring werd afgemeten aan de verandering van het aantal 'porpoise positive minutes' per uur ten opzichte van referentiewaarden;
- De (berekende) verstoringsafstand bij dit geluidsniveau bedroeg 15 km;
- Er werd een (vrijwel) evenredig verband gevonden tussen verstoringseffecten en geluidsniveau;
- Bij SEL₁ > 160 dB treedt volgens de auteurs volledige verdrijving van de dieren op (en bij niveaus tussen 144 dB en 160 dB gedeeltelijk);
- 9-12 uur na het heien was de bruinvisactiviteit nog significant lager dan ervoor; de laagste waarden werden tot 4 uur na het heien gemeten om daarna geleidelijk toe te nemen;
- In tegenstelling tot de resultaten van de studies van Brandt et al. (2011) en Dähne et al. (2013) bleek de duur van de verdrijving aanzienlijk korter te zijn dan 24 uur; in het hele beïnvloedingsgebied duurde het maximaal 13 tot 16 uur voordat de bruinvisactiviteit weer vergelijkbaar was met die van voor aanvang van het heien; ook bleek deze niet duidelijk te correleren met de afstand tot de heillocatie;
- Op grond van de resultaten concluderen de auteurs dat binnen de contour van SEL₁

¹³ 'Waiting time' (in minuten), gedefinieerd als de duur van een tijdsinterval van meer dan 10 minuten waarin geen bruinvisactiviteit wordt waargenomen.

¹⁴ Vanwege het 'gat' in de gegevens tussen afstanden van 10 km en 23 km kan deze conclusie wellicht niet zomaar worden getrokken.

¹⁵ BW II is tussen 3 september 2011 en 28 maart 2012 aangelegd en bestaat uit 40 windturbines op een tripod fundering. De palen hebben een diameter van 2,4 m en zijn met een maximale heienergie van 1.200 kJ geheid. Heiduur per paal gemiddeld 2 uur.

= 144 dB ongeveer 40% van de aanwezige bruinvissen werd verdreven. N.B. In de in voorliggende rapportage gepresenteerde redeneerlijn is ervan uitgegaan dat alle bruinvissen binnen de contour waar de drempelwaarde wordt overschreden zijn verstoord.

De waarnemingen van Brandt et al. (2011), Dähne et al. (2013) en Diederichs et al. (2014) leiden tot de volgende conclusies:

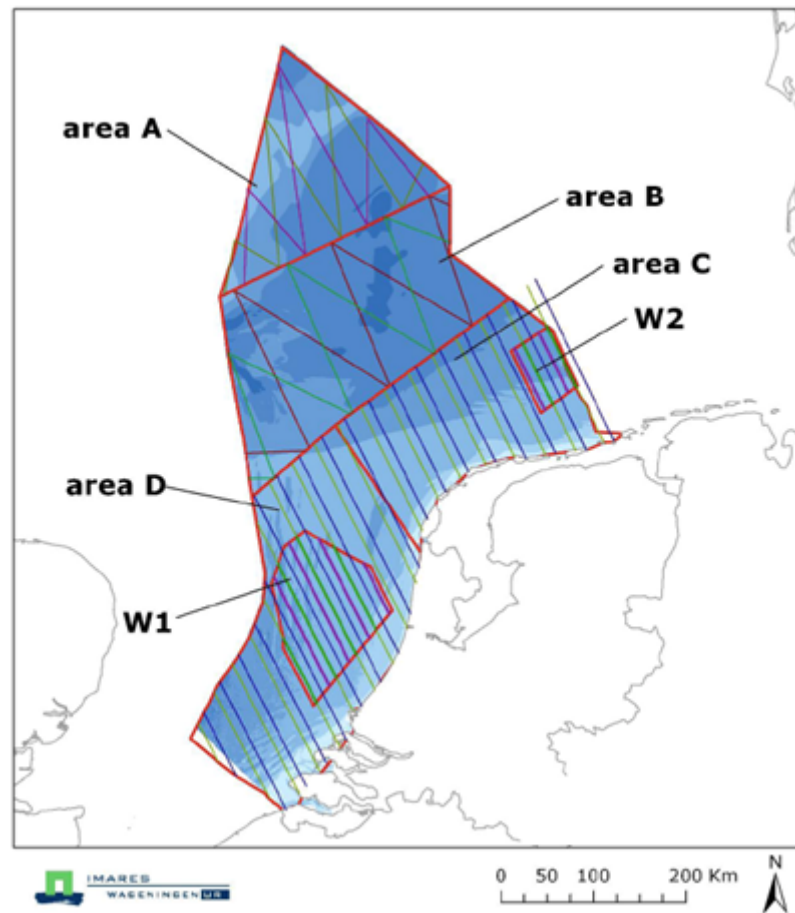
- Dichtbij de heilocatie verlaten alle daar bij de start van het heien aanwezige bruinvissen het gebied; de bruinvisactiviteit is binnen 12 uur tot 24 uur of zelfs pas na een paar dagen na beëindigen van het heien weer op een normaal niveau; N.B. Het is niet bekend of het hier de verdreven bruinvissen betreft die terugkeren of bruinvissen die vanuit het omliggende gebied het eerder verstoorde gebied binnenzwemmen;
- Verder van de heilocatie (maar binnen de uiterste grens van een aantoonbare reactie) vertoont een gedeelte van de aanwezige bruinvissen een respons; het hangt van de afstand tot de heilocatie af welk deel van de bruinvissen reageert;
- In dit overgangsgebied loopt het beeld voor de hersteltijd uiteen: Diederichs et al. (2014) geven aan dat het ook in dit gebied 12 uur duurt voordat de situatie is genormaliseerd, Dähne et al. (2013) menen dat dit afhangt van de afstand van de heilocatie en geven aan dat de situatie aan de rand (van de invloedscirkel) sneller is hersteld (1 uur en 20 minuten) dan dichtbij de heilocatie (24 uur). Brandt et al. (2011) schetsen een vergelijkbaar beeld.

De resultaten van de hierboven beschreven onderzoeken in Deens en Duitse windparken geven nuance aan de nu gebruikte methode, waarbij ervan is uitgegaan is dat de invloed voor alle, binnen de berekende verstoringscontour aanwezige dieren gelijk is. Bij de aanleg van Borkum West II is aangetoond, dat dit in veldsituaties niet het geval is [Diederichs et al, 2014]. Het is echter niet duidelijk hoe de waargenomen effecten moeten worden geïnterpreteerd om te kunnen worden toegepast in effectberekeningen voor de aanleg van toekomstige windparken d.m.v. heien.

Recent is ook informatie beschikbaar gekomen over de respons van bruinvissen op seismisch geluid [Thompson et al, 2013a]. Uit resultaten van vliegtuigtellingen en CPOD-gegevens bleek dat verminderde bruinvisactiviteit (relatieve dichtheid en klikgedrag) plaatsvond bij SEL_1 waardes tussen 145 en 151 dB re $1 \mu Pa^2 s$. Uit het onderzoek bleek ook dat binnen enkele uren weer bruinvisactiviteit in het beïnvloede gebied kon worden waargenomen.

Het aantal beïnvloede bruinvissen is berekend uit het verstoringsoppervlak vermenigvuldigd met de gemiddelde bruinvisdichtheid voor de tijd van het jaar waarin de verstoring plaatsvindt. Voor het NCP is bij de berekening uitgegaan van de resultaten van vliegtuigtellingen die zijn gerapporteerd door [Geelhoed et al, 2011, 2014]. Daarbij is voor de dichtheid uitgegaan van de geschatte gemiddelde dichtheid per deelgebied (zie Figuur 2-6). Rond de schattingen ligt een bandbreedte van $\pm 50\%$ rond het gemiddelde. Voor de voorjaarsperiode zijn gegevens voor het hele NCP beschikbaar over de jaren 2011, 2012 en 2013, waarbij voor twee deelgebieden ook gegevens van 2010 (C, D) en 2009 (D) beschikbaar zijn. De beschikbaarheid van de informatie over dichtheden verschilt. Voor het verkrijgen van een beeld van het bruinvisvoorkomen in de zomer (juli) en het najaar (oktober/november) zijn alleen gegevens van 2010 voorhanden. Voor informatie

over de dichtheid van bruinvissen buiten Nederland (NCP) wordt verwezen naar paragraaf 3.1.4.



Figuur 2-6 Uit Geelhoed et al. (2011) overgenomen kaart van het NCP met onderscheiden deelgebieden A (Doggersbank), B (Offshore), C (Friese Front) en D (Bruine Bank). W1 en W2 geven de destijds relevante gebieden voor windenergie weer. De lijnen geven de gevlogen transecten weer en de kleuren de verschillende surveys.

2.4.2 *Dierverstoringsdagen*

Het totale aantal dierverstoringsdagen wordt berekend door het aantal mogelijk verstoorde dieren per dag te vermenigvuldigen met het aantal verstoringdagen. In principe wordt er in het Interim PCoD model van uitgegaan dat elke (impuls)dag waarop wordt geheid (ongeacht de heiduur) als één verstoringdag telt. Dit is een pragmatische keuze. Uit de nu bekende informatie over de duur van de verstoring komt namelijk nog geen eenduidig beeld naar voren. Zo is in de bassins van SEAMARCO de ervaring dat de bruinvis meteen na het beëindigen van de blootstelling weer terugvalt in normaal gedrag. Aan de andere kant is er informatie uit het veld dat bruinvissen na de verstoring door heien één tot drie dagen uit het gebied wegblijven [Brandt et al, 2011]. Na verstoring door seismisch onderzoek werd echter al na enkele uren weer bruinvisactiviteit waargenomen [Thompson et al, 2013a]. Het is aannemelijk dat de verstoringduur afhangt van het blootstellingsniveau en de context (seizoen, locatie, geslacht, zingend, etc.), maar voldoende gedetailleerde informatie daarover ontbreekt, gezien het kleine aantal

studies. In het Interim PCoD model kan met de duur van de verstoring rekening worden gehouden door na een verstoringdag waarop wordt geheid één of meer 'residual days' toe te voegen of door de duur van de verstoring te verkorten.

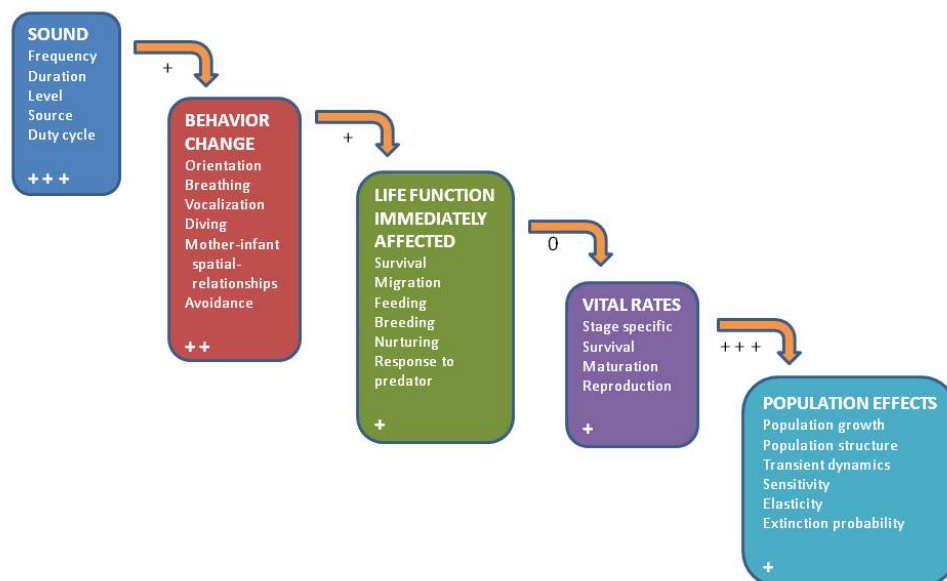
2.5 Doorvertaling van effecten op individuen naar effecten op de populatie

2.5.1 Bepalen van de totale relevante populatieomvang

Bij de doorvertaling van effecten van individuen naar effecten op de populatie speelt de keuze voor een bepaalde populatieomvang een rol. Voor de berekeningen van effecten op bruinvissen is er conform [IMMWG, 2013] van uitgegaan dat de relevante populatie die van de 'Management Unit North Sea' is (zie Figuur 2-1 voor begrenzing) en dat deze een omvang heeft van 227.298 dieren. Verder is aangenomen dat de omvang van de onverstoorte populatie stabiel is.

2.5.2 PCAD en PCoD modellen

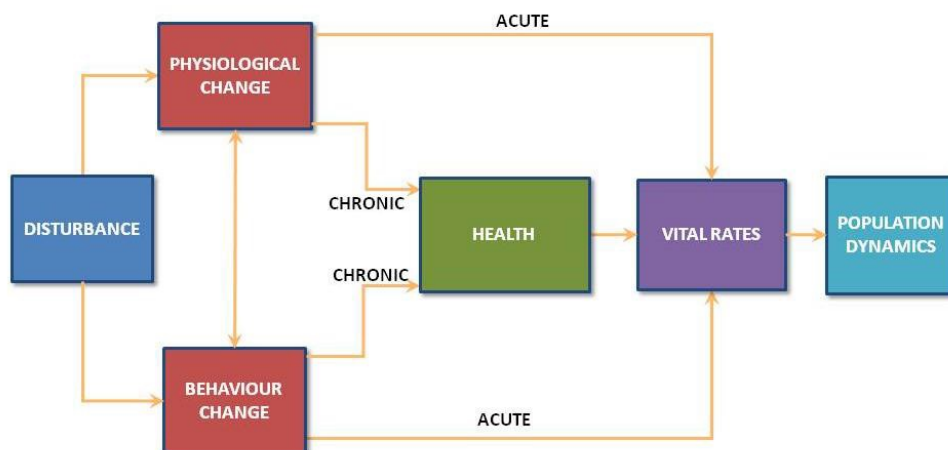
In Figuur 2-7 is het op initiatief van de National Research Council (V.S.) ontwikkelde PCAD model weergegeven [NRC, 2005]. Het laat zien op welke wijze door antropogeen geluid veroorzaakte gedragsveranderingen bij zeezoogdieren kunnen doorwerken naar effecten op de populatie.



Figuur 2-7 Het *Population Consequences of Acoustic Disturbance* (PCAD) framework ontwikkeld door het National Research Council's panel on the biologically significant effects of noise. Naar Fig. 3.1 in (NRC, 2005). Het aantal + tekens geeft een indicatie van de schatting van het niveau van wetenschappelijke kennis over de connecties tussen de boxen, 0 geeft aan dat kennis ontbreekt.

In een door de US Office of Naval Research ingestelde werkgroep is de structuur van het PCAD model aangepast. Parameters werden geschat op basis van resultaten van case studies aan een vijftal zeezoogdiersoorten. In dit proces is tegelijkertijd de scope verbreed naar alle mogelijke vormen van verstoring en is ook de mogelijke invloed van fysiologische effecten van verstoring opgenomen. Het aangepaste model, PCoD genaamd (Population Consequences of Disturbance), is

weergegeven in Figuur 2-8 en is in detail beschreven door New et al, (2014). In de figuur is te zien dat verstoring zowel op het gedrag als de fysiologie van een individu effect kan hebben en dat veranderingen in deze factoren de overleving en/of voortplanting (*vital rates*) van dat individu direct (acuut effect) dan wel indirect via zijn gezondheid (chronisch effect) kunnen beïnvloeden.



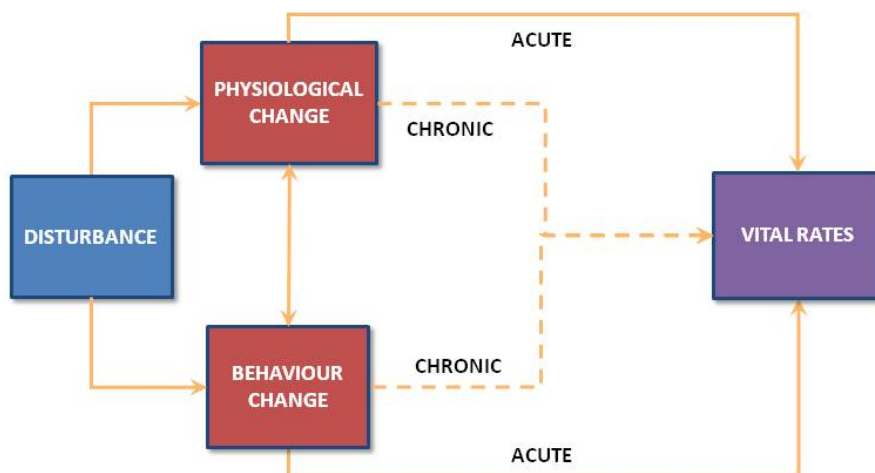
Figuur 2-8 Het PCoD framework voor het modelleren van de 'Population Consequences of Disturbance' ontwikkeld door de ONR PCAD werkgroep (aangepast van Fig.4 uit New et al, 2014). De term "Health" wordt gebruikt voor alle aspecten van de interne toestand van een individu die invloed kunnen hebben op diens gezondheid. Dat kan bijvoorbeeld de vetreserve zijn, of de weerstand tegen ziekten. "Vital rates" verwijst naar alle componenten van individuele gezondheid ("probability of survival and producing offspring", "growth rate", en "offspring survival").

Ondanks dat het in Figuur 2-8 gepresenteerde PCoD model al een sterke vereenvoudiging van de werkelijkheid vormt, is het voor veel soorten zeezoogdieren nog niet mogelijk om alle benodigde parameters te schatten. Dit geldt ook voor de aandachtsoorten van deze studie, bruinvis, gewone zeehond en grijze zeehond. De kennisleemten liggen vooral op het vlak van het (gekwantificeerde) effect van veranderingen in het gedrag en/of fysiologie, via de conditie/gezondheid op de overlevingskans/voortplantingssucces (*vital rates*).

Voor soorten waarvan de benodigde kennis niet beschikbaar is, is het PCoD model daarom verder vereenvoudigd. Dit is het in Figuur 2-9 weergegeven 'Interim PCoD framework' [Harwood et al, 2014]. Bij deze aanpak worden de parameters voor de relatie tussen fysiologische en/of gedragsveranderingen en de vital rates verkregen door deze door deskundigen in een gestructureerd *expert elicitation process* te laten schatten (zie Intermezzo 'Expert Elicitation' voor een globale beschrijving en [Harwood et al, 2014; Donovan et al, in press] voor details).

Het *Interim PCoD framework* is in 2013 door SMRU Marine en de Universiteit van St Andrews ontwikkeld om daarmee de mogelijke effecten op zeezoogdierpopulaties te kunnen voorspellen van verstoring, gehoorschade en aanvaringen als gevolg van de bouw en exploitatie van offshore duurzame energie-installaties (w.o. windenergie). Voor zover bekend is dit het enige, op dit moment operationele instrument waarmee een kwantitatieve relatie kan worden gelegd tussen verstoring en populatieconsequenties. Daarmee is het ook het enige instrument waarmee de

cumulatieve effecten van verstoring door verschillende type activiteiten kunnen worden bepaald. Het framework is beschreven door Harwood et al. (2014) en de bijbehorende, in R (www.r-project.org) geschreven software kan via de website van The Scottish Government worden gedownload (zie www.smru.co.uk/pcod en www.scotland.gov.uk/Topics/marine/science/MSInteractive/Themes/pcod).



Figuur 2-9 Vereenvoudigde versie van het PCoD framework uit Figuur 2-8, zoals die is toegepast in het Interim PCoD model. Vanwege het gebrek aan empirische gegevens over de effecten van verandering van fysiologie en gedrag op de individuele gezondheid ('*health*') zijn de met stippellijnen aangegeven relaties tussen chronische effecten van dergelijke veranderingen en '*vital rates*' bepaald in een 'expert elicitation process' [Harwood et al, 2013/2014]. De term '*vital rates*' verwijst daarbij naar alle componenten van individuele gezondheid ('probabilities of survival and producing offspring, growth rate, and offspring survival').

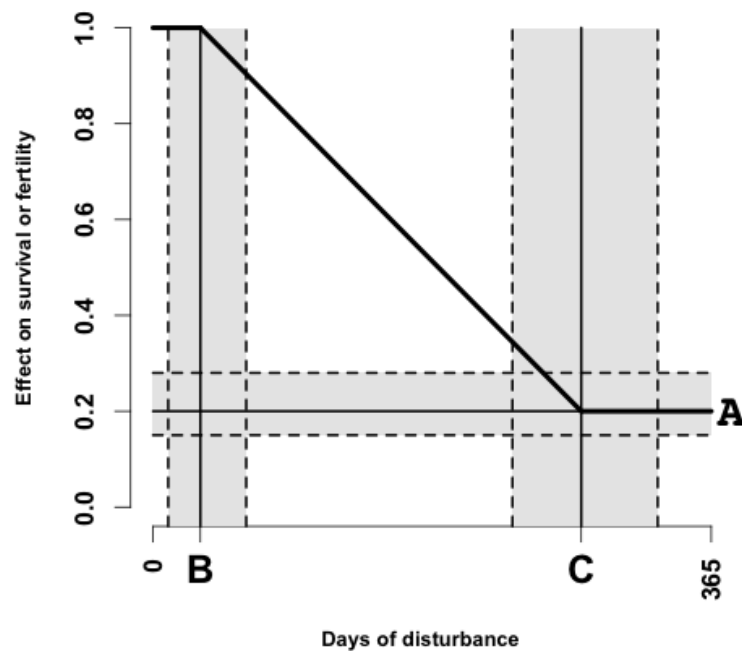
Intermezzo 'Expert elicitation'

In het Interim PCoD model wordt een kwantitatieve relatie gelegd tussen gedragsverstoring en '*vital rates*'. Die relatie is afgeleid door het raadplegen van experts, volgens een formeel 'expert elicitation' proces, omdat meetgegevens ontbreken. Daarbij zijn diverse technieken toegepast om de meningen van experts onafhankelijk te wegen en een numerieke schatting van de onzekerheid in de relatie te kunnen geven. Zie Harwood et al. (2014) voor details.

In de Interim PCoD implementatie die is toegepast voor deze studie wordt 'verstoring' ('significant behavioural response') gedefinieerd als een gedragsverandering die een negatief effect kan hebben op de kansen op overleven, voortplanting en het opvoeden van jongen. Dit komt ruwweg overeen met een score van 5 of hoger op de 'behavioural response severity scale' voor zeezoogdieren uit Southall et al. (2007).

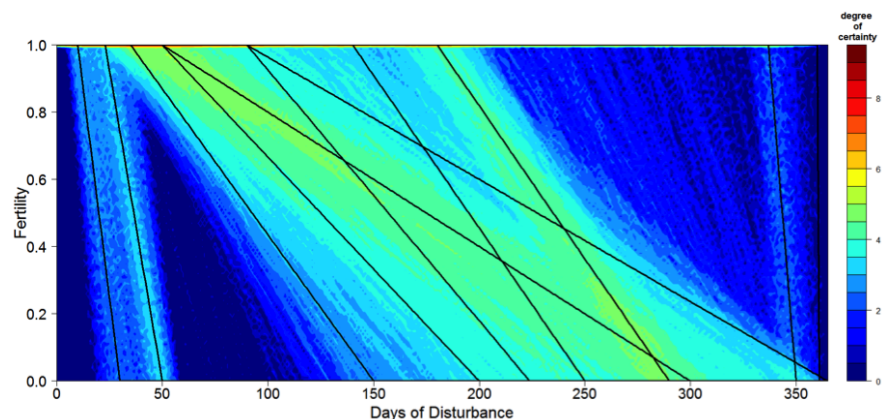
Een groep van 13 internationale experts, geselecteerd op basis van recente relevante publicaties, heeft deelgenomen aan het 'expert elicitation' proces voor bruinvissen. Hen is gevraagd de drie parameters A, B en C te schatten voor de in Figuur 2-10 weergegeven relatie tussen het aantal dagen verstoring gedurende een jaar en twee specifieke dominante '*vital rates*':

1. De overlevingskans van jongen (gespeend en niet-gespeend)
2. De kans op voortplanting van volwassen vrouwtjes



Figuur 2-10 Uit [Harwood et al, 2014]: The hypothetical relationship between the number of days of disturbance experienced by an individual marine mammal and its effect on the probability of survival or fertility. A is the maximum effect of disturbance on this probability (in this case, the actual probability will be the population survival rate multiplied by 0.2), B is the number of days of disturbance an individual can tolerate before its survival or fertility is affected, and C is the number of days of disturbance required to cause the maximum effect. The shaded areas indicate the likely range around the best estimates of A, B and C provided by each expert.

De antwoorden van de verschillende experts, inclusief een indicatie van de zekerheid, zijn gecombineerd tot een tweedimensionale kansverdelingsfunctie zoals weergegeven in Figuur 2-11.



Figuur 2-11 Uit [Harwood et al 2014]: Probability density function for the relationship between the number of days of disturbance experienced by an adult female harbour porpoise and the effect of that disturbance on her fertility. The black lines indicate the relationships suggested by individual experts. They are superimposed on a map that shows the overall support amongst the experts for particular combinations of values - "hot" colours (reds and yellows) indicate combinations for which there was a lot of support, and "cold" colours (various shades of blue) indicate combinations for which there was little or no support.

Uit deze kansverdelingen wordt een willekeurige ‘virtuele’ expert mening getrokken voor iedere simulatie-run van een stochastisch populatie-dynamisch model, waarin voor individuen in 10 leeftijdsklassen het berekende aantal verstoringsdagen wordt doorvertaald naar ‘vital rates’ en demografische ontwikkeling (zie verder [Harwood et al 2014]).

Andere relevante parameters in het Interim PCoD model zijn:

- De totale omvang van de populatie;
- De ‘vulnerable sub-population’: het deel van de totale populatie dat gedurende enige tijd verstoord kan worden door het onderwatergeluid van een specifiek project. Als de totale populatie zeer mobiel is kan dat een groot gedeelte van de totale populatie zijn. Het project kan echter ook in een voor een klein deel van de populatie kritische habitat plaatsvinden.
- De duur van de verstoring. De basisaanname in het Interim PCoD model is dat het effect van een verstoring gedurende een gedeelte van de dag tenminste één hele dag duurt. Uit veldstudies is gebleken dat dit in de realiteit ook minder of meer kan zijn (zie ook Intermezzo in § 2.4.1 en §2.4.2). Daarom kan in het Interim PCoD model een afwijkende duur van de verstoring in rekening worden gebracht via een “*residual days of disturbance*” parameter.

De juiste keuze van deze parameters is onzeker, omdat onderzoeksresultaten ontbreken of niet eenduidig zijn. Daarom verdient het aanbeveling de gevoeligheid van de modelberekeningen voor realistische variaties in deze parameters te onderzoeken. In hoofdstuk 3 is voor bruinvissen beschreven wat het effect van variaties in deze parameters op de modeluitkomsten kan zijn.

In het Interim PCoD model is ervan uitgegaan dat de bruinvispopulatie stabiel is en dat de populatieontwikkeling niet afhangt van de dichtheid. Voor de modeluitkomsten betekent dit dat na een eenmaal aangebracht effect op de populatie, *i.e.* een afname als gevolg van de activiteiten, de populatie hiervan na het beëindigen van de activiteiten niet herstelt en stabiliseert op een nieuw, lager niveau. Dit is een niet realistische versimpeling van de werkelijkheid. Voor een meer realistische inschatting van de populatieontwikkeling in de jaren van de verstoring, maar vooral na het beëindigen ervan is meer kennis nodig over dichtheidsafhankelijke effecten op populatieontwikkeling. Voor de bruinvis is de kennis daarover zeer beperkt (zie verder hoofdstuk 6).

2.5.3 Toepassing Interim PCoD in RWS project

In opdracht van Rijkswaterstaat Zee en Delta zijn door John Harwood c.s. in september 2014 verschillende voorlopige scenario's voor de Nederlandse situatie doorgerekend. Op verzoek van de werkgroep Onderwatergeluid zijn daarbij ook enkele aanpassingen in de *R*-scripts¹⁶ aangebracht. De resultaten van deze exercitie zijn door John Harwood tijdens de eerder genoemde workshop met ecologen toegelicht en vastgelegd in [Harwood et al, 2014b].

¹⁶ *R*-script: een in de programmeertaal *R* geschreven instructie voor het uitvoeren van een bepaalde bewerking

De resultaten van deze eerste, door SMRU uitgevoerde voorbeeldberekeningen zijn in de workshop met ecologen bediscussieerd. Mede op basis van deze discussie en discussies over te onderzoeken variaties in invoerparameters zijn diverse scenario's ontwikkeld. Vervolgens is door TNO het effect daarvan op de bruinvispopulatie met het Interim PCoD model onderzocht. Daarbij is zowel het effect van diverse scenario's voor de aanleg van windparken als voor seismische exploratie op de Noordzee op de bruinvispopulatie bekeken. De resultaten worden hierna in hoofdstuk 3 beschreven.

3 Toepassing voor bruinvissen

De in hoofdstuk 2 beschreven redeneerlijn is hier toegepast voor het bepalen van cumulatieve effecten op de bruinvispopulatie in de Zuidelijke Noordzee van een aantal generieke scenario's voor de aanleg van windparken en voor seismische exploratie in de jaren 2016 tot 2022.

De volgende stappen zijn per scenario doorlopen:

- 1 Berekening van de geluidverspreiding per heiklap of seismische airgun puls, gebruik makend van het AQUARIUS model van TNO;
- 2 Berekening van het zeeoppervlak waarbinnen bruinvisgedrag verstoord wordt door heiklappen of seismische airgun pulsen, op basis van de relevante akoestische drempelwaarde;
- 3 Berekening van het aantal mogelijk verstoorde dieren, door het verstoringsoppervlak te vermenigvuldigen met een schatting van lokale dierdichtheid in het seizoen waarin de activiteit plaatsvindt;
- 4 Berekening van het aantal dierverstoringsdagen per offshore project, door het berekende aantal verstoorde dieren per dag te vermenigvuldigen met het aantal verstoringsdagen, rekening houdend met de seizoenen en de duur van de verstoring per kalenderdag;
- 5 Berekening van de statistiek van de mogelijke ontwikkeling van de bruinvispopulatie over de jaren, gebruik makend van het Interim PCoD model van SMRU Marine (zie www.smr.co.uk/pcod)

Bij het concreet invullen van deze stappen zijn naar het beste huidige inzicht en in overleg met de werkgroep diverse parameterkeuzen gemaakt. Deze worden in dit en het vorige hoofdstuk (paragrafen 2.3 en 2.4) toegelicht en gemotiveerd. Het doel van de scenario-berekeningen voor de effecten van het onderwatergeluid bij de aanleg van windparken op de Noordzee in de jaren 2016 tot 2021 is het verkrijgen van inzicht in:

- De door Interim PCoD voorspelde omvang van het effect op de bruinvispopulatie;
- De gevoeligheid van de Interim PCoD berekeningen voor de gekozen invoerparameters;
- Het gevolg van mitigatiemaatregelen (zoals de huidige seizoensbeperking voor aanleg op het NCP en de in Duitsland opgelegde geluidsnorm) op de door Interim PCoD voorspelde omvang van het effect op de bruinvispopulatie.

3.1 Heien

3.1.1 Scenario's voor aanleg van windparken op de Noordzee

De voorgestelde 'redeneerlijn' is toegepast voor een aantal specifieke scenario's voor de aanleg van windparken op de Noordzee tussen juni 2016 en mei 2022 (jaren lopen in het Interim PCoD model van juni t/m mei).

Daarbij is uitgegaan van de door RWS Zee en Delta aangeleverde memo [Hazenoot, 2014] en Excel-file 'Welke buitenlandse windmolenparken te betrekken', van 5/8/2014. Deze bevatten informatie over de geplande locaties in Nederland,

Duitsland, Verenigd Koninkrijk, België en Denemarken: de geplande capaciteit voor de parken, jaar (soms ook maand) waarin de start van de aanleg is gepland en of er met monopile of tripod/jacket fundaties gewerkt gaat worden.

Vanwege de nog onzekere planning van de toekomstige aanleg van offshore windparken zijn noodzakelijkerwijs diverse aannamen gedaan bij het opstellen van de aanlegscenario's. De resultaten van deze studie geven dan ook vooral inzicht in parameterafhankelijkheden en relatieve effecten. In de Nederlandse scenario's is hier vooral onderzocht welk effect wordt bereikt met het toepassen van een seizoensrestrictie voor de aanleg, of met het eventueel opleggen van een geluidsnorm (SEL_1 op 750 m van de heipaal ≤ 160 dB re $1 \mu Pa^2s$) zoals die in Duitsland wordt voorgeschreven [BMU, 2013]. Het idee is dat de voorgestelde aanpak in toekomstige MER studies op basis van meer actuele en gedetailleerde informatie wordt uitgevoerd.

Voor de aanleg van de Nederlandse offshore windparken is uitgegaan van de huidige planning¹⁷ in de routekaart (brief aan de Tweede Kamer) opgesteld als uitwerking van het SER akkoord (www.energieakkoordser.nl):

Start aanleg	Locatie	Capaciteit
2017	Borssele	2 × 350 MW
2018	Borssele	2 × 350 MW
2019	Hollandse Kust Zuid Holland	2 × 350 MW
2020	Hollandse Kust Zuid Holland	2 × 350 MW
2021	Hollandse Kust Noord Holland	2 × 350 MW

Daarbij zijn vier planningen voor aanleg van de NL windparken meegenomen:

- A. Aanleg van twee windparken per jaar in het voorjaar, zonder geluidsnorm (*worst case*);
- B. Aanleg van twee windparken per jaar in het voorjaar, met geluidsnorm (op 750 m van de heipaal: ' $SEL_1 = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$);
- C. Aanleg van één park per jaar in het voorjaar en één in het najaar, zonder geluidsnorm;
- D. Aanleg van twee windparken per jaar in het najaar, zonder geluidsnorm.

Daarnaast is één hypothetische planning voor de aanleg van windparken in het buitenland (UK, DE, DK, BE) gegenereerd op basis van de volgende gegevens en aannamen:

- Startjaar/maand voor de aanleg uit de door RWS aangeleverde Excel-file;
- Geen heiwerkzaamheden in de wintermaanden (december, januari, februari);
- Waar alleen het startjaar bekend is, is een random startdatum tussen 1 maart en 30 november gekozen;
- Waar de startdatum in de Excel file tussen 1 januari en 1 maart ligt, is 1 maart als startdatum gekozen;
- Bij het in kaart brengen van alle windpark bouwactiviteiten op de Noordzee bleek dat soms onrealistisch veel parken tegelijkertijd gebouwd zouden

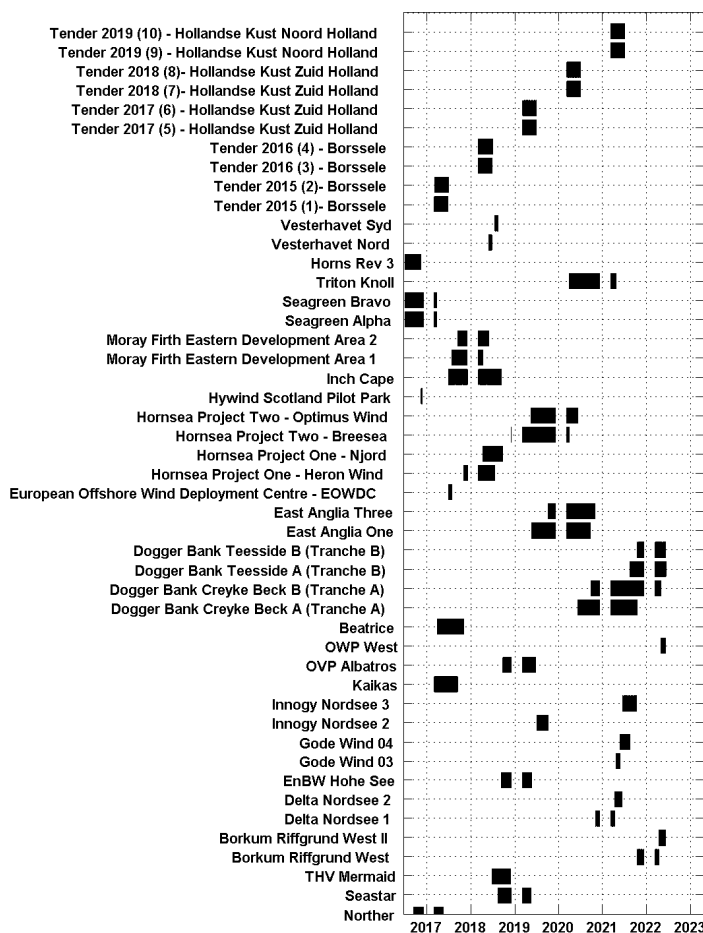
¹⁷ Voor de Interim PCoD berekeningen in deze studie is vooral de totaal geplande capaciteit van belang. Afwijkingen van de hier voorgestelde tijdsplanning van de aanleg zullen de conclusies uit deze studie niet veranderen.

moeten worden, waarvoor waarschijnlijk niet genoeg capaciteit bestaat. Daarom werd aangenomen dat er maximaal 6 heistellingen tegelijkertijd beschikbaar zijn voor aanleg op de Noordzee, waarvan er 2 in Nederland worden toegepast: parken die de eerste starttijd hebben komen als eerste aan de beurt; de rest schuift op in tijd tot een lopend project is voltooid. In totaal schuiven daardoor 7 parken van de lijst naar buiten de periode tot juni 2022 die in de berekening is betrokken. Deze parken zijn daardoor niet in rekening gebracht.

Bij het uitwerken van de scenario's zijn daarnaast de volgende aanvullende aannamen gedaan:

- Alle geplande turbines hebben een capaciteit van 6 MW;
- Het aantal turbines per park wordt bepaald uit de geschatte maximum capaciteit van het park gedeeld door 6 MW;
- In alle gevallen wordt aangenomen dat één fundering (monopile, tripod of jacket) per 48 uur wordt gebouwd: één heidag wordt steeds gevolgd door een dag zonder heien waarbij o.a. het heischip wordt verplaatst.

Figuur 3-1 geeft een overzicht van de zo samengestelde planning over de jaren van het internationale scenario, met scenario A voor de NL windparken.



Figuur 3-1 Voorbeeld van het toegepaste realisatie constructie schema van windparken in de Noordzee, met voor Nederland aanleg van twee windparken per jaar in het voorjaar, zonder geluidsnorm (worst case, scenario 11, zie §3.1.7).

3.1.2 Berekening van de geluidverspreiding

De geluidverspreiding wordt per locatie berekend met de huidige versie van het AQUARIUS model van TNO. Daarmee wordt op basis van de geschatte hamerenergie en van omgevingsparameters (bathymetrie, bodemgesteldheid en verstoring van het wateroppervlak door wind) de SEL_1 op 1 m boven de zeebodem in de omgeving uitgerekend. Deze maat is representatief voor de SEL_1 in het grootste gedeelte van de waterkolom, waar bruinvissen zich kunnen bevinden (zie ook §2.4.1).

Bij de berekeningen zijn de volgende aannamen gedaan:

- In vrijwel alle gevallen worden de turbines geplaatst op monopile fundaties (aangenomen paaldiameter ca. 8 m), die worden geslagen met een geschatte maximum hamerenergie van 2 MJ. Waar de beschikbare informatie aangeeft dat tripod of jacket fundaties toegepast zullen worden (paal diameter max. 4 m), is een hamerenergie van 800 kJ verondersteld.
- Voor de 800 kJ hamerklappen wordt uitgegaan van een maximale puntbronenergie die geschat is uit de meetgegevens van de aanleg van het Prinses Amalia windpark (Q7): $SL_E = 221 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s m}^2$. Voor de 2 MJ hamerklappen wordt deze opgeschaald naar $SL_E = 225 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s m}^2$.

- Voor de aanleg van windparken in Duitsland (en als alternatief in sommige scenario's) is verondersteld dat geluidmitigatie wordt toegepast, waarbij voldaan wordt aan de geluidnorm: op 750 m van de heipaal $SEL_1 = 160$ dB re $1 \mu Pa^2 s$. In dat geval wordt de bijpassende puntbronenergie voor de projectlocatie met AQUARIUS teruggerekend uit deze limietwaarde.
- In de AQUARIUS berekeningen wordt voor alle locaties uitgegaan van dezelfde sedimentparameters ('medium sand'), omdat specifieke informatie per locatie niet direct beschikbaar is.
- De AQUARIUS berekeningen worden uitgevoerd voor (realistische) omstandigheden met wind (6,5 m/s, op 10 m boven het wateroppervlak) en (*worst case*) zonder wind (0 m/s).

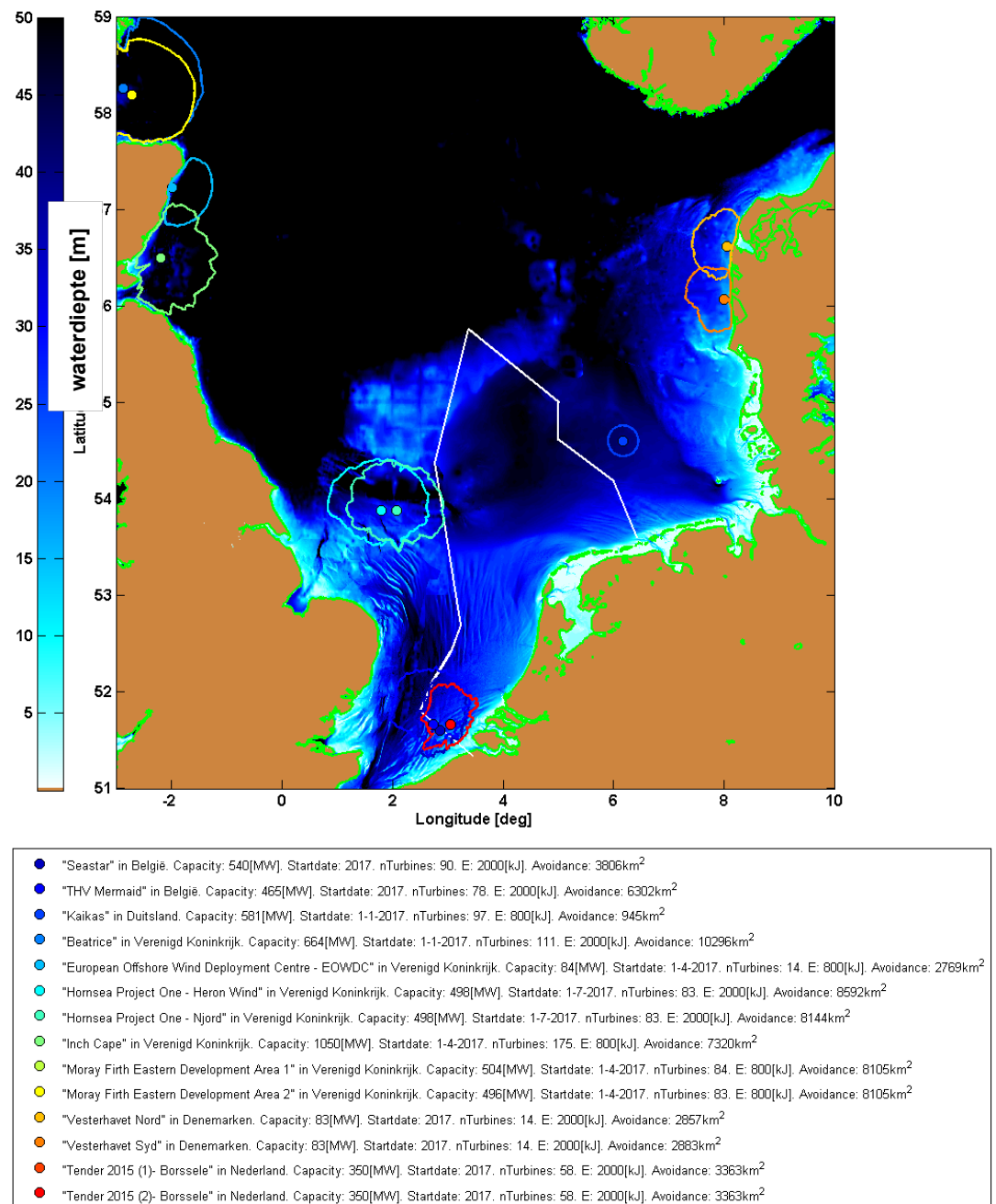
Bij de gelijktijdige aanleg van twee windparken met een mogelijk overlappend verstoringsoppervlak wordt aangenomen dat de palen om en om geslagen worden, zodat er elke 24 uur een paal geslagen wordt. Daardoor is er (als *worst case*) geen ruimtelijke overlap van de verstoringsoppervlakken per paal. Er wordt ook geen rekening gehouden met ruimtelijke overlap met verstoringsoppervlakken van buitenlandse parken.

3.1.3 *Berekening van het bruinvisverstoringsoppervlak*

Uit de AQUARIUS berekeningen wordt het 'bruinvisverstoringsoppervlak' bepaald: het oppervlak waarbinnen de op 1 m van de zeebodem berekende SEL_1 de akoestische drempelwaarde voor gedragsverstoring overschrijdt.

- Bij gebrek aan betere informatie hanteren we voorsnog een discrete drempelwaarde voor verstoring. Als alternatieven kiezen we daarbij (zie Intermezzo - Drempelwaarden voor effecten van onderwatergeluid op zeezoogdieren in §2.3.1)
 - a. $SEL_1 = 136$ dB re $1 \mu Pa^2 s$, op basis van [Kastelein et al 2014]
 - b. $SEL_1 = 144$ dB re $1 \mu Pa^2 s$, op basis van [Diederichs et al, 2014]
 - c. $SEL_1 = 140$ dB re $1 \mu Pa^2 s$, op basis van het Duitse Schallschutzkonzept [BMU, 2013]
- Als bruinvisverstoringsoppervlak nemen we het lineaire gemiddelde van de berekende verstoringsoppervlakten voor de omstandigheden met en zonder wind. Uit de resultaten van eerder uitgevoerde AQUARIUS berekeningen voor heigeluid in de Noordzee blijkt dat het verstoringsoppervlak voor situaties zonder wind ongeveer twee maal zo groot is als het voor situaties met wind. Met het lineaire gemiddelde kiezen we voor een schatting met een onzekerheid van $\pm 50\%$, afhankelijk van de actuele wind tijdens de aanleg.

Figuur 3-2 laat een voorbeeld zien van de berekende bruinvisverstoringsoppervlakken voor de aanleg van windparken in het scenario (§3.1.1) voor 2017.



Figuur 3-2 Voorbeeld van de berekende verstoringsoppervlakken voor de aanleg van windparken in 2017 (volgens het in §3.1.1 beschreven scenario). Dit voorbeeld toont de resultaten van berekeningen voor een situatie zonder wind en zonder toepassing van een geluidnorm (behalve in Duitsland, waar wel met een geluidnorm norm is gerekend). In de planning voor de aanleg treden deze verstoringen niet allemaal tegelijk op.

3.1.4 Berekening van het aantal verstoorde bruinvissen per projectdag

- Het aantal verstoorde bruinvissen per projectdag¹⁸ wordt berekend uit het bruinvisverstoringsoppervlak maal de geschatte lokale bruinvisdichtheid in het seizoen van de aanleg (zie Tabel 3-1).

¹⁸ Verder wordt hiervoor in dit rapport de term 'impulsdag' gebruikt.

- De planning van de projectdagen over jaren en seizoenen volgt uit de scenario's voor aanleg van windparken.
- Lokale bruinvisdichtheden per locatie en per seizoen zijn geschat op basis van gegevens uit de SCANS surveys [Hammond et al, 2002/2013], door IMARES uitgevoerde surveys op het NCP [Geelhoed et al 2011/2014], gegevens van SMRU [Harwood et al 2014, Verfuss et al 2014] en gegevens uit de diverse MER studies voor de geplande parken in de UK, zie Tabel 3-1.

Tabel 3-1 Geschatte lokale bruinvisdichtheid per deelgebied en per seizoen

	Lente (individueen/km ²)	Zomer (individueen/km ²)	Herfst (individueen/km ²)
Nederland, België, en East Anglia	1,42	0,48	0,398
Duitsland	0,98	0,98	0,98
Denemarken	1,3	2,9	1,6
Verenigd Koninkrijk Doggersbank	1,8	1,8	1,8
Verenigd Koninkrijk Schotland	0,2 – 0,7	0,2 - 0,7	0,2 - 0,7
Verenigd Koninkrijk Hornsea projects	1,4	1,8	1,3

3.1.5 Berekening van bruinvisverstoringsdagen

Het totale aantal bruinvisverstoringsdagen per project wordt geschat door het aantal projectdagen te vermenigvuldigen met het geschatte aantal verstoorde bruinvissen per projectdag voor het seizoen waarin de aanleg plaatsvindt.

Het Interim PCoD model kan ook de duur van de verstoring in rekening brengen.

- In het basisscenario gaan we uit van één verstoringsdag per heipaal (24 uur, geen 'residual day of disturbance').
- Omdat het heien van een paal veel minder tijd neemt dan een hele dag is ook een alternatief onderzocht waarbij de verstoring is beperkt tot maximaal 8 uur (grovweg 4 uur voor het heien en nog eens vier uur voor de bruinvis om terug te keren naar normaal gedrag). In dat geval telt het verstoren van één bruinvis gedurende één impulsdag als 1/3 bruinvisverstoringsdag (8 uur).
- Aan de andere kant zijn er aanwijzingen dat verstoorde bruinvissen meer dan één dag verstoord (of verdreven) zijn. Dat effect is onderzocht door één extra 'residual day of disturbance' per verstoringsdag in rekening te brengen (24 uur + 24 uur 'residual day') Zie Intermezzo in §2.4.1 en §2.4.2 voor achtergrond bij deze keuzes. Vanwege de aanname dat er om de dag geheid wordt en omdat er bij gelijktijdige aanleg van parken geen ruimtelijke overlap van de verstoringsoppervlakken is meegenomen resulteert dit in een effectieve verdubbeling van het aantal bruinvisverstoringsdagen per project.

De berekende verstoringsoppervlakte en het bijbehorende aantal mogelijk verstoorde bruinvissen per project over de jaren 2016 t/m 2022 voor het basisscenario: aanleg van alle buitenlandse parken gecombineerd met scenario A voor de NL parken, (nr. 11 zie §3.1.7) is:

Tabel 3-2 Geplande 'impulsdagen' (totale aantal dagen waarop geheid wordt, gesommeerd over alle projecten volgens het internationale basisscenario 11 zie §3.1.7) en het daarbij berekende aantal 'bruinvisverstoringsdagen'

	impulsdagen		bruinvisverstoringsdagen	
	aantal	percentage	aantal	percentage
Totaal (NL, VK, BE, DE, DK)	3709	100%	16439945	100%
Aandeel NL	580	16%	2326049	14%

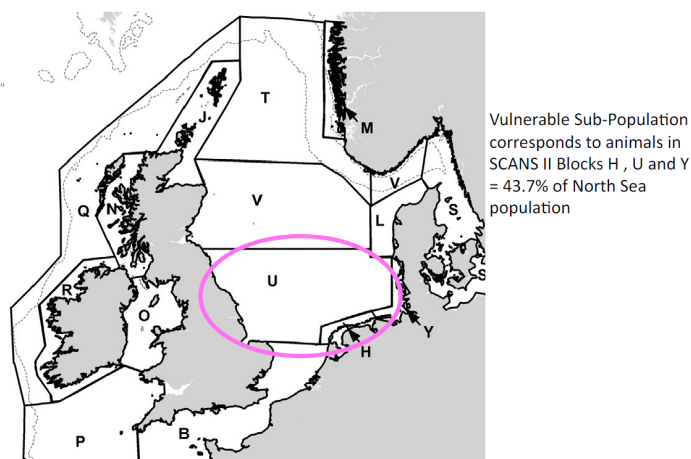
3.1.6 Interim PCoD berekeningen

Naast de bruinvisverstoringsdagen per offshore project gebruikt het Interim PCoD de volgende invoerparameters:

- Totale bruinvispopulatie (Noordzee)
- 'Vulnerable sub-population' per project: het gedeelte van de totale populatie dat beïnvloed kan worden.
- Demografische parameters

Aanname één is dat de totale relevante bruinvispopulatie stabiel is. Hier wordt niet mee gevarieerd. We gaan daarbij uit van een totaalschatting van 227.298 bruinvissen, de 'Management Unit North Sea' uit [IMMWG, 2013].

- Voor de NL en BE parken nemen we de IMARES 'Area D' populatie (geschat op 30.000 individuen [Geelhoed et al 2011/2014]) als '*vulnerable sub-population*' (zie Figuur 2-6).
- Voor de zuidelijke VK ('East Anglia') die dicht tegen de grens van het NCP aan liggen nemen we dezelfde 'Area D' populatie als voor de NL parken
- Voor de overige VK, DE en DK parken nemen we de geschatte populatie¹⁹ van 99.329 individuen uit de SCANS II blokken H, U en Y, zie Figuur 3-3.



Figuur 3-3 Indeling van de Noordzee in 'SCANS' blokken (uit PPT van J. Harwood, 10/10/2014)

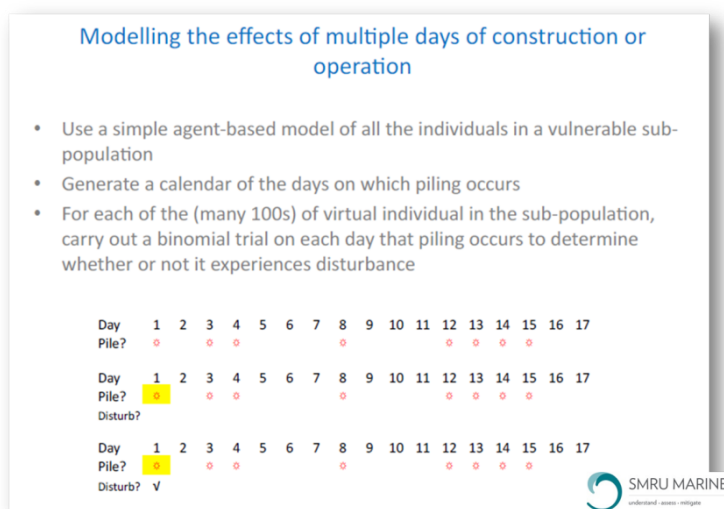
¹⁹ De omvang van de *vulnerable subpopulation* is bij nader inzien mogelijk met ongeveer 45.000 dieren onderschat, aangezien een deel van de in het VK geplande parken binnen deelgebied V valt. Dit kan de uitkomsten van de berekeningen enigszins hebben beïnvloed. Uit de vergelijking van de berekeningsresultaten (§3.1.7) voor het basisscenario 1 met de scenario's 5 (ongeveer tweemaal zo grote *vulnerable subpopulation*) en 6 (ongeveer 5 maal zo kleine *vulnerable subpopulation*) blijkt echter dat de uitkomsten van het model relatief ongevoelig zijn voor variaties in de omvang van de *vulnerable subpopulation*.

In het Interim PCoD model is ervan uitgegaan dat de bruinvispopulatie stabiel is en dat de populatieontwikkeling niet afhangt van de dichtheid. Voor de modeluitkomsten betekent dit dat na een eenmaal aangebracht effect op de populatie, *i.e.* een afname als gevolg van de activiteiten, de populatie hiervan na het beëindigen van de activiteiten niet herstelt. De populatie stabiliseert dan op een nieuw, maar lager niveau.

In de modelberekeningen is daarbij uitgegaan van een relatief lage '*adult survival*' (0,85), om effecten zoals bijvangst in rekening te brengen, en een relatief hoge '*fecundity*' (0,96), zie [Harwood et al, 2014]. Volgens SMRU Marine bleek uit eerdere testen dat de keuze voor een hogere *adult survival* (0,925) in combinatie met een lagere *fecundity* (0,48) tot vergelijkbare berekeningsresultaten leidde.

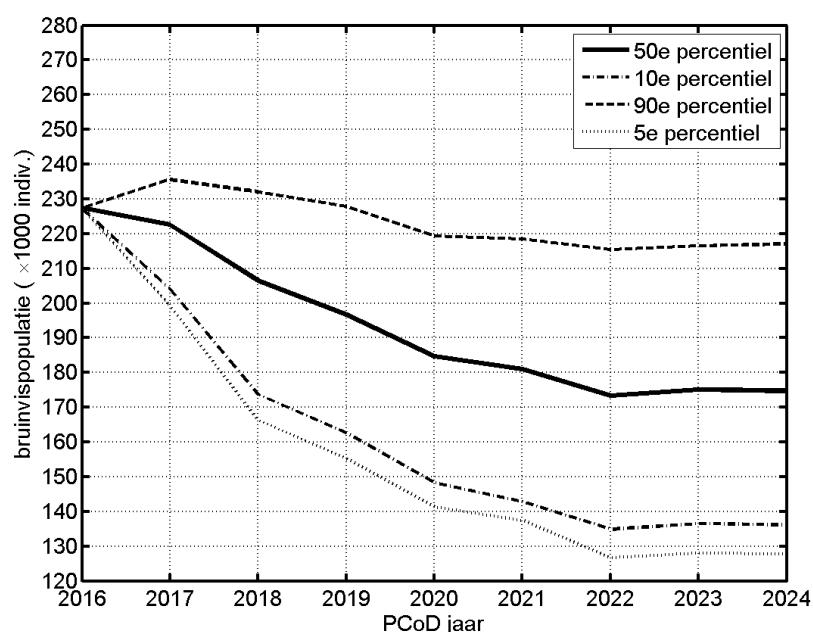
SMRU Marine heeft het Interim PCoD model geïmplementeerd in het statistische software pakket "R" (www.r-project.org zie ook §2.5.1). Per scenario zijn op basis van een kalender van verstoringsdagen per project (zie Figuur 3-4) 500 'trials' uitgevoerd voor virtuele individuen, zie verder [Harwood et al, 2014]. Uit de 500 uitkomsten volgt een statistische schatting (mediaan en percentielen) van de ontwikkeling van de populatieomvang over de jaren.

De kalender van impulsdagen loopt van juni 2016 t/m mei 2022 (Figuur 3-1). De populatieontwikkeling is uitgerekend t/m mei 2024. Omdat het model geen populatieherstel beschrijft, en omdat de aanleg van windparken in realiteit door zal gaan na mei 2022, zijn de berekeningsresultaten voor de jaren 2023 en 2024 niet erg realistisch. We gebruiken deze resultaten om een robuustere schatting van de populatiereductie na zes jaren van blootstelling aan impulsgekluid te geven. Dat doen we door als eindresultaat een gemiddelde van de schattingen van de populatieomvang (mediaan en percentielen) te bepalen over de jaren 2022 t/m 2024.



Figuur 3-4 De Interim PCoD berekeningen gaan uit van een kalender van verstoringsdagen per project.

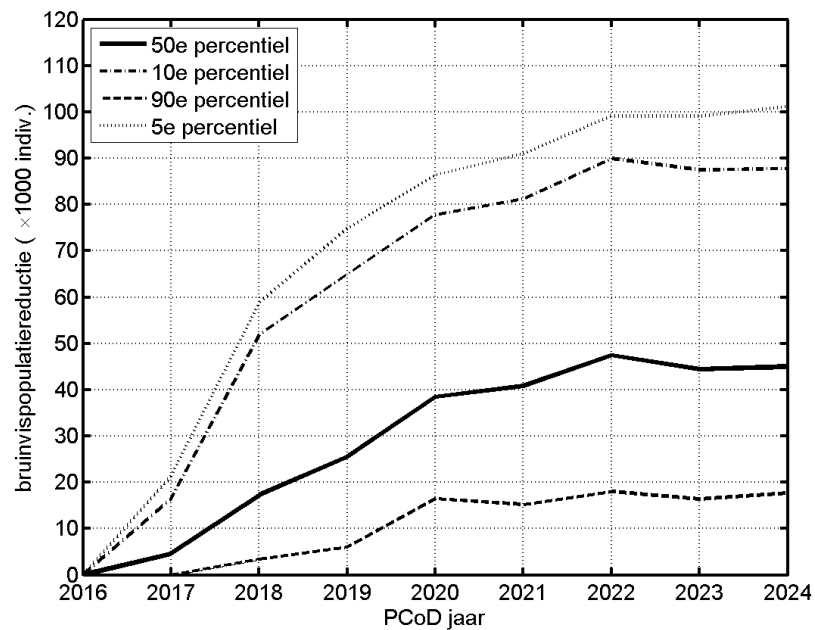
De volgende figuur (Figuur 3-5) toont de met het Interim PCoD tool berekende ontwikkeling van de bruinvispopulatie over de jaren voor scenario 11 (§3.1.7).



Figuur 3-5 De met Interim PCoD berekende ontwikkeling van de bruinvispopulatie op de Noordzee onder invloed van windparkontwikkeling volgens een internationaal scenario van aanleg van offshore wind parken (in de jaren 2016-2022) gecombineerd met scenario A voor de NL parken (scenario 11 in §3.1.7). Een PCoD jaar loopt van 1 juni t/m 31 mei. De dikke lijn geeft de mediaan (50e percentiel) en de lijnen voor de 10e en 90e percentielen tonen de grenzen waarbinnen 80% van de 500 simulatiesresultaten valt. In 95% van de simulaties is de omvang van de bruinvispopulatie groter dan die aangegeven door de 5e percentiel lijn.

Deze simulaties voorspellen een gemiddelde afname (mediaan of 50e percentiel) van de bruinvispopulatie van 227.298 naar 174.406 dieren (gemiddeld over de jaren 2022-2024) onder invloed van alle in rekening gebrachte heiprojecten op de Noordzee van juni 2016 tot juni 2022. Dat is een afname met 52.892 dieren, dus ~23% van de beschouwde totale Noordzeepopulatie.

De spreiding in de resultaten van de 500 berekeningen is het gevolg van de spreiding in het stochastische populatiemodel plus de spreiding ten gevolge van de statistische schatting van de dosis-effect relatie uit de 'expert elicitation' (Figuur 2-11). Het Interim PCoD model biedt de mogelijkheid om de spreiding in de resultaten ten gevolge van het stochastische populatiemodel te onderscheiden van de spreiding in de schatting van de additionele populatiereductie door onderwatergeluidverstoring (o.a. ten gevolge van de spreiding in de resultaten van de 'expert elicitation' zie ook §3.1.6). Daartoe wordt per individuele simulatie zowel de ontwikkeling van de verstoorde als van de onverstoorde populatie berekend. Het verschil wordt opgeslagen als 'additionele populatiereductie'. Figuur 3-6 toont de ontwikkeling van die additionele populatiereductie ten gevolge van verstoring door heigeluid, voor hetzelfde internationale scenario waarvoor de populatieontwikkeling is weergegeven in Figuur 3-5.

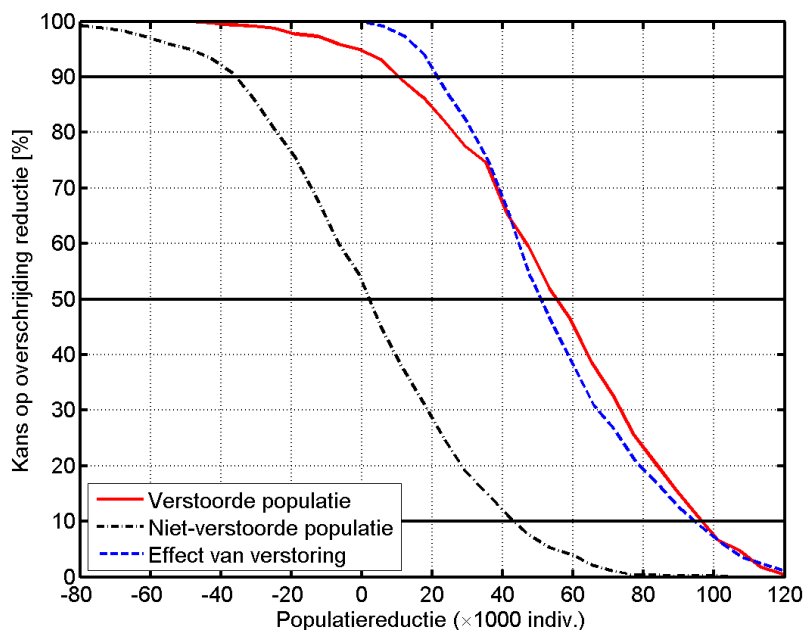


Figuur 3-6 De met Interim PCoD berekende, door verstoring door heigeluid veroorzaakte, reductie van de bruinvispopulatie op de Noordzee voor een internationaal scenario van aanleg van offshore wind parken (in de jaren 2016-2022) gecombineerd met scenario A voor de NL parken (scenario 11 in §3.1.7). Een PCoD jaar loop van 1 juni t/m 31 mei. De dikke lijn geeft de mediaan (50e percentiel) en de lijnen voor de 10e en 90e percentielen geven de grenzen waarbinnen 80% van de 500 simulatieresultaten valt. In 95% van de simulaties is de reductie van de bruinvispopulatie door geluidverstoring kleiner dan die aangegeven door de 5e percentiel lijn.

De bijbehorende kansverdeling is geïllustreerd in Figuur 3-7. De 'vital rates' in het populatiemodel zijn zodanig gekozen dat de kans op afname van de onverstoorde populatie vrijwel gelijk is aan de kans op toename, zodat de kans op een populatiereductie groter dan 0 ongeveer gelijk is aan 50%. De spreiding in het stochastische populatiemodel is symmetrisch: in 10% van de simulaties neemt de onverstoorde populatie af met meer dan 40.000 individuen, maar er is ook een kans van 10% dat de populatie met meer dan 40.000 individuen toeneemt.

Verstoring door onderwatergeluid leidt in alle gevallen tot een positieve additionele populatiereductie. Uit Figuur 3-7 is af te lezen dat er voor het betreffende internationale scenario een kans van 10% is op een additionele reductie groter dan ~88.000 individuen, een kans van 50% op een additionele reductie groter dan ~46.000 individuen en een kans van 90% op een additionele reductie groter dan ~17.000 individuen.

Bij de uiteindelijke beoordeling van de risico's van onderwatergeluidverstoring voor de bruinvispopulatie is behoefte aan een schatting van het maximale effect, met een hoge zekerheid. Daarom wordt hier geadviseerd om daarbij uit te gaan van een 5% kans op overschrijding van maximaal toelaatbare populatiereductie.



Figuur 3-7 Cumulatieve verdeling (voor het scenario uit Figuur 3-5) van de uitkomsten na 6 jaar van de 500 Interim PCoD simulaties. Deze beschrijft de kans dat de populatiereductie groter is dan de door de curve aangegeven waarde. De snijpunten van de 'Verstoorde populatie' lijn met de 10%, 50% en 90% kans-lijnen komen overeen met de punten voor het jaar 2022 in Figuur 3-5. De blauwe streeplijn geeft het toegevoegde effect van de verstoring door onderwatergeluid, bepaald uit de verschillen tussen de verstoorde en de niet-verstoorde populatie per individuele simulatie.

3.1.7 Berekeningsscenario's

In aanvulling op de hierboven genoemde internationale en nationale planningsscenario's voor de aanleg van windparken op de Noordzee in de jaren 2016-2021 zijn berekeningen uitgevoerd voor een aantal extra scenario's om inzicht te krijgen in de bandbreedte van de berekeningsresultaten. Deze gaan alle uit van het NL 'worst case' scenario A: aanleg van twee windparken tegelijkertijd in het voorjaar van iedere jaar (zie 3.1.1 voor beschrijving scenario's A tot en met D). Achtereenvolgens zijn de volgende 14 scenario's doorgerekend voor heien op zee:

Variaties in Nederlandse scenario's: (subpopulatie 30.000 dieren)

- 1 Alleen de NL parken, scenario A: 2 parken in het voorjaar
- 2 Alleen de NL parken, scenario B: 2 parken in het voorjaar met geluidsnorm $SEL_1(750\text{ m}) = 160\text{ dB re } 1\text{ }\mu\text{Pa}^2\text{s}$
- 3 Alleen de NL parken, scenario C: 1 park in het voorjaar en 1 in het najaar
- 4 Alleen de NL parken, scenario D: 2 parken in het najaar

Modeltesten; gevoeligheid voor parameters:

- 5 Alleen de NL parken, scenario A, met een grotere 'vulnerable sub-population': de NCP populatie (66.000 dieren)

- 6 Alleen de NL parken, scenario A, met kleinere '*vulnerable sub-population*': de beïnvloede populatie (6.518 dieren²⁰)
- 7 Alleen de NL parken, scenario A, met 2 verstoringdagen per impulsdag (één '*residual day of disturbance*')
- 8 Alleen de NL parken, scenario A, met 1/3 verstoringdag per impulsdag (8 uur)
- 9 Alleen de NL parken, scenario C, met 2 verstoringdagen per impulsdag (één '*residual day of disturbance*')
- 10 Alleen de NL parken, scenario A, met hogere verstoringdrempelwaarde $SEL_1 = 144 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$

Internationale cumulatie van effecten:

- 11 Alle buitenlandse parken gecombineerd met scenario A voor de NL parken (basisscenario)
- 12 Alle buitenlandse parken alleen, zonder de NL parken
- 13 Alle buitenlandse parken gecombineerd met scenario A voor de NL parken, met hogere verstoringdrempelwaarde $SEL_1 = 144 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ (basisscenario met hogere drempelwaarde)
- 14 Alle buitenlandse parken gecombineerd met scenario A voor de NL parken, met hogere verstoringdrempelwaarde $SEL_1 = 144 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ én met geluidsnorm $SEL_1(750 \text{ m}) = 165 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$
- 15 Seismisch scenario, zie §3.2

Aanvullende variaties in Nederlandse scenario's: (subpopulatie 30.000 dieren)

- 16 Alleen de NL parken, 2 parken in het voorjaar met geluidsnorm $SEL_1(750 \text{ m}) = 165 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$
- 17 Alleen de NL parken, 2 parken in het voorjaar met geluidsnorm $SEL_1(750 \text{ m}) = 168 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$

²⁰ De omvang van deze locatie-trouwe sub-populatie is geschat door het grootste berekende verstoringsoppervlakte van de NL parken (4538 km²) plus een geschat parkoppervlakte van 52 km² te vermenigvuldigen met de hoogste dierdichtheid (Lente, Tabel 3-1)

3.2 Scenarioberekening voor seismische exploratie

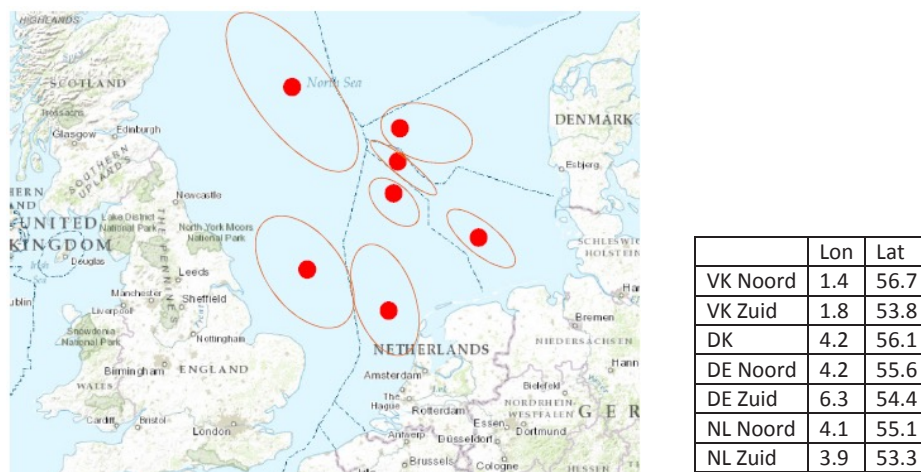
De voorgestelde 'redeneerlijn' is ook toegepast voor één specifiek scenario voor seismische exploratie op de Noordzee in de jaren 2016 t/m 2022. Dit scenario is niet in Interim PCoD gecumuleerd met de scenario's voor de aanleg van windparken, omdat de effecten van seismische exploratie waarschijnlijk al gedeeltelijk verdisconteerd zijn in het populatie dynamisch model, aangezien deze invloed al vele jaren aanwezig is (hoewel met grote variaties van jaar tot jaar). Het scenario (locaties en bijbehorende planning van exploratiedagen over de jaren 2016-2022) is aangeleverd door Royal HaskoningDHV, op basis van openbaar beschikbare informatie²¹ over seismisch onderzoek op de zuidelijke Noordzee.

Daarbij zijn de volgende uitgangspunten toegepast:

- Er vindt jaarlijks 20.000 km² aan 3D seismisch onderzoek op het zuidelijk deel van de Noordzee plaats (Nederland, Duitsland, Denemarken en VK samen);
- Voor een oppervlak van 1000 km² wordt 6 weken onderzoekstijd aangehouden (incl. 20% *down time*, waarbij de airgun uit staat), ongeacht methode, type airgun en resolutie;
- Het seismisch onderzoek vindt plaats van maart tot en met oktober;
- Er vinden maximaal 8 onderzoeken tegelijkertijd op de Noordzee plaats;
- Het merendeel van de onderzoeken vinden in voorjaar plaats (gelijk aan het windparkscenario).

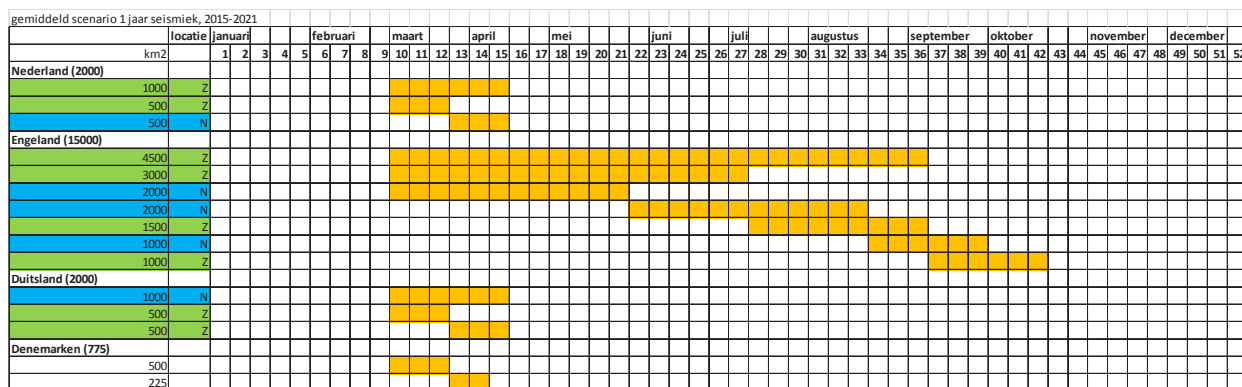
In een 'realistisch' scenario vinden er op de gehele zuidelijke Noordzee ongeveer 8 seismische onderzoeken tegelijkertijd plaats in de in de volgende figuur aangegeven gebieden. Dit is gebaseerd op gegevens van 3D seismische onderzoeken uit het verleden. De figuur is een sterk vereenvoudigde weergave van de werkelijke gebieden waar seismisch onderzoek plaatsvindt. Voor dit enkele realistische scenario is gekozen om de 7 gebieden waar de afgelopen jaren meeste seismische onderzoeken hebben plaatsgevonden weer te geven. De tabel geeft de uit de figuur afgelezen coördinaten van de rode punten.

²¹ UK kaarten: www.ukoilandgasdata.com; NL kaarten: www.nlog.nl; DE kaarten: www.gpdn.de
Ministerie van Economische Zaken, "Delfstoffen en aardwarmte in Nederland. Jaarverslag 2013" LBEG. Jahresberichten "Erdöl und Erdgas in der Bundesrepublik Deutschland 2010-2013"; Danish Energy Agency, "Oil and Gasproduction in Denmark 2013"



Figuur 3-8 Locaties op de Noordzee voor het scenario voor seismische exploratie

Het voorgestelde jaarschema voor seismische exploratie in deze gebieden is weergegeven in de volgende tabel. Dit voorstel is gebaseerd op de eerder genoemde uitgangspunten. Aangezien er voor seismisch onderzoek geen gegevens bekend zijn over waar, wanneer en hoeveel onderzoek er gaat plaatsvinden komende jaren, is dit het best beschikbare wat er momenteel voorhanden is. Dit scenario wordt in de Interim PCoD berekening jaarlijks herhaald tussen juni 2016 en mei 2022. Dit is een globaal scenario, enkel en alleen bedoeld om de relatieve impact van seismiek naast de impact van heien voor windparken te kunnen zetten.



Figuur 3-7 Jaarlijkse planning voor het seismische exploratie scenario

Bij de berekening van het verstoringsoppervlak wordt rekening gehouden met een typische verplaatsing van het exploratieschip per dag. We rekenen per locatie voor één schot uit wat het verstoringsoppervlak voor bruinvissen is. Dat oppervlak A benaderen we door een cirkel en berekenen zo de effectieve verstoringafstand $R = (A/\pi)^{1/2}$. Deze afstand R tellen we aan alle kanten op bij het dagelijkse surveygebied van tracklengte $\times$ gebiedsbreedte [km^2], waarbij de gebiedsbreedte bepaald wordt door de afstand tussen de verschillende track lines die op een dag gevaren worden. Daarmee wordt het totale verstoringsoppervlak per dag $\sim (\text{tracklengte} + 2R) \times (\text{gebiedsbreedte} + 2R)$ [km^2].

Het aantal verstoorde dieren per dag volgt uit de vermenigvuldiging van dit oppervlak met de lokale bruinvisdichtheid in het seizoen.

Bij deze 15^{de} scenario-berekening wordt verder uitgegaan van

- een duur van 6 weken voor een survey van een oppervlak van 1000 km². Met 20% down time wordt dat oppervlak in ~34 dagen geschoten, dus ongeveer 30 km² per dag.
- De 20% down time wordt verrekend door willekeurig (met een kans van 20%) een dag over te slaan.
- Bij een tracklengte van ~25 km wordt een gebiedsbreedte van ~1,2 km per dag geschoten.
- Voor de bronsterkte van de airguns wordt overal uitgegaan van de door TNO in een studie voor Wintershall [Ainslie et al 2012b] gebruikte gegevens (zie §2.2.3).
- Een drempelwaarde voor verstoring $SEL_1 = 136 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$, gelijk aan de drempelwaarde die is gekozen voor verstoring door heigeluid in het internationale scenario (§3.1.7).
- Een duur van het beïnvloedingseffect van 24 uur per exploratiedag (dus geen 'residual days of disturbance'). Omdat er vrijwel dagelijks geschoten wordt neemt bij het in rekening brengen van een residual day het aantal bruinvisverstoringsdagen sowieso minder toe dan bij het om de dag heien voor windparken (§3.1.1).
- Als 'vulnerable sub-population' voor het seismische exploratie scenario nemen we de geschatte populatie van 99.329 individuen uit de SCANS II blokken H, U en Y (Figuur 3-3), behalve voor de 'NL zuid' projecten, waar we, net zoals voor het heien, de geschatte 'area D' populatie van 30.000 dieren gebruiken.

De geschatte lokale bruinvisdichtheden per project per seizoen zijn:

Tabel 3-3 Geschatte lokale bruinvisdichtheid per gebied en per seizoen (zie ook Tabel 3-1)

	Lente (individueen/km²)	Zomer (individueen/km²)	Herfst (individueen/km²)
VK Noord	0,2	0,2	0,2
VK Zuid	1,4	1,8	1,3
DK	1,029	0,396	0,391
DE Noord	1,029	0,396	0,391
DE Zuid	0,98	0,98	0,98
NL Noord	1,029	0,396	0,391
NL Zuid	1,42	0,48	0,398

3.3 Berekeningsresultaten

Tabel 3-3 vat de berekeningsresultaten voor alle scenario's samen. Hierbij is het aantal 'bruinvisverstoringsdagen' gelijk aan het aantal bruinvissen dat gedurende een dag door heien of seismische exploratie wordt verstoord maal het aantal dagen waarop die verstoring plaatsvindt voor alle projecten gesommeerd over alle scenario-jaren. Eventuele 'residual days of disturbance' zijn als extra verstoringsdagen meegenomen en in het scenario waarbij de verstoringsduur

beperkt is tot 8 uur per dag is het aantal verstoringdagen 1/3 van het aantal impulsdagen.

Tabel 3-4 Interim PCoD berekeningsresultaten voor de 14 scenario's voor aanleg van windparken op de zuidelijke Noordzee in de jaren 2016-2022. 'Impulsdagen' geeft de som over de jaren en over de parken van het aantal dagen waarop geheid wordt. 'Bruinvisverstoringdagen' geeft het product van die impulsdagen met het aantal verstoorde bruinvissen per impulsdag per park (rekening houdend met de seizoenen) en met de duur van de verstoring per impulsdag (1/3, 1 of 2 dagen). De berekende additionele populatiereductie is uitgedrukt in percentielen van 500 simulatieresultaten, gemiddeld over de jaren 2022-2024. Negatieve getallen geven aan dat het stochastische model een kleine kans op toename van de populatie berekent.

scenario	impulsdagen	bruinvisverstoringdagen	ADDITIONELE populatiereductie (individueel)			
			mediaan (50e percentiel)	5e percentiel	10e percentiel	90e percentiel
1	580	2.326.049	7.418	19.344	15.872	924
2	580	203.668	4	2.645	1.000	-15
3	580	1.572.572	5.274	16.303	13.361	4
4	580	802.261	1.422	8.960	7.025	-6
5	580	2.326.049	5.954	28.363	20.840	-4
6	580	2.326.049	3.748	5.370	5.038	2.608
7	580	4.652.098	11.304	23.358	20.683	5.131
8	580	77.535	563	8.797	6.902	-10
9	580	3.145.144	9.365	20.723	18.893	3.432
10	580	905.803	1.938	9.595	7.525	-10
11	3.709	16.439.945	45.633	99.794	88.388	17.377
12	3.129	14.112.896	41.528	92.437	83.834	16.798
13	3.709	6.052.801	21.851	65.746	50.488	150
14	3.709	388.435	0	3.174	585	-16
15	3.425	21.808.285	53.498	97.453	88.160	30.790
16	580	419.877	54	5.263	3.300	-11
17	580	633.702	516	7.229	5.854	-10

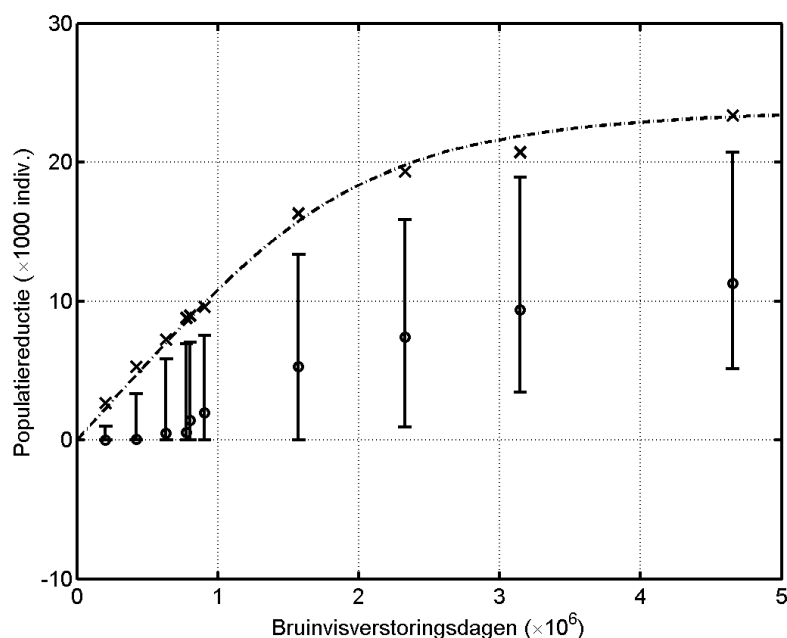
In het internationale basisscenario (11) zijn de Nederlandse parken verantwoordelijk voor circa 14% van de bruinvisverstoringdagen in de periode 2016-2022. Het resultaat van scenario 1 (alleen NL parken) laat zien dat de gemiddelde berekende populatiereductie door de NL parken (mediaan 7.418 dieren) ongeveer 16% bedraagt van de totale reductie door alle parken in scenario 11 (mediaan 45.633 dieren). Dat suggereert dat het aantal bruinvisverstoringdagen een goede indicator is voor de berekende populatiereductie, in overeenstemming met het uitgangspunt van het Interim PCoD model, dat is gebaseerd op een in een 'expert elicitation' vastgestelde statistische relatie tussen aantal dagen van 'significant behavioral response' en 'vital rates',

Figuur 3-9 toont de trend van de populatiereductie als functie van de bruinvisverstoringdagen voor de Nederlandse scenario's. Daarbij zijn de scenario's

5 en 6, waarin de 'vulnerable subpopulation' is gevarieerd buiten beschouwing gelaten. Waar het aantal bruinvisverstoringsdagen kleiner is dan 10^6 neemt de 5e percentielwaarde van de populatiereductie lineair toe met verstoringdagen. Een least-square fit in dit gebied geeft een toename van de reductie met 11.03 individuen per 1000 bruinvisverstoringsdagen. Voor grotere aantallen verstoringdagen zwakt die toename af. De berekeningsresultaten suggereren dat de maximale populatiereductie bij grotere verstoring beperkt is tot circa 80% van de 'vulnerable subpopulation'. De gefitte trendlijn volgt de formule:

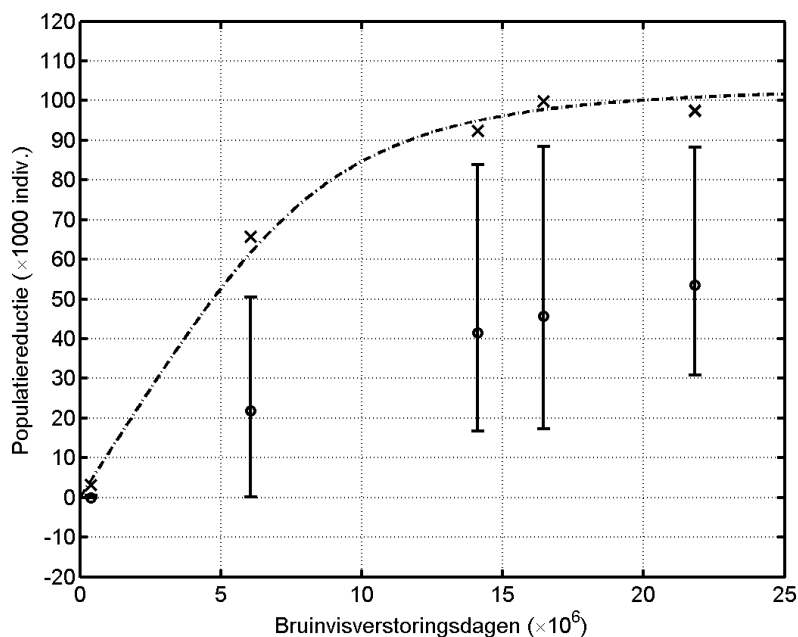
$$\text{Populatiereductie} = \left(\left(\frac{1}{11.03 \cdot 10^{-3} \times \text{hpdd}} \right)^3 + \left(\frac{1}{0.8 \times \text{vulpop}} \right)^3 \right)^{-\frac{1}{3}}$$

De populatiereductie is daarbij uitgedrukt in aantal individuen, hpdd is het aantal bruinvisverstoringsdagen en vulpop is aantal individuen in de 'vulnerable subpopulation'. De factor $11.03 \cdot 10^{-3}$ volgt uit een least-squares fit aan de punten waarvoor $\text{hpdd} < 1$ en de factor 0.8 en de macht 3 zijn op het oog gefit.



Figuur 3-9 Berekenende additionele populatiereductie als functie van het aantal bruinvisverstoringsdagen, voor de NL scenario's met een gelijke 'vulnerable subpopulation' van 30.000 dieren (scenario's 1-4, 7-10 en 16-17, zie §3.7.1 en Tabel 3-4). Cirkel-symbolen geven de mediaan-waarden en de verticale lijnen geven de bandbreedte tussen de 10% en 90% percentielen. De 'x' symbolen geven de 5e percentielwaarden. De lijn volgt de aan de 5e percentielwaarden gefitte formule (zie tekst boven deze figuur).

Figuur 3-10 laat zien dat ook in de internationale windpark en seismische scenario's het aantal bruinvisverstoringdagen een goede indicator is voor de populatiereductie en dat dezelfde formule een goede beschrijving geeft van de berekende 5e percentielwaarden. De lineaire trend voor $\text{hpdd} < 1$ lijkt daarmee niet af te hangen van de omvang van de vulnerable subpopulation.



Figuur 3-10 Berekende additionele populatiereductie als functie van het aantal bruinvisverstoringdagen, voor de internationale scenario's met een totale 'vulnerable subpopulation' van 99.329+30.000 dieren (scenario's 11-15, zie §3.7.1 en Tabel 3-4), bij. Cirkel-symbolen geven de mediaan-waarden en de verticale lijnen geven de bandbreedte tussen de 10% en 90% percentielen. De 'x' symbolen geven de 5e percentielwaarden. De lijn volgt de aan de 5e percentielwaarden gefitte formule (zie tekst boven deze figuur).

3.4 Conclusies uit de Interim PCoD resultaten

Het geschatte aantal bruinvisverstoringdagen ten gevolge van het impulsief geluid bij offshore heien of seismische exploratie is volgens dit model een goede initiële maat is voor het effect op de populatie.

Uitgaande van de in deze studie gekozen parameters voor de bruinvispopulatie op de Noordzee kan zonder extra Interim PCoD berekeningen een initiële schatting van een maximale populatiereductie die met een 95% zekerheid niet wordt overschreden bepaald worden met behulp van de volgende benaderingsformule:

$$\text{Populatiereductie} = \left(\left(\frac{1}{11.03 \cdot 10^{-3} \times \text{hpdd}} \right)^3 + \left(\frac{1}{0.8 \times \text{vulpop}} \right)^3 \right)^{-\frac{1}{3}}$$

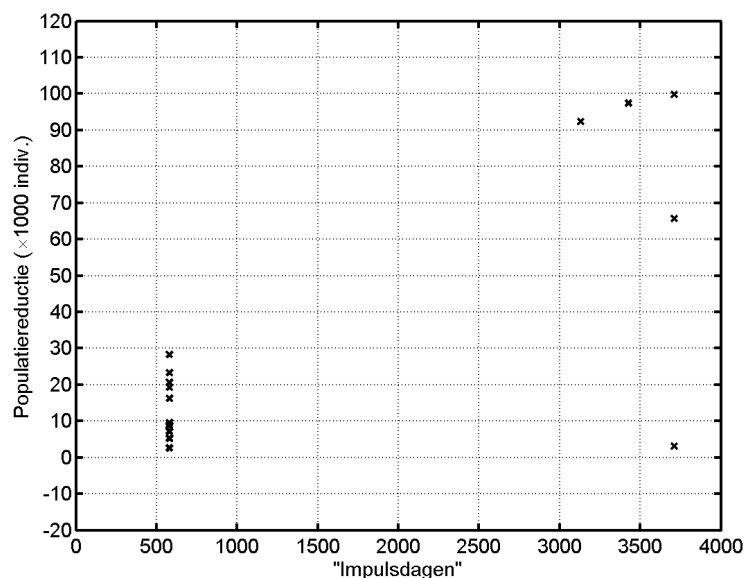
De populatiereductie is daarbij uitgedrukt in aantal individuen, hpdd is het aantal bruinvisverstoringdagen en vulpop is aantal individuen in de 'vulnerable subpopulation'.

Verdere bevindingen zijn:

- Het berekende aantal bruinvisverstoringdagen is gevoelig voor de keuze van de drempelwaarde voor verstoring: bij een drempel $\text{SEL}_1 = 144$ dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ (scenario 10) zijn de verstoringsoppervlakken voor de diverse locaties (en dus ook het geschatte aantal bruinvisverstoringdagen) een factor 0,32 ($\pm 0,08$) kleiner dan bij een drempel $\text{SEL}_1 = 136$ dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ (scenario 1).

Uit aanvullende akoestische berekeningen bleek dat die factor bij een drempel $SEL_1 = 140$ dB re $1 \mu Pa^2 s$ gelijk is aan $0,58 (\pm 0,08)$.

- Het berekende aantal bruinvisverstoringsdagen neemt in de gekozen scenario's (met een dag rust tussen twee heidagen) lineair toe met de keuze van de duur van de verstoring (scenario's 3-6-7).
- Toepassen van de Duitse geluidsnorm ($SEL_1(750m) = 160$ dB re $1 \mu Pa^2 s$) heeft een groot effect. In het Nederlandse scenario (2) daalt het aantal bruinvisverstoringsdagen (t.o.v. scenario 1) met een factor 11. Dat resulteert in een kleine toename van de populatie in de mediaanschatting (binnen de marges van de lineaire trend). In het internationale scenario (14), met toepassing van de geluidsnorm voor alle parken, is het aantal bruinvisverstoringsdagen een factor 3,5 kleiner dan in het scenario 13 waarbij die norm alleen in Duitsland wordt toegepast.
- Bij de in deze studie veronderstelde heiklapenergie van 2000 kJ en zonder mitigerende maatregelen is $SEL_1(750m) \approx 174$ dB re $1 \mu Pa^2 s$ (afhankelijk van de lokale omstandigheden). Om aan de Duitse geluidsnorm te voldoen dient zodoende een reductie van 14 dB of meer gehaald te worden. De berekeningsresultaten voor aanleg van de Nederlandse parken met een minder strenge geluidsnorm (scenario's 16 en 17) laten zien dat ook in die gevallen een aanzienlijk kleinere populatiereductie wordt berekend dan in te scenario (1) zonder geluidsnorm.
- Het totale berekende effect van het seismische scenario (15) is van dezelfde orde van grootte als het totale effect dat is berekend voor de bouw van de windparken (scenario 11).
- Figuur 3-11 laat zien dat alleen het aantal 'impulsdagen', waarop geheid wordt of waarop seismische exploratie plaatsvindt, een minder goede indicator is voor het populatie-effect, omdat hierbij geen rekening wordt gehouden met de lokale grootte van het verstoringsoppervlak en de bruinvisdichtheid.



Figuur 3-11 Berekende additionele populatiereductie (5e percentielwaarden) als functie van het aantal "impulsdagen", voor alle scenario's (zie §3.7.1 en Tabel 3-4).

4 Mogelijke aanpak voor zeehonden

4.1 Inleiding

Voor zeehonden zijn geen PCoD berekeningen uitgevoerd. De motivatie om in het geval van bruinvissen te kiezen voor het interim PCoD model op basis van expert opinion zoals beschreven in hoofdstuk 2, is dat gegevens ontbreken over beweging en gedrag van individuen in de ruimte en tijd. Voor zeehonden zijn dergelijke data wel beschikbaar en zou de energetische consequentie van een interruptie in foerageermogelijkheden op basis van de locatie- en duikdata in principe kunnen worden berekend (e.g. [New et al, 2014], [Costa 2012]). Een, op de berekening van cumulatieve effecten van impulsief geluid op zeehondenpopulaties toegespitst model waarin van deze gegevens gebruik is gemaakt, is echter niet op korte termijn beschikbaar (zie verder Hoofdstuk 6 Kennisleemten).

Cumulatieve effecten van impulsief geluid op populaties van zeehonden kunnen daarom nog niet op deze wijze worden berekend. Er kan echter wel een indruk van de mogelijke omvang van de effecten worden verkregen door de stappen van de in Hoofdstuk 2 gepresenteerde redeneerlijn te doorlopen:

- 1 Bereken geluidverspreiding per heiklap of seismische airgun puls;
- 2 Bereken het zeeoppervlak waarbinnen zeehonden verstoord worden door heiklappen of seismische airgun pulsen, op basis van de relevante akoestische drempelwaarde²²;
- 3 Bereken het aantal mogelijk verstoorde dieren, door het verstoringsoppervlak te vermenigvuldigen met een schatting van de lokale dierdichtheid, zo mogelijk gespecificeerd voor het seizoen waarin de activiteit plaatsvindt;
- 4 Bereken het aantal dierverstoringsdagen per offshore project, door het berekende aantal verstoorde dieren per dag te vermenigvuldigen met het aantal verstoringsdagen, rekening houdend met de seizoenen;
- 5 Bereken de statistiek van de mogelijke ontwikkeling van de zeehondenpopulatie over de jaren, gebruik makend van het Interim PCoD model van SMRU.

De hierna volgende paragrafen bevatten een overzicht van de beschikbare informatie per stap, inclusief nog te maken keuzes en onzekerheden.

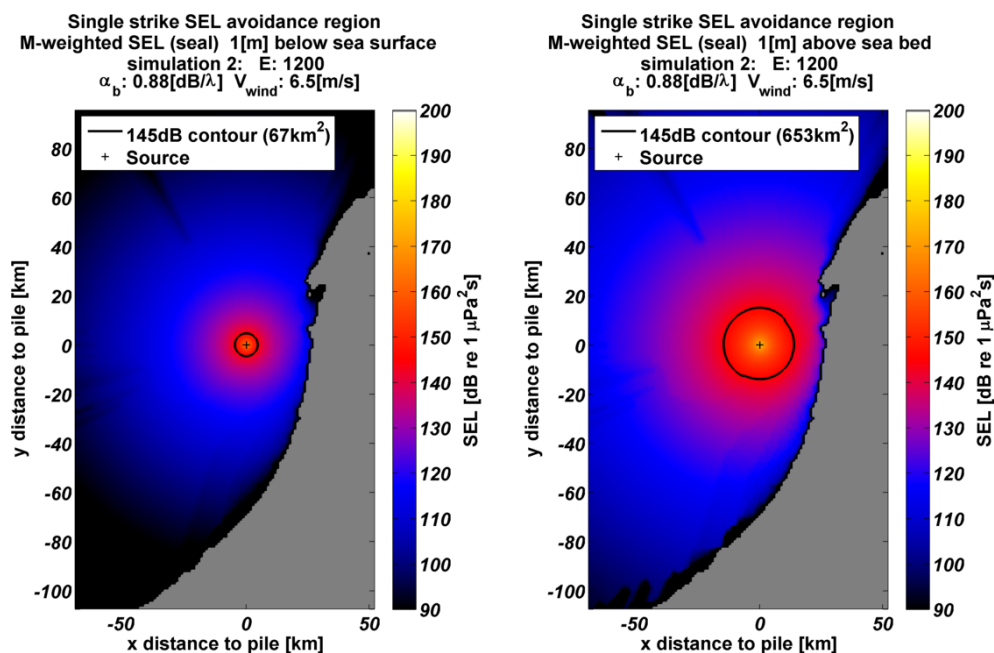
4.2 Geluidverspreiding en verstoringsoppervlak

Net als voor de bruinvis moet voor zeehonden een berekening worden uitgevoerd van de te verwachten onderwatergeluidverspreiding (SEL_1 in de onderste helft van de waterkolom) rond de geluidsbron. Voor het bepalen van het oppervlak waarbinnen zeehonden zijn verstoord, wordt het geluid vooralsnog gewogen volgens de M_{pw} weging voor 'pinnipeds in water' uit [Southall et al. 2007], zie de bespreking van 'frequentieweging' in het Intermezzo in §2.3.2. In de effectbepalingen voor de ronde 2 windparken is uitgegaan van een, op beperkte informatie gebaseerde drempelwaarde voor mijding/verstoring van $SEL_{1,w} = 145$ dB re $1 \mu Pa^2s$ (zie Intermezzo in §2.3.2). Bij gebrek aan specifieke gegevens voor de

²² Op grond van een met de bruinvis vergelijkbare argumentatie is ervan uitgegaan dat effecten op het gehoor niet maatgevende zijn voor effecten op de populatie (TTS) of niet zullen optreden omdat daarvoor mitigerende maatregelen worden getroffen (PTS), zie §2.3.3.2

grijze zeehond is er bij de effectberekeningen tot nu toe van uitgegaan dat de drempelwaarde voor mijding/verstoring voor grijze zeehonden vergelijkbaar is met die van de gewone zeehond.

De voor zeehonden berekende verdeling van het geluid tijdens heien voor de aanleg van een windpark voor de Nederlandse kust is weergegeven in Figuur 4-1 (overgenomen uit [Arends et al, 2013]). In de figuur is links de verdeling op 1 m onder de waterspiegel weergegeven en rechts die op 1 m boven de zeebodem. De zwarte lijnen geven de contour aan waarbinnen de drempelwaarde voor mijding door zeehonden (Tabel 2-1) van $SEL_{1,W} = 145 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ wordt overschreden. Uit de figuur is af te leiden dat bij lokale gemiddelde windcondities ($= 6,5 \text{ m/s}$) en een hei-energie van 1.200 kJ de heilocatie door zeehonden bij de zeebodem over een oppervlakte van 653 km^2 zou kunnen worden gemeden. Op 1 m onder de waterspiegel is dit 67 km^2 . In dit voorbeeld bedragen de afstanden waarover mijding optreedt 15 km (bij de bodem) en 5 km (1 m onder het wateroppervlak). De afstanden en oppervlakken, die op deze wijze geschat worden, zijn aanzienlijk geringer zijn dan die van de bruinvis (verg. Figuur 4-1 met Figuur 2-2), omdat de aangenomen drempelwaarde voor mijding voor zeehonden hoger ligt dan die voor bruinvissen. In de figuur is ook te zien dat er tussen de kust en de buitenrand van de mijdings/verstoringscontour een brede zone blijft voor het door zeehonden ongestoord migreren tussen de verschillende kerngebieden (Waddenzee en Deltagebied).



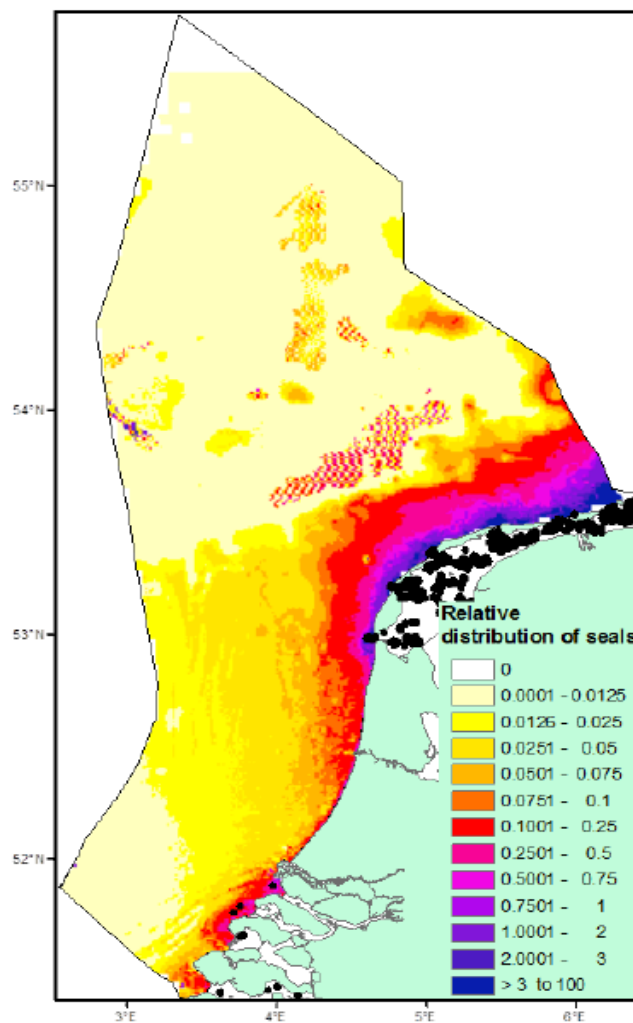
Figuur 4-1 Berekende verdeling van $SEL_{1,W}$ op een diepte van 1 m onder de waterspiegel (links) en 1 m boven de zeebodem (rechts). Windsnelheid $6,5 \text{ m/s}$. De heilocatie is weergegeven met het '+' symbool. De zwarte lijnen tonen de contour waarbinnen de drempelwaarde voor mijding (zie Tabel 2-1) wordt overschreden voor zeehonden. Het grijze gebied toont de Nederlandse kust.

4.3 Zeehondenpopulaties en verspreiding

Op de Noordzee komen twee soorten zeehonden voor, de gewone zeehond *Phoca vitulina* en de grijze zeehond *Halichoerus grypus*. Beide soorten maken gebruik van ligplaatsen (zandbanken, stranden of rotsen), waarvandaan zij foerageertochten maken naar zee. Zij foerageren zowel direct bij de kust, maar kunnen ook tochten maken van enkele honderden kilometers. Omdat zij 'central-place foragers'²³ zijn, zijn dichtheden op en nabij de ligplaats, waar de dieren samenkomen om te rusten, in het algemeen het hoogst. Uit een analyse van bestaande zendergegevens van grijze en gewone zeehonden langs de Noordzeekust van Noord- en Zuid-Holland, waar nagenoeg geen ligplaatsen zijn [Aarts et al, 2013], bleek dat beide soorten van de kustzone gebruikmaken om te foerageren. Ook kwam uit deze studie het beeld naar voren dat gewone zeehonden zich gemiddeld verder uit de kust begeven dan grijze zeehonden (zie figuur 7 in [Aarts et al, 2013]). Uit recente zenderdata, verzameld in het kader van de monitoring van de bouw van Luchterduinen blijkt dat minder duidelijk; bij beide soorten werden de hoogste dichtheden in de eerste 20 km vanuit de kust gezien [Kirkwood et al, 2014]. Ook werd in deze studie bij 5 van de 15 gezenderde grijze zeehonden en bij 2 van de 12 gewone zeehonden waargenomen dat zij de kustzone gebruikten om van het Deltagebied naar het Waddengebied te zwemmen of *vice versa*.

Figuur 4-2 geeft een beeld van de voorspelde relatieve dichtheden van gewone zeehonden aan de hand van een model gebaseerd op gegevens van gezenderde dieren in combinatie met omgevingskenmerken [Brasseur et al, 2012]. In de laatste jaren zijn veel nieuwe zendergegevens, zowel voor de gewone als de grijze zeehond beschikbaar gekomen. Door het gebruik van GPS-zenders is de kwaliteit (nauwkeurigheid) van de data ook sterk verbeterd. Op grond van deze gegevens, in combinatie met gegevens van recentere tellingen (waaruit blijkt dat de Nederlandse zeehondenpopulaties sterk zijn gegroeid) zou voor beide soorten een nieuwe verbeterde kaart gemaakt kunnen worden. Deze is echter nog niet beschikbaar.

²³ 'Central place foragers' keren na een foerageertocht terug naar het gebied vanwaar zij zijn vertrokken. In het geval van zeehonden zijn dat de ligplaatsen waar zij samenkomen om te rusten.



Figuur 4-2 Gemodelleerde relatieve dichtheid van de gewone zeehond op het NCP [Brasseur et al, 2012]. Zwarte stippen geven de locaties van de ligplaatsen weer.

4.4 Aantal verstoorde dieren en dierverstoringsdagen

Voor het schatten van het aantal, bij aanvang van de hei-activiteit verstoorde zeehonden op het NCP kan de in Figuur 4-2 weergegeven kaart met de gemodelleerde relatieve dichtheid van de Nederlandse gewone zeehonden van Brasseur et al. (2012) worden gebruikt. De kleuren in de kaart geven de (relatieve) dichtheid per km² weer (zie Intermezzo 'Schatting van aantal verstoorde zeehonden' voor procedure). Vergelijkbaar met de aanpak voor bruinvissen wordt het totale aantal dierverstoringsdagen vervolgens geschat door het aantal verstoorde dieren per dag te vermenigvuldigen met het aantal verstoringdagen.

Intermezzo Schatting van het aantal verstoorde zeehonden

Na projectie van de berekende verstoringcontour op de in Figuur 4-2 weergegeven kaart, wordt per (kleur gecodeerde) dichtheids categorie de oppervlakte (km²) van die dichtheids categorie binnen de mijdingscontour bepaald. De dichtheids categorieën zijn gedefinieerd met een ondergrenswaarde en een bovengrenswaarde. Omdat de verschillende dichtheids categorieën door Brasseur e.a. min of meer logaritmisch zijn onderverdeeld is het voor de berekening wellicht beter een 'logaritmisch

getransformeerde gemiddelde waarde' te gebruiken (en dus niet een rekenkundig gemiddelde van de bovengrens en de ondergrens). De som van die oppervlakten vermenigvuldigd met de bijbehorende gemiddelde dichtheid per kleurcategorie is de (relatieve) maat voor het aantal zeehonden binnen de mijdingscontour. Dit getal is vervolgens genormeerd op het met dezelfde relatieve maat bepaalde totaal aantal zeehonden binnen het gehele NCP. Het quotiënt van deze twee getallen geeft de schatting van het percentage van alle zeehonden binnen het NCP die zich op enig moment binnen de mijdingscontour kan bevinden. Vermenigvuldiging met het totaal aantal Nederlandse zeehonden geeft een schatting van het aantal verstoorde zeehonden.

4.5 Doorvertaling van verstoring naar effecten op populaties

In de afgelopen jaren zijn voor verschillende milieueffectrapportages berekeningen uitgevoerd volgens de in §2.3.3.2 beschreven procedure voor het bepalen van het oppervlak waar TTS of PTS effecten kunnen optreden, zowel voor bruinvissen als voor zeehonden. Uit deze berekeningen bleek dat het aantal, mogelijk door heigeluid verstoorde zeehonden waarschijnlijk gering is (< 1% van de Nederlandse populatie) en dat de kans dat zeehonden PTS oplopen te verwaarlozen is.

Tot nu toe is op grond van de volgende argumentatie beredeneerd dat effecten op gewone zeehonden op populatieniveau zijn uit te sluiten:

- Als gevolg van het feit dat de planlocaties relatief ver van de kust liggen, waar de zeehondendichtheid laag is, is het aantal mogelijk beïnvloede zeehonden gering;
- De omvang van het beïnvloede gebied is gering ten opzichte van het totale leefgebied, waardoor er geen sprake zal zijn van 'verdichtingseffecten' (competitie om voedsel e.d.);
- Migratieroutes tussen de twee Nederlandse kerngebieden Waddenzee en Deltagebied worden niet geblokkeerd;
- Het effect is tijdelijk (1 dag per fundering, waarin ca. 2 uur per dag wordt geheid) met slechts 1 te bouwen windpark per jaar.

Het is niet zeker of deze redenering stand zal houden bij de Nederlandse plannen voor wind op zee voor 2017 en daarna. In deze plannen zullen windparken niet meer uitsluitend buiten de 12-mijls zone worden gebouwd, maar daar ook binnen (maar buiten 10 mijl vanuit de kust). Ook kan ervan worden uitgegaan dat per jaar meerdere windparken zullen worden aangelegd.

Thompson et al. (2013) en Harwood et al. (2014) komen op basis van een verschillende modellering van de effecten van heigeluid op voor de zeehondenpopulatie in de Moray Firth tot overeenkomende conclusies, namelijk dat substantiële effecten van heigeluid van een relatief dicht op de kust gebouwd windpark op een lokale populatie van zeehonden niet zijn uit te sluiten. In dit geval werden echter veel meer dieren verstoord dan wat tot nu toe in de Nederlandse situatie is gebleken: elke dag dat werd geheid zou meer dan 20% van de lokale populatie kunnen worden verstoord en PTS kon niet worden uitgesloten voor ongeveer 5% van de populatie.

Anders dan bij bruinvissen is de relevante 'management unit' voor zeehonden veel kleiner, aangezien zowel de gewone zeehond als de grijze zeehond gebonden zijn

aan specifieke ligplaatsen. Hoewel bekend is dat er uitwisseling plaatsvindt tussen de verschillende, langs de randen van de Noordzee levende populaties en de groei van de Nederlandse populatie van grijze zeehonden deels het gevolg is van immigratie vanuit het Verenigd Koninkrijk [Brasseur et al, 2014], wordt de omvang van de mogelijk door onderwatergeluid beïnvloede populatie vooral bepaald door de actieradius van de dieren ten opzichte van de ligplaatsen. Voor Nederland betekent het dat zou kunnen worden uitgegaan van één totale populatie of twee, min of meer gescheiden populaties. Het betekent ook dat cumulatie van effecten van Nederlandse parken die voor de Hollandse en Zeeuwse kust worden gepland met buitenlandse parken waarschijnlijk minder relevant is.

5 Stappenplan/leidraad voor MER-schrijvers

Als leidraad voor milieueffect studies en passende beoordelingen ten behoeve van toekomstige Nederlandse Wind op Zee projecten wordt het volgende stappenplan geadviseerd:

- 1 Bereken geluidverspreiding per heiklap (bronsterkte, omgevingsparameters, propagatiemodel);
- 2 Bereken verstoringsooppervlak voor bruinvissen en zeehonden (geluidverspreiding, frequentieweging en drempelwaarde);
- 3 Bereken aantal mogelijk verstoorde bruinvissen en zeehonden (verstoringsooppervlak maal lokale dierdichtheid in het relevante seizoen);
- 4 Bereken aantal dierverstoringsdagen (verstoorde dieren per dag maal aantal verstoringdagen);
- 5 Schat het mogelijke effect op de populatie op basis van het aantal dierverstoringsdagen;
- 6 Bereken de cumulatieve blootstelling van bruinvissen en zeehonden in de omgeving van de heipaal en bepaal de afstand waarbinnen het risico bestaat dat dieren PTS oplopen. Onderzoek en beschrijf hoe dit risico (d.m.v. *acoustic deterrents* en/of *soft start*) gemitigeerd zal worden.

De te hanteren procedures worden in de volgende paragrafen toegelicht.

5.1 Bereken de geluidverspreiding per heiklap

Op basis van de beschikbare informatie over de geplande heiwerkzaamheden dient een berekening te worden uitgevoerd van de te verwachten onderwatergeluidverspreiding (SEL_1 in de onderste helft van de waterkolom) rond de heipaal. De nauwkeurigheid van deze berekening zal afhangen van de beschikbaarheid van detailinformatie en van het toe te passen akoestische model. Indien er binnen een park grote verschillen bestaan tussen fundaties, bijvoorbeeld doordat de waterdiepte of bodemgesteldheid varieert, dan dienen deze in rekening te worden gebracht door meerdere berekeningen uit te voeren.

Momenteel is er nog geen volledig gevalideerd model voor het onderwatergeluid ten gevolge van offshore heiwerkzaamheden beschikbaar. In deze studie is TNO's AQUARIUS model toegepast, waarmee de bij de aanleg van het Prinses Amalia windpark (Q7) gemeten onderwatergeluidniveaus zijn vertaald naar andere projectlocaties. Het toe te passen heigeluidmodel dient tenminste de volgende aspecten in rekening te brengen:

- de geluidafstraling van de heipaal, afhankelijk van de heiklap-energie;
- de waterdiepte langs alle trajecten tussen bron en ontvanger locaties;
- reflectie en verstrooiing van geluid aan en absorptie in de zeebodem;
- reflectie en verstrooiing van geluid aan het zeeoppervlak, onder invloed van wind;
- de diepte-afhankelijkheid van het geluid op de ontvanger locaties;
- de frequentie-afhankelijkheid van bron en propagatie (in tertsbanden).

5.2 Bereken het verstoringsoppervlak per heiklap

De schatting van het verstoringsoppervlak volgt uit de berekende geluidverspreiding (SEL_1) en de toepasselijke drempelwaarde voor verstoring. Het oppervlak wordt bepaald door de contour rond de heipaal waarbinnen de berekende SEL_1 die drempelwaarde overschrijdt.

Voor bruinvissen wordt geadviseerd vooralsnog uit te gaan van een drempelwaarde voor het ongewogen sound exposure level: $SEL_1 = 140$ dB re $1 \mu Pa^2 s$.

Deze drempelwaarde is gekozen als compromis tussen de in het laboratorium waargenomen effecten vanaf $SEL_1 = 136$ dB re $1 \mu Pa^2 s$ [Kastelein et al, 2014] en de veldwaarnemingen waarbij de bruinvisactiviteit afnam vanaf ongeveer $SEL_1 = 144$ dB re $1 \mu Pa^2 s$ [Diederichs et al, 2014], zie ook het Intermezzo in §2.3.1.

Voor zeehonden wordt geadviseerd vooralsnog uit te gaan van een drempelwaarde voor het gewogen sound exposure level: $SEL_{1,W} = 145$ dB re $1 \mu Pa^2 s$, waarbij het spectrum gewogen is volgens de M_{pw} weging voor 'pinnipeds in water' uit Southall et al 2007.

Geadviseerd wordt het verstoringsoppervlak te berekenen voor twee situaties: één zonder en één met wind. De gekozen windsnelheid dient representatief te zijn voor de maximale windsnelheid waarbij de heiwerkzaamheden plaats kunnen vinden. Als geschat effectief verstoringsoppervlak ($\sim \pm 50\%$) kan dan het gemiddelde van beide berekeningsresultaten gebruikt worden.

5.3 Bereken het aantal mogelijk verstoorde bruinvissen en zeehonden per heiklap

Het aantal mogelijk verstoorde dieren wordt berekend door het berekende verstoringsoppervlak te vermenigvuldigen met een schatting van de dichtheid van de onverstoorde populatie rond het berekende verstoringsoppervlak (§5.2)

Voor de dichtheidsschatting van bruinvissen en zeehonden op het NCP wordt geadviseerd gebruik te maken van de meest actuele beschikbare informatie, bijvoorbeeld uit observaties en modellen van IMARES: [Geelhoed et al, 2011 & 2014] voor de bruinvissen en [Brasseur et al, 2012] voor de zeehonden.

5.4 Bereken aantal dierverstoringsdagen per project

In deze redeneerlijn wordt aangenomen dat het heien voor een turbinefundatie bruinvissen en zeehonden gedurende een etmaal verstoort. In de praktijk duurt het heien van één enkele paal in de orde van 1 tot maximaal 4 uren en wordt niet meer dan één monopile per dag geheid met dezelfde heiplatform.

Dat betekent dat het aantal dierverstoringsdagen ten gevolge van heiwerkzaamheden voor een offshore wind project kan worden geschat door het aantal 'impulsdagen' (= aantal turbinefundaties) te vermenigvuldigen met de schatting van het aantal verstoorde dieren per heipaal. De Werkgroep Onderwatergeluid was het er over eens dat het rekenen met één verstoringdag per 'impulsdag' op basis van de beperkt beschikbare gegevens over de verstoringduur een bruikbaar compromis is. Indien er binnen een park grote verschillen zijn tussen

fundaties, bijvoorbeeld door verschillen in waterdiepte of bodemgesteldheid, dan dienen die verschillen in rekening gebracht te worden door per fundatietype het verstoringsoppervlak en de dierverstoringsdagen te berekenen.

Waar verstoringsoppervlakken rond heilocaties elkaar ruimtelijk overlappen dient zonodig rekening te worden gehouden met die overlap wanneer op dezelfde dag geheid wordt. In de huidige aanpak leidt het meermalen verstoren van dieren op dezelfde dag niet tot extra dierverstoringsdagen.

5.5 Schat het mogelijke effect op de populatie op basis van het aantal dierverstoringsdagen

In de onderliggende studie is gebruik gemaakt van het Interim PCoD model van SMRU om de verstoring door onderwatergeluid te vertalen naar een populatie-effect. Die aanpak zou gevolgd kunnen worden voor toekomstige studies. De resultaten van de beperkte set van scenario's die binnen deze studie zijn uitgevoerd (zie §3.3) suggereren dat er bij benadering een lineair verband bestaat tussen het totale aantal bruinvisverstoringsdagen (gesommeerd over zes jaren en meerdere projecten) en de reductie van de bruinvispopulatie na die zes projectjaren.

Uitgaande van de in deze studie gekozen parameters voor de bruinvispopulatie op de Noordzee kan zonder extra Interim PCoD berekeningen een initiële schatting van een maximale populatiereductie die met een 95% zekerheid niet wordt overschreden bepaald worden met behulp van de volgende benaderingsformule:

$$\text{Populatiereductie} = \left(\left(\frac{1}{11.03 \cdot 10^{-3} \times \text{hpdd}} \right)^3 + \left(\frac{1}{0.8 \times \text{vulpop}} \right)^3 \right)^{-\frac{1}{3}}$$

De populatiereductie is daarbij uitgedrukt in aantal individuen, hpdd is het aantal bruinvisverstoringsdagen en vulpop is aantal individuen in de '*vulnerable subpopulation*'.

Daarnaast dient de cumulatie in beeld gebracht te worden. De in paragraaf 3.3 beschreven scenario's zijn gebaseerd op aannames. Op het moment van het schrijven van de MER kan nieuwe informatie beschikbaar zijn over te bouwen windparken. Van die plannen en projecten dient eveneens het aantal dierverstoringsdagen in ogenschouw genomen te worden (voor zover hier berekeningen van gedaan zijn).

Toetsingscriterium

Het ontwikkelen van een toetsingscriterium voor de beoordeling van de effecten van impulsief geluid op zeezoogdierpopulaties viel niet binnen het bestek van de opdracht voor deze rapportage. In een parallel traject is door de overheid, in samenwerking met de werkgroep Onderwatergeluid toegewerkt naar een norm voor de maximaal toelaatbare jaarlijkse afname van het aantal dieren in een bepaalde populatie. Bij het afleiden van de norm voor bruinvissen op het Nederlandse deel van de Noordzee (NCP) zal de interim doelstelling van ASCOBANS (Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas) leidend zijn:

De populatie moet op minimaal 80% van het draagkrachtniveau worden gebracht of blijven.

Daaraan wordt toegevoegd dat de waarschijnlijkheid van het de bereiken/handhaven van dit niveau hoog moet zijn (tenminste 95%). De norm voor de maximaal toelaatbare jaarlijkse afname van het aantal bruinvissen in de Nederlandse populatie zal worden vastgelegd in het zogenaamde 'Kader Ecologie en Cumulatie'.

Uit de Interim PCoD berekeningen volgt een statistische schatting van het effect van de geluidverstorend op de uiteindelijke populatieomvang. Dit betekent dat de doelstelling die aan de norm ten grondslag ligt, zoals die van ASCOBANS (minimaal 80% van de carrying capacity) in principe direct te vergelijken is met een maximale limiet aan de (met PCoD berekende) populatiereductie. De eis dat er een hoge waarschijnlijkheid is (minimaal 95%) dat de met het Interim PCoD-model berekende populatieafname over een bepaald aantal jaren niet groter is, betekent dat moet worden uitgegaan van de 5e percentiel waarden.

5.6 Bereken de afstand waarbinnen het risico bestaat dat dieren PTS oplopen.

De nadruk lag bij de ontwikkeling van de redeneerlijn op verstoring. Daarnaast moet echter ook het risico worden beperkt dat dieren die zich bij aanvang van het heien te dicht bij de heilocatie bevinden een permanente gehoordrempelverhoging (PTS) oplopen. Een procedure voor het schatten van de cumulatieve blootstelling van dieren aan onderwatergeluid tijdens het heien van een paal, rekening houdend met eventueel vermijdingsgedrag, is beschreven in §2.3.3.2. De totale blootstelling hangt af van de afstand waar het dier zich bij aanvang van het heien bevindt. Door de berekende SEL_{cum} te vergelijken met de drempelwaarden voor de cumulatieve blootstelling waarbij PTS op kan treden uit Tabel 2-1 kan worden bepaald binnen welke afstand van de paal dat risico optreedt. Dit effect kan waarschijnlijk gemitigeerd worden door de aanwezige dieren te waarschuwen door middel van *acoustic deterrents* en/of een *soft start* van het heiproces.

6 Kennisleemten

6.1 Inleiding

In hoofdstuk 2 is beschreven welke keuzes zijn of kunnen worden gemaakt bij het kwantificeren van de stappen in de effectketen vanaf het primaire abiotische effect – de productie van impulsief geluid door menselijke activiteiten op de Noordzee – tot en met een (mogelijk) effect op populaties van zeezoogdieren: de redeneerlijn voor het bepalen van de cumulatieve effecten van impulsief geluid op zeezoogdieren. Bij de kwantificering van elk van deze stappen met bijbehorende gekozen parameter hoort een onzekerheid, *c.q.* bandbreedte. Deze kan zijn bepaald door een min of meer bekende variatie in de gekozen waarde, maar ook (en meestal) doordat over de betreffende parameter beperkte of soms vrijwel geen kennis is (kennisleemte).

Dit hoofdstuk bevat een overzicht van door leden van de Werkgroep Onderwatergeluid geïdentificeerde kennisleemten. Een overzicht hiervan wordt in de hierna volgende paragrafen gegeven. De kennisleemten zijn als volgt per paragraaf geordend:

- Kwantificeren van geluidverspreiding (§6.2)
- Drempelwaarden voor verstoring/gedragsverandering (§6.3)
- Drempelwaarde voor PTS (§6.4)
- Kwantificeren van het aantal verstoorde dieren en dierverstoringsdagen (§6.5)
- Omvang gevoelige deelpopulatie, de *vulnerable subpopulation* (§6.6)
- Doorvertalen van dierverstoring naar effecten op *vital rates* (§6.7)
- Aannames in Interim PCoD model over populatieontwikkeling en demografische parameters (§6.8)

6.2 Kwantificeren van geluidverspreiding

- De bronsterkte van het heigeluid is tot nu toe steeds geschat op basis van meetdata van Q7, als bovengrens van een range van schattingen met een bandbreedte van 6 dB. Daarbij is geschaald met de geschatte toe te passen hamerenergie. Experimentele validatie van deze schatting is zeer beperkt. Wel zijn vergelijkbare niveaus op afstanden rond 1 km van de paal bij OWEZ en Duitse parken gemeten.
- Het door TNO ontwikkelde hybride model [Zampolli et al, 2013], waarmee het heigeluid wordt berekend uit gedetailleerde gegevens van heipaal, heihamer en omgeving, zou in principe een nauwkeuriger beschrijving van de geluidverspreiding kunnen geven, maar dit model heeft nog nadere validatie én het vraagt meer gedetailleerde informatie over de projecten voor aanleg van windparken dan op dit moment voorhanden is.
- De verspreiding van het geluid is berekend met het AQUARIUS model. Dit model is nog niet experimenteel gevalideerd voor afstanden groter dan 6 km. De verwachting is dat deze kennisleemte in de komende paar jaar (deels) wordt opgevuld. Bij de aanleg van de ENECO Luchterduinen (2014) en GEMINI parken (2015) zijn en worden metingen op grotere afstanden uitgevoerd ten behoeve van de validatie van bron- en propagatiemodellering.

- Berekeningen met een realistische variatie in heihamerenergie, zeebodemgesteldheid en verstoring van het wateroppervlak door wind laten een spreiding zien van ongeveer $\pm 50\%$ in de berekende effectoppervlakte.
- De modellering van de bronsterkte van seismische airgun arrays, en dan met name de afstraling in de richtingen die van belang zijn voor propagatie over grotere afstanden, in AQUARIUS behoeft verdere ontwikkeling en experimentele validatie.

6.3 Drempelwaarden voor verstoring/gedragsverandering

- De berekende effectafstanden zijn sterk afhankelijk van de gekozen discrete drempelwaarde²⁴. Informatie over de dosis-effect relatie voor bruinvissen is beperkt tot een laboratoriumstudie (SEAMARCO) en een aantal Duitse veldstudies. Meer gedetailleerde informatie over de dosis-effect relatie (waarbij het niveau van de gedragsreactie afhangt van het blootstellingsniveau en het achtergrondruisniveau) zou de schatting van het aantal mogelijk verstoorde dieren mogelijk robuuster kunnen maken. Mogelijk komt uit de monitoring rond de GEMINI windparken meer informatie beschikbaar over het effect van heigeluid op de activiteit van bruinvissen. Men kan zich echter afvragen of deze resultaten het inzicht in genoemde dosis-effect relatie op een substantieel hoger plan zullen brengen dan wat op grond van de resultaten rond het Borkum II-West project nu al bekend is (maar nog niet toegepast in het Interim PCoD model). Het gaat daarbij zowel om informatie over het aandeel van de binnen de verstoringscontour aanwezige bruinvissen dat reageert als de duur van de verstoring (herstel bruinvisactiviteit).
- De drempelwaarde voor mijding/verstoring van zeehonden is gebaseerd op een enkele studie van SEAMARCO (zie Intermezzo Drempelwaarden voor effecten van onderwatergeluid op zeezoogdieren in § 2.3). Voor het maken van een meer betrouwbare schatting van het verstoringsoppervlak zijn meer waarnemingen (in het laboratorium en in het veld) nodig om de drempelwaarde voor verstoring (of de dosis-effect relatie) preciezer te bepalen.
- In de berekeningen voor bruinvissen is vooralsnog geen rekening gehouden met de gehoorgevoeligheid als functie van de frequentie. De nu gehanteerde ongewogen drempelwaarden zijn afkomstig van studies aan heigeluid en airguns, dus voor de relevante laagfrequente impulsieve signalen. Voor zeehonden vooralsnog wordt op basis van [Southall et al, 2007] een soort-afhankelijke (M_{pw}) frequentieweging gehanteerd. Het effect van signaalgewicht en frequentie-inhoud (deze is o.a. afhankelijk van de afstand tot de heillocatie) op de dosis-effect relatie behoeft nader onderzoek. Het relateren van drempelwaarden voor mijding en TTS/PTS aan de gehoordrempel, zoals voorgesteld door Tougaard et al (2014) zal mogelijk effect hebben op de schatting van het aantal beïnvloede dieren.

²⁴ Er wordt van een discrete drempelwaarde gesproken, omdat deze de grens aangeeft tussen 'in het geheel geen verstoring' en een of andere vorm van verstoring, gedefinieerd als **alle** reacties met een score van 5 of meer op de schaal van Southall et al. (2007). Dit in tegenstelling tot een dosis-effect relatie waarbij de kans op het optreden of het niveau van een effect geleidelijk toeneemt met het blootstellingsniveau (de dosis).

6.4 Drempelwaarden voor gehoordrempelverhoging

- Omdat het niet ethisch is om de drempelwaarden voor PTS-onset experimenteel vast te stellen worden deze nu geschat op basis van beperkt beschikbare gegevens van de groei van de drempelverhoging bij een toenemend blootstellingsniveau. Op basis van gegevens over landdieren wordt er voorzichtig van uit gegaan dat bij een gehoordrempelverhoging met 40 dB het risico op blijvende schade zodanig groot is dat dit als benadering voor 'PTS-onset' genomen kan worden. Gegevens over de groei van de drempelverhoging bij blootstelling aan heigeluid ontbreken voorsnag (zie ook Appendix B).
- Er wordt aangenomen dat het optreden van een gehoordrempelverhoging afhankelijk is van de totale blootstellingsdosis SEL_{CUM} . Inmiddels is in diverse studies aangetoond dat de 'duty cycle' van de blootstelling (continu geluid versus een enkele puls of een reeks van pulsen) daarbij van belang is (zie Appendix B). Daarnaast dient waarschijnlijk ook rekening gehouden te worden met een 'effective silent' drempelwaarde, waaronder geluidniveaus niet bijdragen aan de SEL_{CUM} die tot gehoordrempelverhoging leidt.
- In de berekeningen voor bruinvissen is, evenals voor verstoring (§6.3), voorsnag geen rekening gehouden met de gehoorgevoeligheid als functie van de frequentie. Het effect van signaalvorm en frequentie-inhoud op de dosis-effect relatie behoeft nader onderzoek. Het relateren van drempelwaarden voor mijding en TTS/PTS aan de gehoordrempel, zoals voorgesteld door Tougaard et al (2014) zal mogelijk effect hebben op de schatting van het aantal beïnvloede dieren.
- Op basis van diverse argumenten (§2.3.4) is in deze studie aangenomen dat het mogelijk optreden van TTS genegeerd kan worden bij het inschatten van populatieconsequenties. Er is echter nog geen onderzoek verricht naar de mogelijke ecologische consequenties van een tijdelijke gehoordrempelverhoging. In Duitsland [BMU, 2013] wordt TTS-onset als 'injury' gekwalificeerd.

6.5 Kwantificeren van het aantal verstoorde dieren en dierverstoringsdagen

Het aantal verstoorde dieren wordt berekend door het geschatte verstoringsoppervlak (oppervlakte binnen contour waar in met AQUARIUS gegenereerde geluidskaarten de drempelwaarde voor verstoring wordt overschreden) te vermenigvuldigen met de geschatte (niet door onderwatergeluid verstoorde) dierdichtheid in dat gebied voor de tijd van het jaar waarin de verstoring plaatsvindt.

- Voor bruinvissen geldt dat de beschikbare dichtheidsschattingen een grote onzekerheid kennen (95% betrouwbaarheidsinterval rond de hier gebruikte gemiddelde schattingen ligt tussen ongeveer -50% en +100% [Geelhoed et al, 2011]). Ook is nog vrijwel niets bekend over eventuele seizoens-afhankelijke migratiepatronen, locatietrouw en mogelijke sexe- en leeftijd-specifieke variatie hierin. Hoewel in Deense wateren (zender)onderzoek loopt, waardoor voor individuele dieren vooral voor de regio van Kattegat/Skagerrak meer informatie beschikbaar is (e.g. [Sveegaard, 2011]), zal deze leemte voor de Noordzee niet op korte termijn worden opgevuld. Hierdoor blijft het lastig een nauwkeuriger schatting te maken van het aantal dieren dat in verschillende tijden van het jaar wordt beïnvloed.
- Voor het NCP is door IMARES op basis van telemetriegegevens een kaart met de ruimtelijke variatie in de relatieve dichtheid van gewone zeehonden gemaakt

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

- Het totale aantal dierverstoringsdagen is berekend door het aantal, op een dag mogelijk verstoorde dieren te vermenigvuldigen met de duur van de verstoring. Uit de tot nu toe beschikbare informatie over de duur van de verstoring is nog geen eenduidig beeld naar voren gekomen (zie § 2.4.2). De modeluitkomsten blijken echter relatief gevoelig te zijn voor keuzes die hierin worden gemaakt (8, 24 en 48 uur).
- De nauwkeurigheid van het aantal geschatte dierverstoringsdagen hangt ook af van de nauwkeurigheid van de beschikbare informatie over de planning van de toekomstige projecten voor aanleg van windparken. Die planning is voor de vele internationale projecten op de Noordzee momenteel hoogst onzeker.
- De nauwkeurigheid van het aantal geschatte dierverstoringsdagen hangt eveneens af van de nauwkeurigheid van de beschikbare informatie over de ontwikkelingen in seismisch onderzoek op de Noordzee, die minstens zo onzeker is.

6.6 Omvang gevoelige deelpopulatie (*vulnerable subpopulation*)

Voor berekeningen met het Interim PCoD model moet de gebruiker een 'vulnerable subpopulation' definiëren. Dit is het deel van de totale – in het geval van de bruinvin Noordzee – populatie dat door de geluid producerende activiteit kan worden beïnvloed. De omvang van de populatie hangt sterk af van hoe sterk de dieren aan een bepaald gebied zijn gebonden (eventueel afhankelijk van leeftijd en geslacht, en van tijd van het jaar). Informatie daarover ontbreekt (zie ook § 6.5).

6.7 Doorvertalen van dierverstoring naar *vital rates*

Een belangrijke aanname is dat het responsniveau dat als 'verstoring' wordt gekenmerkt overeenkomt met de interpretatie van verstoring door de geraadpleegde deskundigen voor het Interim PCoD model. Het model gaat uit van een statistische relatie tussen het aantal dagen dat een dier een 'significant behavioural response' ondergaat en de 'vital rates' van dat dier, die is geschat op basis van een 'expert elicitation'. Daarbij kregen de experts als suggestie mee dat een 'significant behavioural response' overeenkomt met een niveau 5 op de schaal uit het Southall et al 2007 paper. In de workshop met ecologen is – met instemming van John Harwood, een van de makers van het Interim PCoD model – geconcludeerd dat de in de redeneerlijn gebruikte interpretatie van mijding/verstoring op vergelijkbare uitgangspunten is gebaseerd als de door SMRU aan de deskundigen meegegeven definitie voor de 'significant behavioural response'.

De belangrijkste leemten in kennis liggen op het gebied van de doorvertaling van geluidverstoring van individuele dieren naar effecten op de gezondheid/conditie van

dat dier en wat de gevolgen daarvan kunnen zijn op overlevingskansen en voortplantingssucces. Deze kennisleemte is in het Interim PCoD model ingevuld door gebruik te maken van schattingen van deskundigen voor de relatie tussen verstoring en '*vital rates*' in een formeel '*expert elicitation*' proces (zie Intermezzo in § 2.5.1). Hoewel het Interim PCoD model op dit moment in feite het enige operationele instrument is om populatie-effecten te kunnen bepalen, zijn er nog veel kanttekeningen bij te zetten. Een deel van de bedenkingen zou kunnen worden weggenomen als meer kwantitatieve informatie beschikbaar zou komen over de relatie tussen verstoring en de gezondheid/conditie van individuele dieren (van verschillende leeftijd). Daarmee wordt het mogelijk een 'full PCoD model' toe te passen (zie Figuur 2-7).

Door de leden van de werkgroep onderwatergeluid is met betrekking tot deze stap in de effectberekeningen voor **bruinvissen** een groot aantal kennisleemten benoemd. Deze kennen soms een hoge mate van detail (concrete onderzoeksvoorstellen), maar zijn ook algemener geformuleerd. In de hierna volgende punten is getracht recht te doen aan de verschillende bijdragen, maar heeft wel een zekere mate van 'lumping' plaatsgevonden.

- Invloed van verstoring op voedselopname en energieverbruik ('time-budget analyse'): Dit aspect is, meer dan voor andere zeezoogdieren van belang voor bruinvissen, omdat zij relatief klein zijn en regelmatig moeten eten om op gewicht te blijven. Zij zijn daarom relatief gevoelig voor verstoring, omdat dat gevolgen kan hebben voor hun voedselopname. Het gaat om vragen als: bij welke mate van verstoring verbruikt een verstoord dier meer energie dan een niet verstoord dier, bij welke mate van verstoring stopt een dier met foerageren, treedt gewenning op, hoe lang kan een dier zonder eten, onder welke omstandigheden (w.o. duur van vasten, voedselbeschikbaarheid) kan een (tijdelijk) tekort zonder substantiële invloed op de overlevingskansen worden aangevuld en hoe hangt dat samen met de periode van het jaar?
- Habitatgeschiktheid: voor bruinvissen is nog niet goed bekend of en zo ja, waarom de gebieden waar (bij momentopnamen) de grootste dichtheid wordt gezien ook de meest geschikte gebieden zijn. Hebben bruinvissen die uit een dergelijk geschikt gebied worden verdreven ook werkelijk minder kans te overleven (zie voorgaand punt)? Hoe hangen seizoensvariaties in het voorkomen samen met variaties in het voorkomen van voedsel?
- Zogende moeder-jong combinaties: gevoeligheid van combinaties van moeders met nog niet gespeende jongen voor verstoring in vergelijking met solitaire dieren, kan maskering van communicatie door heigeluid daarbij een rol spelen?

Voor de **gewone en de grijze zeehond** zijn veel meer gegevens beschikbaar dan voor de bruinvis. Het betreft zowel populatieschattingen als kennis over beweging van individuele dieren. In combinatie met experimenteel bepaalde gegevens over de 'energetische 'kosten' van gedragsverandering (zie bijvoorbeeld [Rosen et al, 2007], [Sparling & Fedak, 2004], [Sparling et al, 2007]) zou het effect op de populatie kunnen worden ingeschat door een zogenaamd '*agent based*' model (zie bijvoorbeeld [Nabe-Nielsen et al, 2014]) te combineren met een Dynamisch Energie Budget.

6.8 Aannames in Interim PCoD model over populatieontwikkeling en demografische parameters

In het Interim PCoD model is ervan uitgegaan dat de bruinvispopulatie stabiel is en dat de populatieontwikkeling niet afhangt van de dichtheid. Voor de modeluitkomsten betekent dit dat na een eenmaal aangebracht effect op de populatie, *i.e.* een afname als gevolg van de activiteiten, de populatie hiervan na het beëindigen van de activiteiten niet herstelt. Dit is waarschijnlijk niet realistisch. Voor een meer realistische inschatting van de populatieontwikkeling in de jaren van de verstoring, maar vooral na het beëindigen ervan is meer kennis nodig over dichtheidsafhankelijke effecten op populatieontwikkeling:

- Is de 'carrying capacity' bereikt en zo ja, wat zijn beperkende factoren voor populatiegroei?
- Speelt competitie om voedsel een rol als de dichtheid van dieren toeneemt als zij door onderwatergeluid uit een bepaald gebied worden verdreven?

7 Literatuur

Aarts et al, 2013	Aarts, G., S. Brasseur, S. Geelhoed, R. van Bemmelen, & M. Leopold, "Grey and harbour seal spatiotemporal distribution along the Dutch West coast". IMARES report C103/13 (2013)
Ainslie et al, 2009	M.A. Ainslie, C.A.F. de Jong, H.S. Dol, G. Blacqui�re & C. Marasini, "Assessment of natural and anthropogenic sound sources and acoustic propagation in the North Sea," report TNO-DV 2009 C085 (2009)
Ainslie et al, 2012	M.A. Ainslie, C.A.F. de Jong, et al, "What is the source level of pile-driving noise in water?" In "The Effects of Noise on Aquatic Life", edited by Popper & Hawkins (Springer), pp 445-448 (2012)
Ainslie et al, 2012b	M.A. Ainslie, G. Blacqui�re, J. Janmaat & C.A.F. de Jong, "Wintershall – Underwater sound air gun arrays," memo TNO-060-DHW-2012-03246 (2012)
Arends et al, 2013	E. Arends, M. Jaspers Faijer & S. van der Bilt, "Passende Beoordeling Windpark Q4 West," Pondera Consult (2013)
Benda-Beckmann et al, 2013	A.M. von Benda-Beckmann, P.J. Wensveen, P.H. Kvadsheim, F.-P.A. Lam P.J.O. Miller, P.L. Tyack & M.A. Ainslie, "Modeling effectiveness of gradual increases in source level to mitigate effects of sonar on marine mammals," Conservation Biology 28(1), 119-128 (2013)
BMU, 2013	Bundesministerium f�r Umwelt, Naturschutz und Reaktortsicherheit, "Konzept f�r den Schutz der Schweinswale vor Schallbelastungen bei der Errichtung von Offshore-Windparks in der deutschen Nordsee (Schallschutzkonzept)," (2013) http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/erneuerbarenergien/Strategie_Positionspapiere/schallschutzkonzept_BMU.pdf
Brandt et al, 2011	M.J. Brandt, A. Diederichs, K. Betke & G. Nehls, "Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea," Marine Ecology Progress Series 421, 205-216. (2011)
Brandt et al, 2013	M.J. Brandt, C. H�schle, A. Dederichs, K. Betke, R. Matuschek & G. Nehls, "Seal scarers as a tool to deter harbour porpoises from offshore construction sites," Mar.Ecol.Prog. Ser. 475, 291-302 (2013)
Brandt et al, 2014	M.J. Brandt, S. Hansen, A. Diederichs & G. Nehls, "Do man-made structures and water depth affect the diel rhythms in click recordings of harbor porpoises (<i>Phocoena phocoena</i>)?," Marine Mammal Science, 30(3), 1109–1121 (2014)
Brasseur et al, 2010	S. Brasseur, T. van Polanen Petel, G. Aarts, E. Meesters, E. Dijkman et al. "Grey seals (<i>Halichoerus grypus</i>) in the Dutch North sea: population ecology and effects of wind farms," IMARES report No C137/10 (2010)
Brasseur et al, 2012	S. Brasseur, G. Aarts, E. Meesters, T. van Polanen Petel, E. Dijkman, J. Cremer & P. Reijnders, "Habitat preferences of harbour seals in the Dutch coastal area: analysis and estimate of

	effects of offshore wind farms". Commissioned by Noordzeewind. IMARES report nr. C043/10 (2012)
Brasseur et al, 2014	S.M.J.M. Brasseur, T.D. van Polanen Petel, T. Gerrodette, H.W.G. Meesters, P.J.H. Reijnders & G. Aarts, "Rapid recovery of Dutch gray seal colonies fueled by immigration". DOI: 10.1111/mms.12160 (2014)
Costa, 2012	D.P. Costa, "A bioenergetics approach to developing a population consequences of acoustic disturbance model". In: Popper AN, Hawkins A (eds) "The effects of noise on aquatic life. Advances in experimental medicine and biology." Springer Science and Business Media, New York, NY, p 423–426 (2012)
Dähne et al, 2013	M. Dähne, A. Gilles, K. Lucke, V. Peschko, S. Adler, K. Krügel & U. Siebert, "Effects of pile-driving on harbour porpoises (<i>Phocoena phocoena</i>) at the first offshore wind farm in Germany", <i>Environmental Research Letters</i> , 8(2) (2013)
de Jong & Ainslie, 2012	C.A.F. de Jong & M.A. Ainslie, "Analysis of the underwater sound during piling activities for the Off-shore Wind Park Q7," report TNO 2012 R10081 (2012)
Diederichs et al, 2014	A. Diederichs, H. Pehlke, G. Nehls, M. Bellmann, P. Gerke, J. Oldeland, C. Grunau, S. Witte & A. Rose, "Entwicklung und Erprobung des Großen Blasenschleiers zur Minderung der Hydroschallemissionen bei Offshore-Rammarbeiten," BMU Förderkennzeichen 0325309A/B/C, BioConsult SH, Husum (2014) http://www.hydroschall.de/de/
DNZ, 2011	"Seismisch onderwatergeluid op het Nederlands Continentaal Plat," (2011) http://www.noordzeeloket.nl/images/Seismisch%20onderwatergeluid%20op%20het%20NCP_859.pdf
Donovan et al, 2012	C.R. Donovan, C. Harris, J. Harwood & L. Milazzo, "A simulation-based method for quantifying and mitigating the effects of anthropogenic sound on marine mammals". <i>Proceedings of Meetings on Acoustics</i> , 17, 070043. The Acoustical Society of America (2012)
Donovan et al, in press	C. Donovan, J. Harwood, S. King, C. Booth, B. Caneco, & G. Walker (in press). "Expert elicitation methods in quantifying the consequences of acoustic disturbance from offshore renewable energy developments. In: Popper A.N., Hawkins A.D. (eds) <i>Effects of Noise on Aquatic Life II</i> . Springer, New York
Ellison et al, 2012	W.T. Ellison, B.L. Southall, C.W. Clark & A.S. Frankel, "A new context-based approach to assess marine mammal behavioral responses to anthropogenic sounds," <i>Conservation Biology</i> 26, 21-28 (2012)
Finneran & Jenkins, 2012	J.J. Finneran & A.K. Jenkins, "Criteria and thresholds for U.S. Navy acoustic and explosive effect analysis," (2012) http://oai.dtic.mil/oai/oai?verb=getRecord&metadataPrefix=html&identifier=ADA561707
Geelhoed et al, 2011	S. Geelhoed, M. Scheidat, G. Aarts, R. van Bemmelen, N. Janinhoff, H. Verdaat & R. Witte, "Shortlist Masterplan Wind -

	Aerial surveys of harbour porpoises on the Dutch Continental Shelf," IMARES report C103/11 (2011)
Geelhoed et al, 2014	S. Geelhoed, M. Scheidat & R. van Bemmelen, "Marine mammal surveys in Dutch waters in 2013," IMARES report C027/14 (2011)
Hammond et al, 2002	P.-S. Hammond, 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. Oien, "Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters." Journal of Applied Ecology 39: 361-376 (2002).
Hammond et al, 2013	P.-S. Hammond, K. Macleod, P. Berggren, D.L. Borchers, M.L. Burt, A. Cañadas, G. Desportes, G.P. Donovan, A. Gilles, D. Gillespie, J. Gordon, L. Hiby, I. Kuklik, R. Leaper, K. Lehnert, M. Leopold, P. Lovell, N. Øien, 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. Vázquez, "Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management," Biol. Conserv. 164, 107–122 (2013).
Harwood et al, 2013	J. Harwood, S. King, R. Schick, C. Donovan & C. Booth, "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) (2013)
Harwood et al, 2014	J. Harwood, R. Schick & C. Booth, "Using the interim PCOD framework to support a cumulative impact assessment in Netherlands waters," report SMRUM-RWS-2014-014 (unpublished) (2014)
Hazenoot 2014	C. Hazenoot, "Welke buitenlandse windmolenparken te betrekken" en "Welke buitenlandse windmolenparken te betrekken – uitwerking onderwatergeluid / zeezoogdieren", concept memoranda RWS Zee en Delta, 5 augustus (2014)
Heinis et al, 2013	F. Heinis, C. de Jong, M. Ainslie, W. Borst & T. Vellinga, "Monitoring programme for the Maasvlakte 2, Part III – The effects of underwater sound," Terra et Aqua 132, 21-32 (2013)
IMMWG, 2013	Interagency Marine Mammal Working Group established by UK Statutory Nature Conservation Agencies Chief Scientist Group, "Management units for marine mammals in UK waters," (2013)
Kastelein et al, 2011	R.A. Kastelein, N. Steen, C.A.F. de Jong, P.J. Wensveen & W.C. Verboom, "Effect of broadband-noise masking on the behavioral response of a harbor porpoise (<i>Phocoena phocoena</i>) to 1-s duration 6–7 kHz sonar up-sweeps," J. Acoust. Soc. Am. 129 (4), 2307–2315 (2011)
Kastelein et al, 2013a	R.A. Kastelein, N. Steen, R. Gransier & C.A.F. de Jong, "Brief Behavioral Response Threshold Level of a Harbor Porpoise (<i>Phocoena phocoena</i>) to an Impulsive Sound," Aquat. Mamm. 39, 315–323 (2013)
Kastelein et al, 2013b	R.A. Kastelein, R. Gransier & L. Hoek, "Comparative temporary threshold shifts in a harbor porpoise and harbor seal, and severe shift in a seal," J. Acoust. Soc. Am. 134, 13–6 (2013)

Kastelein et al, 2013c	R.A. Kastelein, L. Hoek, R. Gransier & C.A.F. de Jong, "Hearing thresholds of a harbor porpoise (<i>Phocoena phocoena</i>) for playbacks of multiple pile driving strike sounds," J. Acoust. Soc. Am. 134, 2302–2306 (2013)
Kastelein et al, 2013d	R.A. Kastelein, L. Hoek, R. Gransier & N. Jennings, "Hearing thresholds of two harbor seals (<i>Phoca vitulina</i>) for playbacks of multiple pile driving strike sounds," J. Acoust. Soc. Am. 134, 2307–12 (2013)
Kastelein et al, 2013e	R.A. Kastelein, D. van Heerden, R. Gransier & L. Hoek, "Behavioral responses of a harbor porpoise (<i>Phocoena phocoena</i>) to playbacks of broadband pile driving sounds," Mar. Environ. Res. 92, 206-214 (2013)
Kastelein et al, 2014	R.A. Kastelein, L. Hoek, R. Gransier, M. Rambags & N. Claeys, "Hearing frequencies of a harbor porpoise (<i>Phocoena phocoena</i>) temporarily affected by played back offshore pile driving sounds," SEAMARCO report 2014-5, Draft version 1 (2014)
Kirkwood et al, 2014	Kirkwood, R., O. Bos & S. Brasseur, 2014. Seal monitoring and evaluation for the Luchterduinen offshore wind farm 1. T0 – 2013 report. IMARES report number C067/14.
Lippert et al 2014a	T. Lippert & O. von Estorff, "On a hybrid model for the prediction of pile driving noise from offshore wind farms," Acta Acustica 100, 244-25 (2014)
Lippert et al 2014b	S. Lippert, M. Ruhnau, K. Heitmann, T. Lippert, O. von Estorff and M.J.J. Nijhof, "COMPILE – An International Benchmark Study on the Prediction of Offshore Pile Driving Noise," Proc. Forum Acusticum, Kraków (2014)
Lucke et al, 2009	K. Lucke, U. Siebert, P.A. Lepper & M.-A. Blanchet, "Temporary shift in masked hearing thresholds in a harbor porpoise (<i>Phocoena phocoena</i>) after exposure to seismic airgun stimuli," J. Acoust. Soc. Am. 125, 4060–70 (2009)
Martin et al, 2011	T.G. Martin, M.A. Burgman, F. Fidler, P.M. Kuhnert, S. Low-Choy, M. McBride & K. Mengersen, "Eliciting expert knowledge in conservation science," Conservation Biology 26(1), 29-38 (2011)
Miller et al, 2012	Miller, P.J.O., Kvadsheim, P., Lam, F.P.A., Wensveen, P.J., Antunes, R., Alves, A.C., Visser, F., Kleivane, L., Tyack, P.L. and Doksæter Sivle, L. (2012). The severity of behavioral changes observed during experimental 189 exposures of killer (<i>Orcinus orca</i>), long-finned pilot (<i>Globicephala melas</i>), and sperm whales (<i>Physeter macrocephalus</i>) to naval sonar. Aquatic Mammals 38: 362-401.
Nabe-Nielsen et al, 2014	J. Nabe-Nielsen, R.M. Sibly, J. Tougaard, J. Teilmann & S. Sveegaard, "Effects of noise and by-catch on a Danish harbour porpoise population," Ecol. Modell. 272, 242–251 (2014)
New et al, 2014	L. F. New, J. S. Clark, D. P. Costa, E. Fleishman, M. A. Hindell, T. Klanjšček, D. Lusseau, S. Kraus, C. R. McMahon, P. W. Robinson, R. S. Schick, L. K. Schwarz, S. E. Simmons, L. Thomas, P. Tyack, J. Harwood. 2014. Using short-term measures of behaviour to estimate long-term fitness of southern elephant seals. MEPS 496:99-108

NOAA, 2013	Draft guidance for assessing the effects of anthropogenic sound on marine mammals: acoustic threshold levels for onset of permanent and temporary threshold shifts,” , NOAA (2013) http://www.nmfs.noaa.gov/pr/acoustics/draft_acoustic_guidance_2013.pdf
Reinhall & Dahl, 2011	P.G. Reinhall & P.H. Dahl, “Underwater Mach wave radiation from impact pile driving: Theory and observation,” J. Acoust. Soc. Am. 130 , 1209–1216 (2011).
Rosen et al, 2007	D.A.S Rosen, A.J. Winship & L.A. Hoopes, “Thermal and digestive constraints of foraging behaviour in marine mammals,” Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 362: 2151-2168 (2007)
SEAMARCO, 2011	“Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds,” SEAMARCO Ref: 2011/01 (2011) http://www.informatiehuismarien.nl/projecten/shortlist-ecologische-monitoring/tts-onderzoek-bij-zeezoogdieren/
Southall et al, 2007	B.L. Southall, A.E. Bowles, W.T. Ellison, J.J. Finneran, R.L. Gentry, C.R. Greene Jr., D. Kastak, D.R. Ketten, J.H. Miller, P.E. Nachtigall, W.J. Richardson, J.A. Thomas & P.L. Tyack, “Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Initial Scientific Recommendations,” Aquatic Mammals, 33(4), 411–521 (2007)
Sparling & Fedak, 2004	C.E. Sparling & M.A. Fedak, “Metabolic rates of captive grey seals during voluntary diving,” J Exp Biol 207: 1615-1624 (2004)
Sparling et al, 2007	C. E. Sparling, J-Y. Georges, S.L. Gallon, M. Fedak & D. Thompson, “How long does a dive last? Foraging decisions by breath-hold divers in a patchy environment: a test of a simple model,” Animal Behaviour 74: 207-218 (2007)
Sveegaard, 2011	S. Sveegaard, “Spatial and temporal distribution of harbour porpoises in relation to their prey,” PhD thesis. Dep. of Arctic Environment, NERI. National Environmental Research Institute, Aarhus University, Denmark. 128 pp. (2011)
Thompson et al, 2013a	P.M. Thompson, K.L. Brookes, I.M. Graham, K. Needham, G. Bradbury & N.D. Merchant, “Short-term disturbance by a commercial two-dimensional seismic survey does not lead to long-term displacement of harbor porpoises,” Proc.R.Soc. B 280: 20132001 (2013)
Thompson et al, 2013b	P.M. Thompson, G.D. Hastie, J. Nedwell, R. Barham, K.L. Brookes, L.S. Cordes, H. Bailey & N. McLean, “Framework for assessing impacts of pile-driving noise from offshore wind farm construction on a harbour seal population,” Environ. Impact Assess. Rev. 43, 73–85 (2013)
Tougaard et al, 2014	J. Tougaard, A.J. Wright & P.T. Madsen, “Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises,” Mar. Pollut. Bull. (2014) http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.10.051
Verfuss et al,	U.K. Verfuss, C.E. Sparling & C.G. Booth, “Does noise mitigation matter? Population consequences of piling noise on marine

2014	mammals,” presentation at the IMCC Noise Workshop, Glasgow, 13th August (2014)
Zampolli et al, 2013	M. Zampolli, M. J. J. Nijhof, C. A. F. de Jong, M. A. Ainslie, E. H. W. Jansen & B. A. J. Quesson, “Validation of finite element computations for the quantitative prediction of underwater noise from impact pile driving,” J. Acoust. Soc. Am. 130, 72–81 (2013).

A Leden werkgroep onderwatergeluid + deelnemers workshop 10-10-2014

Leden van de RWS Werkgroep Onderwatergeluid in 2014 waren:

- Aylin Erkman, RWS, DG Zee en Delta
- Christ de Jong, TNO
- Floor Heinis, HWE
- Geert Aarts, IMARES
- Lianke te Raa, TNO (projectleider)
- Martine Graafland, RWS, DG Ruimte en Water
- Martine van Oostveen, Royal HaskoningDHV
- Meike Scheidat, IMARES
- Michael Ainslie, TNO
- Niels Kinneging, RWS, DG Zee en Delta
- René Dekeling, Min Def & IenM
- Roelant Snoek, Arcadis
- Ron Kastelein, SEAMARCO
- Sander von Benda-Beckmann, TNO
- Steve Geelhoed, IMARES
- Suzanne Lubbe, RWS, DG Zee en Delta

Aan de 'ecologenworkshop' op 10 oktober 2014 namen deel:

- Aylin Erkman, RWS, DG Zee en Delta
- Christ de Jong, TNO
- Floor Heinis, HWE
- Geert Aarts, IMARES
- John Harwood, University of St.Andrews (Schotland)
- Meike Scheidat, IMARES
- Roelant Snoek, Arcadis
- Ron Kastelein, SEAMARCO
- Sander von Benda-Beckmann, TNO
- Steve Geelhoed, IMARES

B Achtergrond TTS/PTS bij bruinvissen en zeehonden

Memo d.d. 10 maart 2013 (met aanvullingen uit 2014)

Aan: werkgroep onderwatergeluid

Van: Christ de Jong (TNO)

B.1 Inleiding

In de door RWS Noordzee gecoördineerde werkgroep onderwatergeluid (2013) wordt getracht helderheid en eenduidigheid te verkrijgen over de modellering van de mogelijke effecten van het onderwatergeluid tijdens heiwerkzaamheden voor windmolenparken op zee op bruinvissen en zeehonden, ten behoeve van de Passende Beoordeling.

Het doel van dit memo is om bij te dragen aan die helderheid en eenduidigheid en dan met name waar het gaat over de te hanteren drempelwaarden voor PTS en TTS bij bruinvissen en zeehonden.

B.2 Conclusies

- De tot nu toe gehanteerde drempelwaarden voor de geluidsdosis die tot TTS en PTS onset kunnen leiden bij bruinvissen en zeehonden zijn, vanwege het grote gebrek aan relevante meetgegevens, onzeker en daardoor erg voorzichtig.
- Specificeren van de frequentie en het tijdstip na de blootstelling waarop de drempelverhoging gemeten wordt zou de grenswaarden zinvoller kunnen maken. De nu als grenswaarde gehanteerde 6 dB TTS₄ drempelverhoging ('TTS-onset') zal in het algemeen na ongeveer 16 minuten hersteld zijn.

B.3 Aanpak

TNO berekent op basis van beschikbare meetgegevens van eerdere projecten (aanleg Q7), met behulp van het 'AQUARIUS' model voor onderwatergeluid-propagatie op de Noordzee, hoe het heigeluid zich in de omgeving van de heilocatie verspreidt. In overleg met biologen is een inschatting gemaakt van de mogelijke aanwezigheid van bruinvissen en zeehonden en de mogelijke gedragsreactie van deze dieren op het heigeluid. Deze gegevens worden gecombineerd om de geluidsdosis waaraan de dieren worden blootgesteld tijdens het heien van een windmolenfundatie te schatten.

De berekende geluidsdosis wordt vervolgens vergeleken met drempelwaarden voor de dosis waarboven relevante effecten op kunnen treden. Deze zijn afgeleid van dosis-effect relaties en grenswaarden voor relevante effecten.

De discussie in de werkgroep over de berekening van de blootstellingsdoses is min of meer afgerond. De aanpak en de invoerparameters voor de modelberekeningen zijn vastgelegd en geaccepteerd. De te hanteren drempelwaarden staan nog ter discussie.

In de huidige aanpak worden drie effecten beoordeeld:

- a *Gedragsbeïnvloeding*
- b *Tijdelijke verhoging van de gehoordrempel (TTS)*
- c *Permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS)*

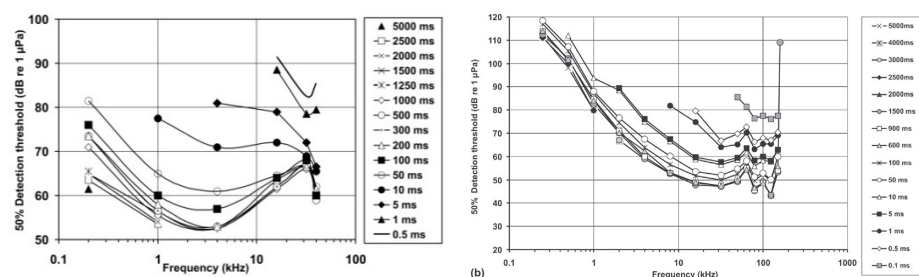
Dit memo gaat over de mogelijke verhoging van de gehoordrempel (TTS en PTS).

B.4 Verhoging van de gehoordrempel

Om duidelijk te maken waar we het over hebben dienen we eerst vast te stellen wat we bedoelen met TTS en PTS.

Gehoordrempel

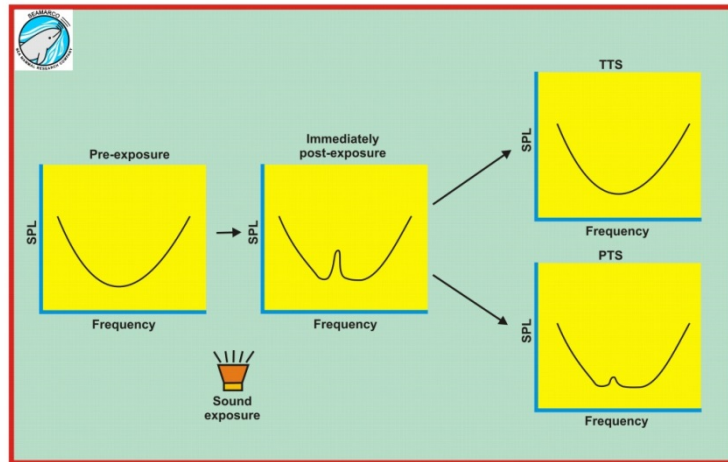
Bruinvissen en zeehonden zijn onderwater afhankelijk van geluid om zich een beeld te vormen van hun omgeving en wat daarin gebeurt. Het laagste geluiddrukkniveau dat deze dieren in een omgeving met een verwaarloosbaar achtergrondgeluid nog net (in 50% van de blootstellingen) kunnen waarnemen noemen we de gehoordrempel. Deze is afhankelijk van de signaelvorm, dus o.a. van frequentie-inhoud en duur van het signaal. Voor signalen die lang genoeg duren is de gehoordrempel onafhankelijk van de signaalduur en kan worden uitgedrukt als het niveau van de over de signaalduur gemiddelde kwadratische geluiddruk (Sound Pressure Level, SPL). Ron Kastelein (SEAMARCO) heeft de meest recente metingen van de frequentie-afhankelijke gehoordrempels ('audiogrammen') van bruinvis en zeehond, zie Figuur B-1.



Figuur B-1 Audiogrammen van zeehond (links, uit [Kastelein et al 2010a]) en bruinvis (rechts, uit [Kastelein et al 2010b]) voor (bijna) tonale signalen van verschillende signaalduur.

Gehoordrempelverhoging

Een drempelverhoging, dus een hogere drempelwaarde van de SPL waarboven het signaal nog juist hoorbaar is in een omgeving zonder achtergrondgeluid, kan in principe optreden bij alle frequenties van het audiogram. Zo'n drempelwaardeverhoging kan optreden als gevolg van blootstelling aan geluid, maar ook van bijvoorbeeld medicijngebruik.



Figuur B-2 Schematische weergave van door blootstelling aan geluid veroorzaakte gehoordrempelverhoging, tijdelijk (TTS) of permanent (PTS).

Er zijn inmiddels diverse publicaties waarin wordt aangetoond dat blootstelling aan geluid kan leiden tot een gehoordrempelverhoging bij bruinvissen en zeehonden, zie o.a. [Kastak et al, 2005 & 2008], [Lucke et al, 2009] en [Kastelein et al, 2012/2013/2014]. Daarnaast zijn er vooral voor de tuimelaar veel recente gegevens van studies van Finneran et al, waaruit blijkt dat de effecten vergelijkbaar zijn met wat we weten van de effecten van geluid op de mens en op proefdieren zoals chinchilla's.

Dosis-effect relatie

De relatie tussen de blootstellingsdosis en gehoordrempelverhoging hangt af van diverse parameters van het geluid en van het gehoor. Net zoals de hoorbaarheid van signalen is de door blootstelling veroorzaakte drempelverhoging afhankelijk van de signaalvorm, dus o.a. van frequentie-inhoud en duur van het signaal. De frequentie waarbij de drempelverhoging optreedt hangt samen met de frequentie van de blootstelling. Bij bruinvis en zeehond lijkt de grootste verhoging op te treden bij de blootstellingsfrequentie [Kastelein et al, 2012 & 2013]. Bij de tuimelaar is dat bij 1.5 maal de blootstellingsfrequentie [Finneran et al 2013]. Recent onderzoek aan een bruinvis door SEAMARCO heeft aangetoond dat de beïnvloede gehoorfrequentie afhankelijk is van het blootstellingsniveau [Kastelein et al, 2014]. De meest recente gegevens voor de tuimelaar [Finneran et al, 2013] laten zien dat de dosis-effect relatie waarschijnlijk frequentieafhankelijk is. De 3 TTS studies van SEAMARCO bij de bruinvis laten een zelfde patroon zien tussen 1.5 en 7 kHz [Kastelein et al, 2012/2013/2014]. De drempelverhoging bouwt geleidelijk op gedurende de blootstelling en neemt af nadat de blootstelling is gestopt. Dus het moment waarop de gehoordrempel wordt gemeten is van belang voor de beoordeling. Periodieke blootstelling aan geluid gaat gepaard met herstel van de drempelverhoging in de periodes tussen de blootstelling door. Het totale effect zal daardoor afhangen van de 'duty cycle' (het percentage van de totale blootstellingsduur waarin het geluid optreedt) [Kastelein et al, 2014].

Relevantie van gehoordrempelverhoging

Beoordeling van de relevantie van een tijdelijke of permanente drempelverhoging voor individuele bruinvissen en zeehonden en voor de populaties valt buiten de scope van dit memo. Deze beoordeling is echter wel maatgevend voor de te hanteren drempelwaarden voor de blootstelling. Bij het vaststellen van die drempelwaarden dient in overweging te worden genomen dat behalve het niveau van de gehoordrempelverhoging ook de gehoorfrequentie en de duur van de verhoging relevante parameters zijn. Tot nu toe zijn de grenswaarden, zoals voorgesteld door Southall et al (2007), gebaseerd op het vermijden van een bij enige gehoorfrequentie op enig moment na de blootstelling te meten gehoordrempelverhoging groter dan of gelijk aan 6 dB ('TTS onset') of 40 dB ('PTS onset'). Specificeren van de frequentie en het tijdstip na de blootstelling waarop de drempelverhoging gemeten wordt zou de grenswaarden ecologisch zinvoller kunnen maken, maar vergt meer gegevens dan nu beschikbaar zijn.

B.5 Modelleren

De meest recente beschrijving van modellen voor de groei en het herstel van de gehoordrempelverhoging is te vinden in de papers over de tuimelaar uit de groep van Finneran in de US [Finneran et al, 2010 & 2013].

Groei

Op basis van gegevens voor mensen, chinchilla's en tuimelaars stellen Finneran et al (2010a) het volgende model voor de groei van de drempelverhoging voor:

$$TTS_4(D, SPL) = a \log_{10} \left(1 + 10^{(D-b_1)/10} \right) \log_{10} \left(1 + 10^{(SPL-b_2)/10} \right)$$

Hier is TTS_4 de gehoordrempelverhoging [dB] zoals gemeten op 4 minuten na beëindiging van een blootstelling gedurende duur D [min] aan continu geluid met een geluidniveau SPL [dB re 1 μ Pa]. a , b_1 en b_2 zijn fit-parameters.

Volgens dit model zijn blootstellingsduur D en blootstellingsniveau SPL onafhankelijke parameters. Dit model lijkt een betere match te geven met de meetgegevens dan een model met $SEL = SPL + 10 \log_{10}(D/1s)$ als parameter. Voor beide parameters is er een drempel waaronder de parameter geen invloed heeft, respectievelijk wanneer $10^{(D-b_1)/10}$ en $10^{(SPL-b_2)/10}$ veel kleiner dan 1 zijn²⁵. Blootstelling aan niveaus lager dan b_2 dragen niet bij aan de drempelverhoging en kunnen daarom 'effective quiet' worden genoemd [Ward et al 1976]. Boven deze drempelwaarde neemt TTS_4 volgens het model voor een constante D recht evenredig toe met het SPL en voor een constant SPL recht evenredig met D .

Herstel

Voor het herstel van de gehoordrempelverhoging na de blootstelling wordt een dubbel exponentieel model voorgesteld [Finneran et al 2010a]:

$$TTS_t = TTS_4 [c_1 \exp(-t/\tau_1) + c_2 \exp(-t/\tau_2)]$$

²⁵ Dat lijkt logisch voor de SPL-afhankelijkheid, vanwege het gebruik van de decibel, maar onlogisch voor de duur D in minuten. Dit model lijkt niet gebaseerd te zijn op een fysische interpretatie, maar vooral op een statistische fit aan de meetgegevens

Hier is TTS_t de drempelverhoging op t [min]²⁶ na de blootstelling en c_1 , c_2 , τ_1 , en τ_2 zijn fit-parameters²⁷.

Periodieke blootstelling

Finneran et al (2010b) concluderen dat een 'modified power law' (MPL) model, zoals voorgesteld door Humes & Jesteadt (1989 & 1991), de waarnemingen voor de effecten van blootstelling van een tuimelaar aan herhaalde toonpulsen met rustperiodes ertussen het best beschrijft. Dat model wordt gegeven door²⁸:

$$TTS_{4,N} = 10 \log_{10} \left\{ \left[\left(10^{T_N/10} \right)^P + \left(10^{R/10} \right)^P - 1 \right]^{1/P} \right\}$$

Hier is T_N de TTS_4 die door de N^{de} blootstelling alleen veroorzaakt zou zijn en R de reeds aanwezige TTS op het moment van de N^{de} blootstelling. De waarde van R hangt af van groei en herstel van drempelverhoging ten gevolge van eerdere blootstellingen. Voor mensen en landzoogdieren is de macht P ongeveer 0,1–0,4.

Omdat het vooralsnog niet mogelijk is om te meten hoe het herstel van een drempelverhoging verloopt in de eerste seconden na de blootstelling is de bruikbaarheid van deze model voor periodiek heigeluid twijfelachtig.

B.6 Bruinvis

Voor de bruinvis hadden we in 2013 de volgende meetseries waaruit we groei en herstel van de drempelverhoging af zouden kunnen leiden:

- Drempelverhoging bij 4 kHz na blootstelling aan individuele impulsen van een seismische airgun [Lucke et al, 2009]
- Drempelverhoging bij 4 kHz na blootstelling aan breedbandig geluid in de 4 kHz octaafband [Kastelein et al, 2012b & 2013b]
- Drempelverhoging bij 1.5 kHz na blootstelling aan een tonaal geluid bij 1.5 kHz [Kastelein et al, 2013a]
- Drempelverhoging bij 1.5 kHz na blootstelling aan sonar-sweeps (2-1 kHz in 1 s, verschillende duty cycles) [Kastelein et al, 2013d]

Numeriek fitten van deze gegevens aan de modellen voor groei en herstel is wellicht mogelijk, maar niet binnen de scope van deze korte studie. Daarom wordt hieronder getracht een kwalitatieve beoordeling van de gegevens te geven.

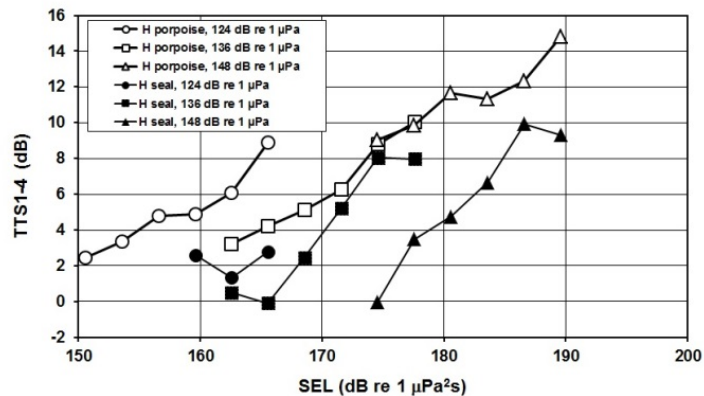
Groei

Figuur B-3 toont de drempelgroei bij blootstelling aan ruis in de 4 kHz octaafband.

²⁶ In [Finneran et al 2010a] wordt, waarschijnlijk ten onrechte, de eenheid 's' gebruikt voor de tijdconstanten τ_1 , en τ_2 . Ook is niet duidelijk of de tijd vanaf het einde van de blootstelling gerekend wordt of vanaf 4 minuten na de blootstelling wanneer TTS_4 gemeten is. We nemen hier aan dat t vanaf het einde van de blootstelling wordt gerekend, in minuten.

²⁷ Ook dit model lijkt niet gebaseerd te zijn op een fysische interpretatie, maar vooral op een statistische fit aan de meetgegevens.

²⁸ Ik kan deze vergelijking niet vinden in Humes & Jesteadt 1989. De Humes & Jesteadt 1991 paper suggereert een dergelijk model voor de groei van TTS na eerdere blootstelling maar dan zonder de '-1' term.



Figuur B-3 Groei van de drempelverhoging (gemeten 1-4 minuten na blootstelling) bij 4 kHz, gemeten bij bruinvis en zeehond na blootstelling aan ruis in de 4 kHz octaafband, als functie van SEL. De legenda geeft de bijbehorende SPL [Kastelein et al, 2013b].

De groei lijkt hier ongeveer 0,5 dB TTS / 1 dB SEL_{CUM}. De lijnen in Figuur B-3 tonen deze trend voor een constante SPL. De TTS-groei is hier evenredig met $10\log_{10}(D/1s)$ en niet met D zoals wordt gesuggereerd door het groeimodel.

De TTS₁₆₋₁₈ metingen op 16 tot 18 minuten na blootstelling van een bruinvis aan een airgun-sigitaal tonen een veel steilere groeicurve bij toenemende SEL. Bij een SEL-waarden beneden 164 dB re 1 µPa²s werd geen significante TTS₁₆₋₁₈ gemeten, bij een SEL van 164,5 dB was de drempelverhoging 7,8 dB en bij latere blootstellingen aan een SEL van 165,5 dB werd een TTS₁₆ van 15,5 dB gemeten en twee dagen later leidde een SEL van 165,8 dB tot 21 dB TTS₁₈.

Hei-geluid intermitterend: TTS groeit bij 10% duty cycle veel minder sterk dan bij 100% duty cycle (1-2 kHz sweeps studie; [Kastelein et al, 2013]).

Herstel

Uit de gegevens blijkt globaal het volgende

- De data van Kastelein tonen een initiële trend van het herstel van gehoordrempelverhoging met ongeveer $-10\log_{10}(t/1 \text{ min})$:
 - Herstel na 48 minuten: $TTS_{48} \approx TTS_4 - 11 \text{ dB}$
 - Herstel na 24 uur: $TTS_{(24-60)} \approx TTS_4 - 26 \text{ dB}$
 - Als we die trend zouden doortrekken, dan is het herstel na 1 week $TTS_{(7-24-60)} \approx TTS_4 - 34 \text{ dB}$ en na 1 maand $TTS_{(30-7-24-60)} \approx TTS_4 - 49 \text{ dB}$ maar die schattingen zijn wellicht optimistische, omdat het model voor landzoogdieren en tuimelaars [Finneran et al, 2012a] aangeeft dat het herstel op lange termijn langzamer verloopt.
- Een door Kastelein et al (2013d) gemeten maximale TTS₄ van 27,5 dB bij de bruinvis (bij 1.5 kHz na blootstelling aan sonar sweeps) was binnen 24 uur gereduceerd tot 2,5 dB en was twee dagen later volledig hersteld.
- Lucke et al (2009) suggereren dat ook de gemeten TTS₁₈ van maximaal 21 dB binnen drie dagen herstelde (geen exacte gegevens).
- Op basis van de ruwe initiële trend zou een gemeten TTS₁₆ = 21 dB overeen komen met $TTS_4 = 21 + 10\log_{10}(16/4) \approx 27 \text{ dB}$.

- Merk op dat we de blootstellingsdosis waarbij Lucke et al (2009) Deze TTS_{16-18} waarden hebben gemeten nu gebruiken als grenswaarde voor TTS-onset. Het is niet uitgesloten dat Lucke et al bij lagere blootstellingsdoses TTS-onset (6 dB) hadden kunnen vinden wanneer ze korter na de blootstelling (TTS_4) hadden kunnen meten.
- Uit de beschikbare gegevens is geen waarde voor het 'effective silent' blootstellingsniveau te bepalen.

Een TTS die op één uur na de blootstelling nog relevant is (bijvoorbeeld $TTS_{60} = 6$ dB) komt volgens het geschatte herstel $10\log_{10}(60/4) \approx 12$ dB overeen met $TTS_4 = 18$ dB. Bij de geschatte TTS-groei van 0,5 dB TTS / 1 dB SEL_{CUM} zal de SEL_{CUM} waarbij deze $TTS_4 = 18$ dB optreedt ongeveer 24 dB hoger liggen dan de drempelwaarde voor TTS-onset ($TTS_4 = 6$ dB). Merk wel op dat het onduidelijk is of deze aangenomen groei ook geldt voor periodiek heigeluid.

Periodieke blootstelling

Het door Finneran et al (2010b) gehanteerde model lijkt, vanwege de tijdschaal in minuten, niet toepasbaar voor heigeluid (typische pulsduur 100 ms en pulsinterval 1-2 s, dus duty cycle 5-10%), noch voor de sonarsweeps (duur 1 s, duty cycle 5-100%, pulsinterval 0-19 s) uit de studie van Kastelein et al (2013b).

Uit de resultaten van studies van SEAMARCO waarbij een bruinvis is blootgesteld aan sonar sweeps (2-1 kHz in 1 s) bij verschillende duty cycles blijkt dat herstel van het gehoor mogelijk kan leiden tot een verhoging van de SEL_{CUM} drempelwaarde voor TTS-onset (6 dB na 1-4 minuten) met 4 tot 8 dB. We weten niet of deze verhoging ook zal gelden voor blootstelling aan periodieke heigeluiden, maar we realiseren ons dat het verwaarlozen van dit effect leidt tot een mogelijke overschatting van de effectafstanden.

B.7 Zeehond

Voor de (gewone) zeehond hebben we de volgende meetseries waaruit we groei en herstel van de drempelverhoging af zouden kunnen leiden:

- Drempelverhoging bij 2,5 kHz na blootstelling aan breedbandig geluid in de 2,5 kHz octaafband [Kastak et al, 2005].
- Een incidentele drempelverhoging van ~50 dB bij 5,8 kHz na blootstelling aan een tonaal geluid bij 4.1 kHz (60 s, SPL 184 dB re 1 μPa^2 , SEL 202 dB re 1 $\mu Pa^2 s$), resulterend in een waarschijnlijk permanente drempelverhoging van 7-10 dB na drie maanden [Kastak et al, 2008].
- Drempelverhoging bij 4 kHz na blootstelling aan breedbandig geluid in de 4 kHz octaafband [Kastelein et al, 2012a].
- Een incidentele drempelverhoging van 44 dB bij 4 kHz na blootstelling aan breedbandig geluid in de 4 kHz octaafband (60 min, SPL 163 dB re 1 μPa^2 , SEL 199 dB re 1 $\mu Pa^2 s$). Herstel na 4-5 dagen [Kastelein et al, 2013b].

De trends voor groei en herstel lijken vergelijkbaar met die voor de bruinvis.

De nu gehanteerde drempelwaarde voor TTS onset is een extreem voorzichtige grens die door Southall et al (2007) indirect is afgeleid uit de data van Kastak et al (2005). Kastak et al (2005) vonden bij een gewone zeehond 6 dB TTS-onset na

blootstelling aan een SEL van 184 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (25 min, SPL 152 dB re 1 μPa^2). Deze drempelwaarde is vergelijkbaar met de waarde gevonden door Kastelein et al (2012a): SEL = 184 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (60 min, SPL = 148 dB re 1 μPa^2). Kastelein et al vinden overigens ook TTS onset bij SEL = ~172 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (60 min, SPL = 136 dB re 1 μPa^2). De door Southall et al (2007) voorgestelde SEL drempelwaarde voor TTS bij zeehonden door impulsgehoor volgt uit de gemeten drempelwaarde voor een aan één enkele watergun-impuls blootgestelde tuimelaar (geen vinpotige) en veronderstellingen over de relatie tussen de drempelwaarden bij tuimelaars en zeehonden en is (zoals ook aangegeven door Southall et al, 2007) waarschijnlijk erg voorzichtig. De toepassing van deze drempelwaarde voor periodiek heigehoor is extra voorzichtig, omdat daarbij geen rekening wordt gehouden met mogelijk herstel tussen de pulsen, zie ook de redenering voor de bruinvis.

Bij blootstelling van zeehonden aan in een bassin afgespeeld heigehoor met $\text{SEL}_1 = 140$ dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ werd na 21000 klappen ($\text{SEL}_{\text{CUM}} = 183$ dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$) geen significante TTS gemeten door Kastelein et al (2011). Dat zou kunnen wijzen op een 'effective silent' drempelwaarde groter dan $\text{SEL}_1 = 140$ dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$, of op een TTS onset drempelwaarde voor heigehoor groter dan $\text{SEL}_{\text{CUM}} = 183$ dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. In beide gevallen is de nu gehanteerde weging van een SEL_{CUM} zonder rekening te houden met herstel tegen de nu gehanteerde drempelwaarde voorzichtig te noemen.

SEAMARCO heeft dit onderzoek later voortgezet, en heeft de zeehonden blootgesteld aan 3 uur (180 min) heigehoor ($\text{SEL}_{\text{CUM}} = 190$ dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$). Rapport ligt klaar, op zoek naar financiering.

B.8 Referenties

- | | |
|-------------------------|--|
| ANSI S3.20-1995 (R2008) | American National Standard on "Bioacoustical terminology" |
| Finneran et al, 2010a | James J. Finneran, Donald A. Carder, Carolyn E. Schlundt & Randall L. Dear: "Growth and recovery of temporary threshold shift at 3 kHz in bottlenose dolphins: Experimental data and mathematical models". J. Acoust. Soc. Am. 127 (5), May 2010, 3256–3266 |
| Finneran et al, 2010b | James J. Finneran, Donald A. Carder, Carolyn E. Schlundt & Randall L. Dear: "Temporary threshold shift in a bottlenose dolphin (<i>Tursiops truncatus</i>) exposed to intermittent tones". J. Acoust. Soc. Am. 127 (5), May 2010, 3267–3272 |
| Finneran et al, 2013 | James J. Finneran & Carolyn E. Schlundt: "Effects of fatiguing tone frequency on temporary threshold shift in bottlenose dolphins (<i>Tursiops truncatus</i>)", J. Acoust. Soc. Am. 133 (3), March 2013, 1819–1826 |
| Humes & Jesteadt, 1989 | Larry E. Humes & Wait Jesteadt: "Models of the additivity of masking". J. Acoust. Soc. Am. 85 (3), March 1989, 1285–1294 |
| Humes & Jesteadt, 1991 | Larry E. Humes & Wait Jesteadt: "Modeling the interactions between noise exposure and other variables". J. Acoust. Soc. Am. 90 (1), July 1991, 182–188 |

Kastak et al, 2005	David Kastak, Brandon L. Southall, Ronald J. Schusterman & Colleen Reichmuth Kastak: "Underwater temporary threshold shift in pinnipeds: Effects of noise level and duration", J. Acoust. Soc. Am. 118 (5), November 2005, 3154–3163
Kastak et al, 2008	David Kastak, Jason Mulsow, Asila Ghoul & Colleen Reichmuth: "Noise induced permanent threshold shift in a harbor seal" (A). J. Acoust. Soc. Am. 123 (5), 2008, 2986
Kastelein et al, 2010a	Ronald A. Kastelein, Lean Hoek, Paul J. Wensveen, John M. Terhune & Christ A. F. de Jong: "The effect of signal duration on the underwater hearing thresholds of two harbor seals (<i>Phoca vitulina</i>) for single tonal signals between 0.2 and 40 kHz". J. Acoust. Soc. Am. 127 (2), February 2010, 1135–1145
Kastelein et al, 2010b	Ronald A. Kastelein, Lean Hoek, Christ A. F. de Jong & Paul J. Wensveen: "The effect of signal duration on the underwater detection thresholds of a harbor porpoise (<i>Phocoena phocoena</i>) for single frequency-modulated tonal signals between 0.25 and 160 kHz". J. Acoust. Soc. Am. 127 (2), February 2010, 1135–1145
Kastelein et al, 2012a	Ronald A. Kastelein, Robin Gransier, Lean Hoek, Amy Macleod & John M. Terhune: "Hearing threshold shifts and recovery in harbor seals (<i>Phoca vitulina</i>) after octave-band noise exposure at 4 kHz". J. Acoust. Soc. Am. 132 (4), October 2012, 2745–2761
Kastelein et al, 2012b	Ronald A. Kastelein, Robin Gransier, Lean Hoek, and Juul Olthuis: "Temporary threshold shifts and recovery in a harbor porpoise (<i>Phocoena phocoena</i>) after octave-band noise at 4kHz". J. Acoust. Soc. Am. 132 (5), November 2012, 3525–3537
Kastelein et al, 2013a	Ronald A. Kastelein, Robin Gransier, Lean Hoek & Martijn Rambags: "Hearing frequency thresholds of a harbor porpoise (<i>Phocoena phocoena</i>) temporarily affected by a continuous 1.5 kHz tone". J. Acoust. Soc. Am. 134 , 2013, 2286-2292
Kastelein et al, 2013b	Ronald A. Kastelein, Robin Gransier & Lean Hoek: "Comparative temporary threshold shifts in a harbor porpoise and harbor seal, and severe shift in a seal (L)," J. Acoust. Soc. Am. 134 (1), 2013, 13-16
Kastelein et al, 2013c	Ron Kastelein, Robin Gransier, Lean Hoek & Christ de Jong: "Recovery of hearing in a harbor porpoise (<i>Phocoena phocoena</i>) between successive sound signals (correction factor for SELcum of pile driving)". SEAMARCO report 2013-03 (draft version 1, 4 March 2013)
Kastelein, 2013d	Ron Kastelein, SEAMARCO, private communication 2013: Data files 'HP, TTS LFAS (1-2 KHz) PRELIMINARY RESULTS V19 FOR TNO.XLSX' and 'HP TTS 1-2 KHz DC 100% VERSUS VARIABLE DC, V1.XLSX'
Kastelein et al, 2013e	Kastelein, R.A., Hoek, L., Gransier, R., and de Jong, C.A.F. (2013). "Hearing thresholds of a harbor porpoise (<i>Phocoena phocoena</i>) for playbacks of multiple pile driving strike sounds"

	J. Acoust. Soc. Am. 134, 2302-2306.
Kastelein et al, 2013e	Kastelein, R.A., Hoek, L., Gransier, R., de Jong, C.A.F., and Jennings, N. (2013). "Hearing thresholds of two harbor seals (<i>Phoca vitulina</i>) for playbacks of multiple pile driving strike sounds," J. Acoust. Soc. Am. 134, 2307-2312.
Kastelein et al, 2014	Kastelein, R.A., Hoek, L., Gransier, R., Rambags, M., and Claeys, N. (2014). "Effect of level, duration, and inter-pulse interval of 1-2 kHz sonar signal exposures on harbor porpoise hearing," J. Acoust. Soc. Am. 136, 412-422
Kastelein et al, 2014a	Kastelein, R.A., Schop, J., Gransier, R., and Hoek, L. (2014). "Frequency of greatest temporary hearing threshold shift in harbor porpoises (<i>Phocoena phocoena</i>) depends on the noise level," J. Acoust. Soc. Am. 136, 1410-1418
Kastelein et al, 2014b	Kastelein, R. A., Gransier, R., Schop, J., and Hoek, L. (2014). "Effect of intermittent and continuous 6-7 kHz sonar sweep exposures on harbor porpoise (<i>Phocoena phocoena</i>) hearing," (Sent to J. Acoust. Soc. Am. on 30 August 2014).
Kastelein et al, in press	Kastelein, R. A., Gransier, R., Marijt, M. A.T., and Hoek, L. Hearing frequencies of a harbor porpoise (<i>Phocoena phocoena</i>) temporarily affected by played back offshore pile driving sounds. (JASA).
Kastelein et al, 2015	Kastelein, R.A., Hoek, L., Gransier, R. (2015) The Cumulative Effects of Exposure to Continuous and Intermittent Sounds on Temporary Hearing Threshold Shifts Induced in a Harbor Porpoise (<i>Phocoena phocoena</i>). In review, Budapest book. Submitted to editors September 2013
Keeler, 1968	J.S. Keeler: "Compatible exposure and recovery functions for temporary threshold shift-mechanical and electrical models". J. Sound Vib. 7 (2), 1968, 220-235
Lucke et al, 2009	Klaus Lucke, Ursula Siebert, Paul A. Lepper & Marie-Anne Blanchet: "Temporary shift in masked hearing thresholds in a harbor porpoise (<i>Phocoena phocoena</i>) after exposure to seismic airgun stimuli", J. Acoust. Soc. Am. 125 (6), June 2009, 4060–4070
Southall et al, 2007	Brandon L. Southall, Ann E. Bowles, William T. Ellison, James J. Finneran, Roger L. Gentry, Charles R. Greene Jr., David Kastak, Darlene R. Ketten, James H. Miller, Paul E. Nachtigall, W. John Richardson, Jeanette A. Thomas & Peter L. Tyack: "Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Initial Scientific Recommendations". <i>Aquatic Mammals</i> , 33(4), 2007
Ward et al, 1976	W. Dixon Ward, E. Marion Cushing & Edward M. Burns: "Effective quiet and moderate TTS: Implications for noise exposure standards", J. Acoust. Soc. Am., 59 (1), 1976, 160-165
Wensveen et al, 2014	Wensveen, P. J., Huijser, L.A.E., Hoek, L. and Kastelein, R.A. (2014). "Equal latency contours and auditory weighting functions for the harbour porpoise (<i>Phocoena phocoena</i>)," J. Exp. Biol. 217, 1-11

Colofon

Het kader Ecologie en Cumulatie is opgesteld door Rijkswaterstaat in opdracht van het Ministerie van Economische Zaken, onder begeleiding van de interdepartementale begeleidingsgroep, met vertegenwoordigers vanuit de relevante Directoraten Generaal van het Ministerie van Infrastructuur en Milieu en het Ministerie van Economische Zaken

Datum: april 2015

