

Aanvullingen voor de Instandhoudingsdoelen van de Natura 2000-gebieden op de Noordzee

Jak RG, JE Tamis, SCV Geelhoed & OG Bos

Rapport C013/10



IMARES Wageningen UR

Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies

Opdrachtgever: V. van der Meij
Ministerie LNV
Postbus 20401
2500 EK 's Gravenhage

B0-11-007-000

Publicatiedatum: 26 februari 2010

IMARES is:

- een onafhankelijk, objectief en gezaghebbend instituut dat kennis levert die noodzakelijk is voor integrale duurzame bescherming, exploitatie en ruimtelijk gebruik van de zee en kustzones;
- een instituut dat de benodigde kennis levert voor een geïntegreerde duurzame bescherming, exploitatie en ruimtelijk gebruik van zee en kustzones;
- een belangrijke, proactieve speler in nationale en internationale mariene onderzoeksnetwerken (zoals ICES en EFARO).

© 2010 IMARES onderdeel van Wageningen UR

IMARES is geregistreerd in het Handelsregister Amsterdam nr. 34135929, BTW nr. NL 811383696B04.

De Directie van IMARES is niet aansprakelijk voor gevolgschade, noch voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van IMARES; opdrachtgever vrijwaart IMARES van aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van de opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag weergegeven en/of gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier gebruikt worden zonder schriftelijke toestemming van de opdrachtgever.

A_4_3_1-V78.0

Inhoudsopgave

1	Inleiding	5
2	Informatie staat van instandhouding	6
3	Effecten schepen op bruinvissen.....	7
4	Methode bepaling populatiegrootte van zeezoogdieren.....	8
5	Verstoringen offshore-activiteiten	12
6	Doelen voor Eider en Roodkeelduiker	21
7	Wegzweggedrag Bruinvissen bij aanleg windparken	24
8	Populatie-omvang Bruinvis	25
9	Referenties.....	31
10	Kwaliteitsborging	34
	Verantwoording	35
	Bijlage A. Aanvraag Helpdeskvraag	36
	Bijlage B. Methode beschrijving Bruinvis surveys.....	38

1 Inleiding

Eind augustus 2009 leverde IMARES het rapport 'Instandhoudingsdoelen Natura 2000-gebieden Noordzee' (Jak et al, 2009) op. In een ronde van LNV langs belanghebbenden zijn echter nog een paar vragen gerezen m.b.t. de inhoud van dit rapport. LNV is gebaat bij een zo goed mogelijk wetenschappelijk onderbouwde keuze. Er zijn ook enkele vragen die betrekking hebben op deze wetenschappelijke onderbouwing door IMARES. Deze vragen zijn verwoord in Helpdeskvraag HDV 902-040 Aanvullingen ISHD Noordzee (Bijlage A), onderdeel van Cluster Ecologische Hoofdstructuur. In dit rapport worden deze vragen beantwoord.

Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.

1.1 Kennisvragen

De kennisvragen zijn de volgende:

1. Welke informatie is gebruikt om de huidige staat van instandhouding van habitattypen in elk van de mariene gebieden te bepalen?
2. Wat zijn de versturende effecten van bevoorradingsschepen van de offshore op bruinvissen t.o.v. die van reguliere scheepvaart?
3. Hoe wordt de populatiegrootte van zeezoogdieren bepaald en door welke factoren wordt de draagkracht van een gebied bepaald?
4. Welke verstoringen door offshore-activiteiten zijn relevant voor de Natura 2000-doelen?
5. Welke argumenten zijn er gebruikt voor de doelen voor Eider en Roodkeelduiker in de Noordzeekustzone?
6. Hoe gedegen is de onderbouwing voor het wegzwemgedrag van Bruinvissen bij de aanleg van windparken?
7. Welke aanwijzingen zijn er voor voortplanting van de Bruinvis en wat is de onderbouwing van de door IMARES voorgestelde populatie-omvang?

2 Informatie staat van instandhouding

2.1 Inleiding

De volgende vraag is gesteld:

“Welke informatie uit welke gebieden is gebruikt bij het bepalen van de huidige staat van instandhouding van habitattypen in elk van de mariene gebieden?”

2.2 Uitwerking

De methodiek voor de uitwerking van de instandhoudingsdoelen is beschreven in H 2.7 van het IMARES rapport C065/09 (Jak *et al.*, 2009).

Er is gebruik gemaakt van eerder in het kader van Natura 2000 gepubliceerde gegevens, waarin bestaande kennis ten behoeve van de uitwerking van instandhoudingsdoelen is verwerkt. Deze kennis is voor elk Natura 2000 doel (habitats en soorten) gerapporteerd in zogenaamde profieldocumenten.

Voor een tweetal habitattypen, namelijk H1110_C (Permanent overstroomde zandbanken – Doggersbank) en H1170 (Riffen van open zee) waren voor het opstellen van het IMARES-rapport nog geen profielen voorhanden. Bouwstenen voor de profieldocumenten voor deze habitattypen zijn door IMARES zelf opgesteld (H4 in bovengenoemd rapport).

Voor een aantal soorten zijn wijzigingen van de bestaande profieldocumenten (versie 1 september 2008) voorgesteld, omdat bij het schrijven van de profieldocumenten nog geen sprake was van de instelling van Natura 2000-gebieden in de EEZ (zie H5 in bovengenoemd rapport). De profieldocumenten waren daarom niet volledig. Ook is waar relevant nieuwe kennis toegevoegd op basis van literatuurinformatie of recente onderzoeksresultaten van IMARES.

Daarnaast zijn voor een aantal ‘nieuwe’ vogelsoorten voorstellen gedaan voor het opstellen van profieldocumenten en aanvullingen voor bestaande profieldocumenten (zie H6 in bovengenoemd rapport).

Voor het bepalen van de huidige staat van instandhouding is zoveel mogelijk gebruik gemaakt van de informatie uit de profieldocumenten en de voor het rapport geraadpleegde literatuur. Waar nodig is een expert-oordeel gegeven.

3 Effecten schepen op bruinvissen

3.1 Inleiding

De volgende vraag is gesteld:

“Hoe verhouden zich de versturende effecten op bruinvissen door vaarbeweging van bevoorradingsschepen zich tot die door de 'reguliere scheepvaart' langs de NL kust:

- a) tijdelijk of permanente effecten,
- b) op individueel of populatie niveau?”

3.2 Uitwerking

Anders dan sommige soorten dolfijnen mijden bruinvissen schepen (Palka & Hammond, 2001). Uit waarnemingen vanaf survey-schepen in de Noord-Atlantische Oceaan is gebleken dat Witflankdolfijnen, Bruinvissen en Dwergvinvissen survey-schepen ontweken, terwijl de Witsnuitdolfijn juist werd aangetrokken. Er is geen reden aan te nemen dat bevoorradingsschepen een wezenlijk ander effect hebben op bruinvissen dan 'reguliere scheepvaart', behalve dan dat de laatste zich aan de scheepvaartroutes dienen te houden. Het door schepen verstoorte oppervlak kan door bevoorradingsschepen dus toenemen. Gesuggereerd is wel dat scheepvaartroutes in de zuidelijke Noordzee een barrière kunnen vormen voor bruinvissen (Herr, 2009). Hier zouden bevoorradingsschepen dan in mindere mate aan bijdragen. Aan de andere kant kan mogelijk een zekere mate van gewenning optreden door 'voorspelbare' verstoringen, zoals is vastgesteld voor vogels en zeehonden (Broekmeijer, 2006). Bij scheepvaartroutes zou gewenning ook voor Bruinvissen een rol kunnen spelen. Van scheepvaart buiten de routes kan door een 'verrassingseffect' de verstoring (tijdelijk) juist groter zijn.

Indien individuele schepen beschouwd worden voor de beoordeling van effecten, dan betreft het tijdelijke effecten op individueel niveau. Tijdens passage kan tot op zekere afstand van het schip verstoring optreden als gevolg van een combinatie van de zichtbare aanwezigheid (silhouetwerking) en geluid. Door Palka & Hammond (2001) is een kritische verstoringsafstand voor schepen geschat op 1020 m. Deze waarde is in lijn met een eerdere schatting van 1200 m (Jak *et al.*, 2000 op basis van ongepubliceerde gegevens van Evans (1994)) en een schatting van 800 m door Barlow (1988, in Palka & Hammond, 2001).

Door cumulatie van scheepsbewegingen is het mogelijk dat gebieden min of meer permanent onaantrekkelijk worden voor bruinvissen om te verblijven (Herr, 2009). Het karakter van de effecten van scheepsbewegingen kunnen daarom niet los gezien worden van de intensiteit en de ruimtelijke verspreiding van scheepvaart. Op voorhand kunnen daarom geen conclusies worden getrokken over hoe de versturende effecten op bruinvissen door vaarbeweging van bevoorradingsschepen zich verhouden tot die door de 'reguliere scheepvaart' langs de Nederlandse kust.

4 Methode bepaling populatiegrootte van zeezoogdieren

4.1 Inleiding

De volgende vraag is gesteld:

“Bruinvis, gewone en grijze zeehond: hoe wordt de populatiegrootte van deze soorten bepaald (monitoringmethodiek en rekenmethode vertaling monitoringresultaten tot populatiegrootte) en hoe wordt de draagkracht van een gebied voor de soort bepaald?”

4.2 Uitwerking

Bruinvis

Gegevens over de verspreiding van Bruinvis worden verzameld in het kader van reguliere monitoring en in het kader van project-gebonden surveys.

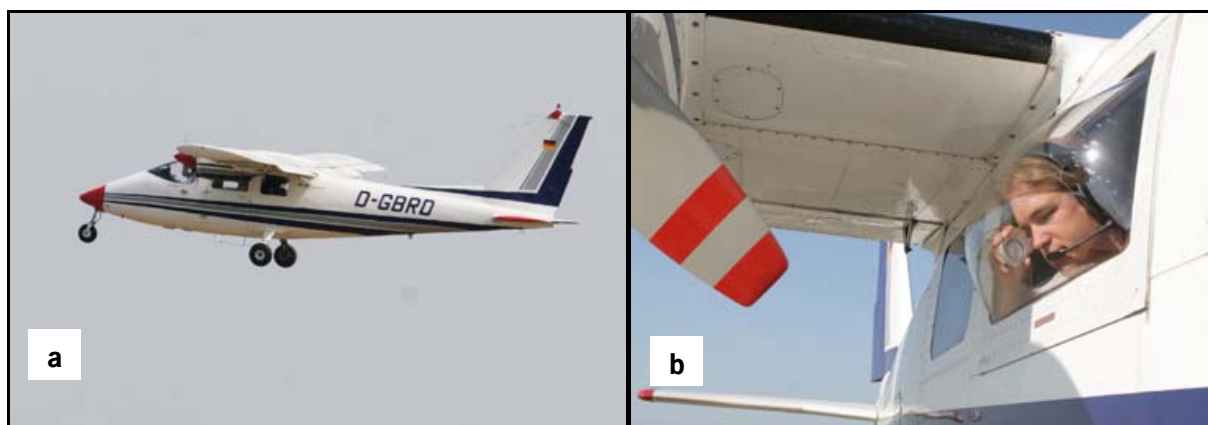
Monitoring

Monitoring van bruinvissen op de Noordzee is een onderdeel van het watervogelmeetnet dat Rijkswaterstaat (RWS) kent. Zeevogels (en bruinvissen) op de Noordzee telt men tijdens tweemaandelijks, vaste vliegroutes over het Nederlands Continentaal Plat (NCP). Deze route is zo opgezet dat een representatieve schatting van het aantal zeezoogdieren op het NCP kan worden verkregen. Aan beide zijden van het vliegtuig wordt, indien de weersomstandigheden dit toelaten, een strook van 150 m breed gescand. Sinds 1989 zijn deze tellingen structureel opgenomen in het biologisch monitoringprogramma van de Zoute Rijkswateren (Berrevoets & Arts 2005). De gegevens zijn in beheer bij RWS.

Surveys

Surveys voor Bruinvis worden door IMARES (Wageningen UR) uitgevoerd volgens de gestandaardiseerde line-transect methode voor vliegtuig surveys (Hiby & Hammond, 1989; Buckland *et al.* 2001). Surveys worden gevlogen over van te voren vastgestelde, meestal parallelle transect-lijnen met een random gekozen startpunt. Om de variantie in trefkans te minimaliseren worden de transecten zo gevlogen dat een dieptegradiënt wordt gevolgd (Buckland *et al.*, 2001).

Om zeker te zijn dat er adequate waarnemingen worden gedaan, wordt alleen onder goede weersomstandigheden gevlogen, dat wil zeggen een zicht van meer dan 3 km en een windkracht van ten hoogste 3 Beaufort.



Figuur 1. Vliegtuigsurveys worden uitgevoerd met vliegtuigen zoals de Partenavia 68, welke door de hoge plaatsing van de vleugels een goed zicht bieden onder het vliegtuig en uitgevoerd zijn met naar buiten bollende ramen waardoor onder het vliegtuig kan worden gekeken.

Gevlogen wordt met vliegtuigen die zijn uitgerust met naar buiten bollende ramen (zie Figuur 1) op een hoogte van ongeveer 600 voet (183 m) en met een snelheid tussen 167 en 186 km/uur (90 tot 100 knopen). Data worden verzameld met behulp van "VOR": software van Lex Hiby en Phil Lovell zoals beschreven in Hammond *et al.* (1995). Waarnemingen worden verzameld door twee personen aan de linker- en rechterkant van het vliegtuig. Verzamelde gegevens betreffen de hoek waaronder wordt waargenomen, aantal, aanwezigheid van kalfjes, gedrag, zwemrichting, 'reden van opmerken' en reactie op het vliegtuig. Daarnaast worden gegevens verzameld over positie en (weers-/zicht)omstandigheden. De loodrechte afstand tussen de transectlijn tot de bruinvis(sen) wordt later berekend vanuit de hoogte van het vliegtuig en de declinatie hoek. Deze afstand wordt gebruikt in de analyse van het getelde oppervlak, de zogenaamde effectieve bandbreedte. De methode voor omrekening van getelde aantallen naar dichtheden is aangegeven in Bijlage B.

Draagkracht

De draagkracht van een gebied voor de Bruinvis hangt af van de mate waarin aan de ecologische vereisten wordt voldaan. Voor de Bruinvis is over deze vereisten nog weinig bekend. In het profieldocument¹ wordt het volgende gemeld over de ecologische vereisten:

Leefgebied: De Bruinvis komt verspreid voor in ondiepe zeeën en kustwateren van de gematigde en subarctische delen van het noordelijke halfrond. Vroeger zwommen ze ook de rivieren op. Over de eisen die Bruinvissen stellen aan hun leefgebied is weinig bekend. Bruinvissen mijden schepen en zijn gevoelig voor geluid onder water.

Voedsel: Het voedsel van de Bruinvis bestaat uit vissen zoals wijting, kabeljauw en haring, maar ook platvis. De voedselkeuze is afhankelijk van het plaatselijke aanbod en verschilt regionaal. Ze gebruiken echolocatie om te jagen.

Door Jak *et al.* (2009) zijn voorstellen gedaan voor aanvullingen, waar onder voor uitwerking van de verstoringen door geluid en met betrekking tot de prooikeuze (prooivissen).

De beschikbaarheid van voedsel lijkt een belangrijke voorwaarde voor de aanwezigheid van Bruinvissen op een bepaalde locatie. Gesteld wordt wel dat de Bruinvis vanwege een hoog metabolisme niet lang zonder voedsel kan (Koopman, 1994 in Gannon *et al.*, 1998; Read & Hohn, 1995). Hierdoor zou geschikt voedsel continu aanwezig en beschikbaar moeten zijn. Bruinvissen hebben een brede prooikeuze (Santos & Pierce, 2003). In de Nederlandse Noordzee kunnen op basis van de beperkte huidige kennis over verspreiding en dieet geen speciale foerageergebieden worden geïdentificeerd (Brosseur *et al.*, 2008). Mogelijk kan kennis over de verspreiding van prooivissoorten in de toekomst gebruikt worden om mede de belangrijke gebieden voor bruinvissen te identificeren. Wel is bekend dat Bruinvissen de prooi in het geheel doorslikken en dat waarschijnlijk daardoor de prooivissen vrijwel allemaal kleiner zijn dan 25 cm (M. Leopold pers. comm.). Momenteel vindt onderzoek plaats naar het voedsel en de voedselbehoefte van de Bruinvis.

Bekend is dat locaties dicht onder de kust alleen geschikt zijn als geboortegrond indien er geen sprake is van een strandopgaande reststroom (R. Witte, pers. med.). Door die reststroom is de kans op stranding van pas geboren jongen te groot. Omdat die reststroom by Sylt ontbreekt is het warme ondiepe water daar vlak voor de kust wel geschikt als geboortegrond (R. Witte, pers. med.).

Daarnaast zijn versturende factoren van invloed. Bekend is dat de Bruinvis verstoord wordt door onderwater geluid (zie ook hoofdstuk 7).

Zeehonden

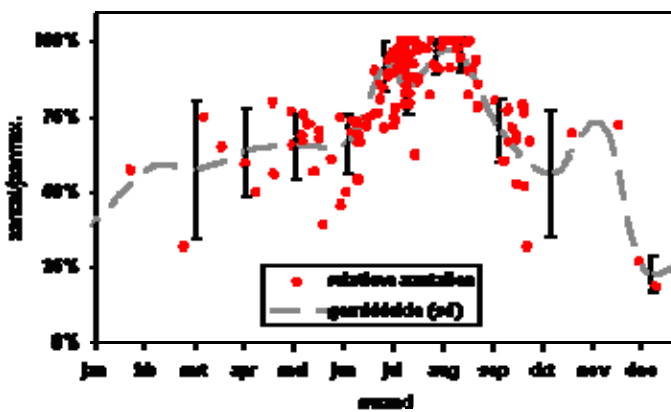
De monitoring van zeehonden wordt uitgevoerd door IMARES Wageningen UR (vliegtuigtellingen Waddenzee) en RWS (vliegtuigtellingen Delta). De tijdstippen van de tellingen zijn verschillend: Gewone zeehonden baren jongen in de zomer en worden daarom in juli en augustus geteld, terwijl Grijze zeehonden dat in de winter doen en daarom tussen december en april worden geïnventariseerd. Jaarlijks vinden er in de Waddenzee in totaal tien tellingen

¹ *Profielen habitatsoorten, versie 1 september 2008, pp. 493-497 (Bruinvis)*

plaats om tot juiste aantallen jongen en ouders te komen. In getijdengebieden zoals de Waddenzee worden zeehonden geteld wanneer ze bij laag water op de zandbanken komen.

Met een vliegtuig wordt de gehele Waddenzee afgevlogen van Den Helder tot in de Dollard en worden alle kolonies bezocht. Er wordt gevlogen op minstens 500 voet (ruim 150 meter) en tijdens de vlucht worden foto-opnames gemaakt die later op het instituut worden uitgewerkt. Op die manier wordt voor die bepaalde vlucht een totaal aantal dieren verkregen, met in de geboorteperiode nog als extra onderscheid het aantal getelde pups.

Hoeveel zeehonden uit de populatie op de kant komen is afhankelijk van een aantal factoren zoals de getijdencyclus, tijd van de dag, seizoen, weer, verstoring, tijdsduur dat zandbanken droogvallen, voedselbeschikbaarheid, periode waarin geboortes, zogen en paartijd vallen. Voor verschil in aantallen gewone zeehonden in de verschillende seizoenen, zie Figuur 2.



Figuur 2. Seizoensinvloed op de waarnemingen van aantallen gewone zeehonden in de Waddenzee (gegevens IMARES).

Uit Figuur 2 blijkt dat er een duidelijke seizoensinvloed is op het aantal dieren dat wordt geteld. Bij gewone zeehonden worden de hoogste aantallen waargenomen in juni/juli, en rond half augustus. In beide periodes worden verschillende segmenten uit de populatie geteld. In juni/juli tijdens de geboorte- en zoogperiode zien we vooral de zwangere vrouwtjes zeehonden, de moederdieren met hun jongen en onvolwassen dieren. In augustus tijdens de verharingsperiode wordt vooral het volwassen segment (mannetjes en vrouwtjes) gezien.

Moeder met jong

Bij grijze zeehonden worden vooral de zwangere dieren en moederdieren met jongen geteld tijdens december en begin januari (geboorteperiode) en de hoogste aantallen worden geteld in maart-april tijdens de verharingsperiode.

Uit de inmiddels decennia lange ervaring met het tellen van zeehonden is gebleken dat in de Waddenzee het optimale tijdstip van tellen ligt tussen 1 uur voor en 1 uur na laagwater en het tijdstip van laag water tussen 11.00 uur en 15.00 uur 's middags valt. Dit laatste vooral vanwege de praktische reden dat er dan voldoende daglicht is om in één vlucht te kunnen tellen.

Uitwerking van de tellingen

Om een goed beeld te krijgen van het aantal geboren dieren wordt er drie keer in de geboorteperiode geteld en twee keer tijdens de verharingsperiode. In vrijwel geheel Europa is afgesproken dat (voor de Gewone zeehond) de maximum telling in augustus wordt gebruikt om de populatieontwikkelingen in de verschillende jaren met elkaar te vergelijken. In de internationale Waddenzee zijn in Trilateraal Verband nog verdere afspraken gemaakt om de tellingen in de drie landen te synchroniseren en te standaardiseren.

Uit het feit dat in de verschillende seizoenen andere groepen uit de populatie worden geteld is al af te leiden dat op geen enkel tijdstip in het jaar de gehele populatie wordt gezien. Om toch te weten hoe groot de werkelijke populatieomvang is heeft IMARES voor gewone zeehonden een onderzoek uitgevoerd met kleine zendertjes en op die manier is berekend dat tijdens de zomertellingen ongeveer $\frac{1}{3}$ van de populatie niet op de kant komt (Ries et al, 1998) en dus wordt de populatie met dat percentage onderschat. Voor grijze zeehonden is een dergelijke omrekeningsfactor nog niet beschikbaar, het onderzoek daarnaar loopt nog.

Draagkracht

Grijze zeehond

Belangrijke randvoorwaarden voor de instandhouding van de soort zijn het behoud van gebied als geschikt leef- en foerageergebied en de aanwezigheid van geschikte ligplaatsen voor voortplanting en verharing.

Kennis over de rol van de aquatisch leefgebied van de Grijze Zeehond is beperkt. Er dient voldoende voedsel aanwezig te zijn, dit lijkt met de huidige populatie aantallen geen probleem; zowel de aantallen zeehonden als de bruinvissen en visetende vogels zijn recentelijk toegenomen. Ten aanzien van de waterkwaliteit geldt in ieder geval dat de niveaus van bioaccumulerende en reproductieverstorende stoffen laag dienen te zijn. Bedreigingen vormen verstoring door aanwezigheid van mensen en schepen (silhouetwerking) en onderwatergeluid als gevolg van menselijke activiteiten, dit kan in het water leiden tot een beperking in foerageermogelijkheden.

De ligplaatsen van de Grijze Zeehonden in Nederland zijn zandbanken en stranden die met normaal hoogwater niet onderlopen. Dit laatste is van belang omdat de jonge Grijze Zeehonden – in tegenstelling tot de jongen van gewone zeehonden – voor een periode van ca. drie tot vier weken niet goed kunnen zwemmen. Bedreigingen voor de ligplaatsen vormen al dan niet natuurlijke veranderingen in de morfologie van de zandbanken (verkorting droogvalperiode, verhoging overstromingsfrequentie) en verstoring van de rust.

Gewone zeehond

De belangrijkste ecologische randvoorwaarden vormen ligplaatsen die het hele jaar voor verschillende doeleinden gebruikt kunnen worden en de aanwezigheid van een aquatisch milieu waar gevoerageerd, gepaard en geleefd kan worden. Er dient voldoende voedsel in de vorm van vis aanwezig te zijn.

Als ligplaats worden getijdenplaten en permanent droogliggende platen gebruikt. Op en nabij de platen dient voldoende rust aanwezig te zijn.

5 Verstoringen offshore-activiteiten

5.1 Inleiding

De volgende vraag is gesteld:

“Wat betekent het dat drukfactoren niet expliciet in het IMARES rapport staan? Geef aan elk van de volgende activiteiten een inschatting van het belang van deze activiteiten in relatie tot de kwaliteit van habitattypes en leefgebieden van soorten: affakkelen, helikopterroutes, baggerstort, ballastwater, olievervuiling (operationele lozingen en incidentele spills)?”

5.2 Uitwerking

De in het rapport van IMARES (Jak et al, 2009) aangehaalde drukfactoren geven aan welke drukfactoren van belang zijn voor de (matig/zeer) ongunstige Staat van Instandhouding van soorten / habitats en zijn ook andere (potentiële) drukfactoren genoemd. Dit betekent niet dat ander gebruik geen effecten op de doelrealisatie zullen hebben. Dit dient onderzocht en getoetst te worden in de effectenanalyse (Voortoets / NEA). Vooruitlopend op de voortoets zijn op verzoek van LNV de drukfactoren van bovenstaande activiteiten in dit rapport geanalyseerd.

Deze analyse geeft een inschatting van het belang van de genoemde activiteiten in relatie tot de kwaliteit van habitattypes en leefgebieden van soorten. Aangegeven wordt welke verstoringen deze activiteiten kunnen veroorzaken en hoe die vervolgens effect kunnen hebben op de instandhoudingsdoelen voor de Noordzeegebieden.

5.2.1 Verstoringen door activiteiten

Voor elke activiteit is nagegaan welke verstoringen deze mogelijk kan veroorzaken. Daarvoor is gebruik gemaakt van de storingsfactoren welke in de landelijk toepasbare effectenindicator door LNV zijn opgesteld (Broekmeijer, 2006). In deze LNV effectenindicator zijn 19 storende factoren opgenomen, zijnde: verlies oppervlak; verzuring; vermist; verzoeting; verzilting; verontreiniging; verdroging; vernatting; verandering stroomsnelheid; verandering overstromingsfrequentie; verandering dynamiek substraat; geluid; licht; trillingen; verstoring door beweging/optiek; verstoring door luchtwerveling, betreding, golfslag; verstoring door sterfte, exploitatie en vangst; bewuste ingreep soortensamenstelling; en verbreiding van soorten. In de Voortoets Noordzeekustzone zijn deze factoren geherformuleerd voor de situatie langs de Noordzeekust (Slijkerman *et al.*, 2008). Een aantal landelijke storingsfactoren zijn daarbij samengevoegd of weggelaten (indien niet relevant), en er zijn er twee factoren toegevoegd die relevant zijn om gebruik op zee en langs te kust te toetsen (Slijkerman *et al.*, 2008). De extra toegevoegde factoren zijn vertroebeling en aantasting voedselvoorraad, waarvan alleen vertroebeling relevant is voor de activiteiten zoals genoemd in paragraaf 5.1. Voor de beoordeling van de potentiële effecten blijft de effectenindicator van Broekmeijer (2006) toepasbaar. De verstoringen door activiteiten, op basis van Broekmeijer (2006) en aangepast door Slijkerman et al (2008), staan weergegeven in Tabel 1. Daaronder volgt een toelichting van de storingsfactoren.

Tabel 1. Storingsfactoren van activiteiten gerelateerd aan olie- en gaswinning op de Noordzee

Activiteit	Storingsfactoren								
	Vermesting	Verontreiniging	Verandering substraat	Verandering stroomsnelheid	Introductie van gebiedsvreemde soorten	Geluid	Licht	Silhouetwerking	Vertroebeling
Affakkelen						X	X	X	
Helikopterroutes						X	X	X	
Baggerstort	X	X	X	X		X	X	X	X
Ballastwater		X			X				
Olievervuiling		X							

Vermesting

Vermesting, ofwel eutrofiëring, betreft elke extra aanvoer van voedingsstoffen, met name stikstof en fosfaat. Ook verhoogde mineralisatie, dat wil zeggen de omzetting van plantenresten en humus tot voedingsstoffen en CO₂, leidt tot vermisting (Broekmeijer, 2006). Nutriënten stimuleren de groei van algen en planten en verstoren de balans tussen organismen in het water en de waterkwaliteit. Indirect kan eutrofiëring ook effecten op bodemfauna veroorzaken (Philippart *et al.*, 2007).

Verontreiniging

Er is sprake van verontreiniging wanneer stoffen, die onder natuurlijke omstandigheden niet of in zeer lage concentraties voorkomen, door menselijke activiteiten in een gebied terechtkomen (Broekmeijer, 2006). De ecologische effecten uit zich in het verdwijnen van soorten en/of het beïnvloeden van gevoelige ecologische processen. De LNV effectenindicator behandelt geen aparte gebiedsvreemde stoffen. In algemene zin is vastgesteld dat aquatische habitattypen en soorten gevoeliger zijn dan terrestrische systemen. Ook geldt dat soorten in de top van de voedselpiramide, als gevolg van accumulatie van verontreinigingen, gevoeliger zijn. Echter, afhankelijk van de concentratie en duur van de verontreiniging zijn alle habitattypen en soorten gevoelig (Broekmeijer, 2006).

Verandering substraat

Alle habitattypen zijn gevoelig voor substraatverandering. Er zijn veel verschillende vormen van substraatverandering met bijbehorende effecten die kunnen worden onderscheiden (Jongbloed *et al.*, in prep.). Van de activiteiten die in deze analyse zijn meegenomen heeft alleen baggerstort een versturende werking door verandering van het substraat. Baggerstort betreft de introductie van nieuw substraat waardoor er directe schade ontstaat van aanwezige bodemfauna, maar ook kan er zich een nieuw potentieel leefgebied ontwikkelen.

Verandering stroomsnelheid

Verschillen in stroomsnelheid (langzaam of snel) leiden tot duidelijke verschillen in levensgemeenschappen en kenmerkende soorten hiervan (Broekmeijer, 2006). Door verandering in stroomsnelheid verdwijnen kenmerkende soorten en levensgemeenschappen. De stroomsnelheid is ook van invloed op het verloop van sedimentatieprocessen, sedimenttransport en de morfologie van de zeebodem.

Introductie van gebiedsvreemde soorten

Verbreiding van planten en diersoorten wordt als een storende factor ervaren als zij op grond van de natuurlijke en/of oorspronkelijke verspreiding in een gebied niet voorkomen (Broekmeijer, 2006).

De introductie van nieuwe soorten in een ecosysteem leidt niet altijd tot zichtbare negatieve effecten. De vestiging van een nieuwe soort kan verschillende effecten hebben, zoals verschuivingen in de concurrentieverhoudingen in natuurlijke ecosystemen en/of het verdwijnen (wegconcurreren) van inheemse soorten. Sommige soorten kunnen uitgroeien tot een plaag. N.B. Deze storingsfactor is niet meegenomen in de voortoets voor de Noordzeekustzone (Slijkerman *et al.*, 2008).

Geluid

De storingsfactor geluid betreft verstoring door onnatuurlijke geluidsbronnen. Dit kan permanent zijn zoals geluid van drukke scheepvaartroutes, productieplatforms of windturbines, dan wel tijdelijk zoals geluidsbelasting bij het boren naar olie/gas of bij het heien voor de installatie van windturbines. Geluid is een hoorbare trilling, gekenmerkt door geluidsdruk en frequentie. Logischerwijs zijn alleen diersoorten gevoelig voor direct effecten van geluid (Broekmeijer, 2006). Geluid *sec* is een belangrijke factor in de verstoring van fauna. De verstoring door geluid wordt beïnvloed door het achtergrondgeluid en de duur, frequentie en sterkte van de geluidsbron zelf. Geluidsbelasting kan leiden tot stress en/of vluchtgedrag van individuen. Dit kan vervolgens weer leiden tot het verlaten van het leefgebied of bijvoorbeeld een afname van het reproductieproces. In bepaalde gevallen kan ook gewenning optreden, in het bijzonder bij continu geluid (Broekmeijer, 2006).

Bruinvissen zijn gevoelig voor geluid onder water. Waarschijnlijk speelt het waarnemen van het geproduceerde geluid een belangrijkere rol dan het waarnemen van het object zelf. De reactie van de Bruinvissen varieert gedurende het seizoen en is daarnaast gerelateerd aan de groepsgrootte. Er zijn verstoringafstanden tot 1200 meter bekend voor de Bruinvis, gebaseerd op de verstoring van een groot schip (Jak *et al.*, 2000).

Vissen zijn minder gevoelig voor geluid dan zeezoogdieren (Nedwell & Parvin 2006). Gebleken is dat vissen in hun gedrag verstoord worden en dus effecten kunnen ondervinden van onderwatergeluid. Soorten als de Haring en de Kabeljauw hebben een zwemblaas die verbonden is met het binnenoor waardoor het gehoor relatief beter is. Dit is ook het geval bij de Fint (haringachtige) die daarmee een gevoelige vissoort voor geluid is (Ministerie VROM, 2005). De gevoeligheid van vissen is het hoogst bij 100-200 Hz. Antropogene geluidsbronnen onder water, zoals scheepvaart, heien, seismisch onderzoek en operationele windmolens, vallen binnen het frequentiebereik van het gehoor van de meeste vissoorten (Thomsen *et al.*, 2006).

In hoeverre menselijk geluid eventuele communicatie van zeehonden onder water stoort is onbekend (Brasseur & Reijnders, 1994). Bij naderend geluid onder water zou, net als aan land, een vluchtreactie verwacht kunnen worden. Een verhoging van stress wordt als belangrijk effect van verstoring onder water beschouwd. Brasseur & Reijnders (1994) hebben een geluidsniveau van 50 dB(A) gehanteerd voor zover sprake is van een grotere geluidsterkte dan het achtergrondniveau.

Licht

Deze storingsfactor betreft de verstoring door kunstmatige lichtbronnen, zoals de verlichting van platforms en windturbines. Kunstmatige verlichting van de nachtelijke omgeving kan tot verstoring van het normale gedrag van soorten leiden. Met name schemer- en nachtactieve dieren kunnen last hebben van verstoring door licht, doordat zij juist aangetrokken worden of verdreven door de lichtbron. Hierdoor raakt bijvoorbeeld hun ritme ontregeld of verlichte delen van het leefgebied worden vermeden (Broekmeijer, 2006).

Voor wat betreft effecten van lichtverontreiniging op zee en zeevogels zijn de onderstaande verstoringen relevant (de Molenaar *et al.*, 1997; Longcore & Rich, 2004):

- Verstoring seizoensritme, bijvoorbeeld voor de ontwikkeling van trekkrust bij vogels;
- Aantrekking, bijvoorbeeld in de vorm van trekvogels die zich in grote aantallen kunnen verzamelen rond vuurtorens, schepen op zee en rond gasvlammen van booreilanden.

Vogels worden aangetrokken door platformverlichting. Het effect van verlichting op zee op bepaalde trekvogels is aanzienlijk. Ongeveer 10% van de totale vogelpopulatie die de Noordzee overtrekt wordt beïnvloed door de verlichting van offshore platforms (Marquenie & van der Laar, 2003). Dit zijn voornamelijk zangvogels. Ook andere vogelsoorten, zoals de Kleine- en Grote mantelmeeuw en de Zeekoet, zijn echter 's nachts waargenomen bij het platform L15, dat ca. 20 km ten noorden van Texel buiten de Noordzeekustzone ligt (van der Laar, 2007). N.B. Dit betreft de verstoring van licht door de verlichting van het platform en niet door het affakkelen.

Silhouetwerking

Silhouetwerking is verstoring door de aanwezigheid en/of beweging van mensen dan wel voorwerpen die niet thuishoren in het natuurlijke systeem. De verstoring die onder de noemer 'silhouetwerking' vallen zal doorgaans een cumulatie zijn van visuele verstoring en storing door geluid, licht en/of trilling (Jongbloed *et al.*, in prep.). De aanwezigheid van een object gaat namelijk vaak gepaard met dergelijke storingsfactoren. Aangezien de gegevens over visuele verstoring schaars zijn en de effecten van geluid doorgaans moeilijk te onderscheiden zijn van effecten door visuele verstoring, zijn deze samengenomen in deze storingsfactor. De gevoeligheid voor de aanwezigheid van een bepaald object wordt uitgedrukt als de afstand en de tijdsduur waarop de soort beïnvloed wordt. Silhouetwerking leidt vooral tot vluchtgedrag van dieren. De daadwerkelijke effecten zijn zeer soortspecifiek en hangen af van de schuwheid van de soort en de mate waarin gewenning optreedt (Broekmeijer, 2006).

Hoewel de aanwezigheid van een object aan de ene kant een verstoring tot gevolg kan hebben kan diezelfde aanwezigheid ook positieve effecten hebben op zeezoogdieren. Zo leidt de aanwezigheid van bepaalde objecten (zoals offshore platforms) soms tot een verhoogd aanbod van voedsel.

Vertroebeling

Dit betreft een toename van het gesuspendeerd materiaal in de waterkolom. vertroebeling is relevant voor alle habitattypen en soorten die in de Noordzeegebieden zijn aangewezen. Een verhoogde troebelheid in de waterkolom kan bijvoorbeeld effect hebben op de primaire productie (vermindering algengroei) of hindering van zichtjagers veroorzaken.

De invloed van de troebelheid in het water op het visvangstsucces van de beide zeehondensoorten en de Bruinvis is onvoldoende bekend. De Fint is een zichtjager, in tegenstelling tot de prikken die parasiteren op andere vissoorten. Een verhoogde troebelheid kan het zichtvermogen en daarmee de voedselvangst van zichtjagers verminderen (Van Dalfsen, 1999; Dankers, 2002). Anderzijds kan de Fint goed leven in estuariumsituaties, dus bij van nature hoge slibgehalten.

De visetende vogelsoorten die op zicht jagen zouden gehinderd kunnen worden door troebel water.

5.2.2 Gevoeligheid voor verstoring

De gevoeligheid van de instandhoudingsdoelen voor de storingsfactoren die in Tabel 1 zijn geïdentificeerd, is weergegeven in een effectenmatrix (Tabel 2). Als basis hiervoor is de effectenmatrix van de voortoets Noordzeekustzone (Slijkerman *et al.*, 2008) gebruikt. Deze is gebaseerd op de verstoringgevoeligheid van de habitats en doelsoorten, zoals uitgewerkt in de LNV effectenindicator (Broekmeijer, 2006). Habitattypen H1170, Grote jager en Zeekoet ontbreken in de effectenindicator. Door IMARES is daarom een voorlopige inschatting gemaakt van effecten, gebruikmakend van de informatie voor andere habitattypen en vogelsoorten. Deze effectindicator geeft een generiek overzicht en slechts een eerste overzicht van mogelijke knelpunten.

Deze indicatie is afgeleid van de LNV effectenindicator (Broekmeijer, 2006) en geeft slechts een generiek inzicht. Een aantal gevallen zijn specifiek afwijkend van de generieke LNV effectenindicator:

1. Volgens de effectenindicator zijn habitattypen gevoelig voor silhouetwerking, terwijl wij in onderhavige studie dit beschouwen als niet van toepassing (nvt) omdat alleen soorten gevoeligheid kunnen vertonen (conform de voortoets Noordzeekustzone).
2. Introductie van gebiedsvreemde soorten is niet in de landelijk geldende LNV effectenindicator opgenomen. Gezien de complexiteit van deze storingsfactor is deze voor alle natuurdoelen ingeschat als onbekend.
3. De Roodkeelduiker en Zwarte zee-eend zijn langs de Noordzeekust zeer gevoelig voor silhouetwerking, terwijl de vogels landelijk als gevoelig zijn geïndiceerd. De indicatie van zeer gevoelig is gebaseerd op de grote verstoringafstanden die gerapporteerd zijn. Voor zwarte zee-eenden is een opvliegafstand van 1500 m bekend (Dirksen *et al.*, 2005). Roodkeelduikers vluchten op grote afstand van motorboten en sportvliegtuigen, waarbij vluchtafstanden respectievelijk meer dan 1000 en 2000 m kunnen bedragen (Krijgsveld *et al.*, 2008). De Roodkeelduiker en Parelduiker zijn zeer gevoelig, beide soorten hebben een bijzonder grote vluchtafstand. Vogels lijken vooral tijdens de rui erg gevoelig.
4. Habitatype 1170 (Riffen), Grote jager en Zeekoet komen niet voor in de landelijke effectenindicator. De gevoeligheden zijn niet gebaseerd op literatuurwaarden, maar op basis van extrapolatie vanuit gegevens over andere habitattypen en soorten:

Voor H1170 is vooralsnog uitgegaan van een vergelijkbare gevoeligheid van verstoringen als geldt voor H1110_B, met uitzondering van verandering van het substraat dat het wezenlijke kenmerk vormt van riffen van open zee (H1170). Verandering van het substraat heeft daardoor een zeer groot effect op zowel omvang als kwaliteit van het habitatype.

Voor de Grote jager is vooralsnog uitgegaan van een gevoeligheid die gelijk is die van de Kleine Mantelmeeuw, Grote Mantelmeeuw en Dwergmeeuw. Hetzelfde geldt voor de Zeekoet, met uitzondering van de gevoeligheid voor verontreiniging. Dit vanwege de kwetsbaarheid van zeekoeten voor drijvende olieverontreinigingen tijdens het voorkomen van grote groepen vogels, met name tijdens de rui-periode (zie Jak *et al.*, 2009).

Tabel 2. Verstoring gevoeligheid in relatie tot de instandhoudingsdoelen van de Noordzeegebieden, gebaseerd op Broekmeijer (2006) en aangepast en uitgebreid voor offshore instandhoudingsdoelen (zie tekst hierboven)

Habitatype	Code	Natuurdoel	storingsfactor								
			Vernesting	Verontreiniging	Introductie van gebiedsvreemde soorten	Verandering substraat	Verandering stroomsnelheid	Geluid	Licht	Silhouetwerking	Vertroebeling
Habitatype	H1170	Riffen van open zee	g	g	o	zg	g	nvt	nvt	nvt	g
	H1110 B	Permanent overstromde zandbanken Noordzee-kustzone	g	g	o	g	g	nvt	nvt	nvt	g
	H1110 C	Permanent overstromde zandbanken Doggersbank	g	g	o	g	g	nvt	nvt	nvt	g
Vissen	H1095	Zeeprk	g	zg	o	zg	zg	o	o	o	g
	H1099	Rivierprk	g	zg	o	zg	zg	o	o	o	g
	H1103	Fint	g	zg	o	zg	zg	o	o	o	g
Zoogdieren	H1351	Bruinvis	g	zg	o	g	o	zg	zg	g	g
	H1364	Grijze zeehond	g	zg	o	g	o	zg	zg	zg	g
	H1365	Gewone zeehond	g	zg	o	g	o	zg	zg	zg	g
Vogels	A001	Roodkeelduiker	ng	g	o	nvt	nvt	ng	ng	zg	g
	A063	Eider	ng	g	o	nvt	nvt	ng	ng	g	g
	A065	Zwarte zee-eend	ng	g	o	nvt	nvt	ng	ng	zg	g
	A175	Grote jager	ng	g	o	nvt	nvt	ng	ng	g	g
	A183	Kleine mantelmeeuw	ng	g	o	nvt	nvt	ng	ng	g	g
	A177	Dwergmeeuw	ng	g	o	nvt	nvt	ng	ng	g	g
	A187	Grote mantelmeeuw	ng	g	o	nvt	nvt	ng	ng	g	g
	A199	Zeekoet	ng	zg	o	nvt	nvt	ng	ng	g	g

ng= niet gevoelig; g= gevoelig; zg= zeer gevoelig; o= onbekend; nvt = niet van toepassing

5.2.3 Potentiële effecten van verstoringen

Tot slot is nader gekeken naar de bijhorende storingsfactoren in relatie tot potentiële effectuitwerking op de doelen. Dit is hieronder per activiteit beschreven op basis van beschikbare informatie over de effecten van de storingsfactoren op de Natura 2000 doelen, zoals bekend uit de Voortoetsen en Nadere effecten analyse voor activiteiten in de Waddenzee en Noordzeekustzone (Slijkerman *et al.*, 2008; Jongbloed *et al.*, in prep).

In onderstaande uitwerking is alleen aangegeven of en welke potentiële effecten op kunnen treden. Voor een aantal van deze verstoringen is niet bekend of effecten op kunnen treden en/of eventuele effecten af hangen van de omvang van de activiteit/verstoring. Zowel de omvang van de activiteiten als de effecten van deze activiteiten dienen in een effectenanalyse nader onderzocht te worden.

Affakkelen

Verstoring

Tijdens het testen van een nieuwe put wordt het aardgas afgefakkeld. Ook tijdens de productiefase kan aardgas worden afgefakkeld. Affakkelen wordt beperkt toegepast; herinjectie van dit gas heeft de voorkeur. Affakkelen op offshore platforms veroorzaakt verstoring door licht, geluid en silhouetwerking. Hoewel affakkelen wel verontreiniging veroorzaakt door verbrandingsgassen, is dit niet als relevante storingsfactor opgenomen, omdat dit emissies naar de lucht betreft. Wel moet opgemerkt worden dat deze verontreiniging via atmosferische depositie weer in het mariene milieu terecht komen. Echter gezien het indirecte en diffuse karakter wordt dit als niet relevant beschouwd voor de instandhoudingsdoelstellingen voor de Noordzeegebieden.

Tijdens het fakkelen zal op ca. 400 meter van het platform de geluidsbelasting 60 dB(A) bedragen (NOGEP, 2001). Het licht van de vlam zal overdag bij helder weer op 10 km afstand zichtbaar zijn. 's Nachts zal deze afstand nog groter zijn. De hoogte van de fakkel, het totaal aantal fakkels in een gebied en consistentie in het affakkelen hebben de meeste invloed op de emissie van licht waardoor de vogels aangetrokken worden (Wiese *et al.*, 2001).

Potentieel effect op habitattypen

De habitattypen ondervinden geen effect van de verstoringen door affakkelen.

Potentieel effect op vissen en zeezoogdieren

De emissie van geluid en licht en de silhouetwerking van de fakkel zal ook onder water waarneembaar zijn. Er is geen informatie over de effecten van verstoring door affakkelen op vissen en zeezoogdieren bekend. Waarschijnlijk zijn de effecten gering en mede afhankelijk van de omvang van de verstoring. Een nadere analyse van de effecten is nodig om de gevolgen voor de instandhoudingsdoelen te beoordelen, als onderdeel van een voortoets en eventueel een nadere effectenanalyse.

Potentieel effect op vogels

Vogels, vooral trekvogels, worden aangetrokken tot grote offshore constructies zoals boor- en productieplatforms, onder andere door het affakkelen (Wiese *et al.*, 2001). Dit kan directe sterfte veroorzaken wanneer een vogel in de vlam vliegt. Een ander effect hiervan is desoriëntatie van vogels wat bijvoorbeeld gevolgen kan hebben op de vogeltrek. Ontwijking door silhouetwerking (combinatie van geluid, licht en visuele verstoring) is ook mogelijk. Voor zeevogels kan vooral deze silhouetwerking relevant zijn. Een nadere analyse van de effecten is nodig om de gevolgen voor de instandhoudingsdoelen te beoordelen, als onderdeel van een voortoets en eventueel een nadere effectenanalyse.

Helikopterroutes

Verstoring

Het helikopterverkeer van en naar de platforms veroorzaakt verstoring door licht, geluid en silhouetwerking. Net als bij affakkelen veroorzaken helikopters wel verontreiniging door verbrandingsgassen, welke niet als relevante storingsfactor is opgenomen, omdat dit emissies naar de lucht betreft. Wel moet opgemerkt worden dat deze verontreiniging via atmosferische depositie weer in het mariene milieu terecht komen. Echter gezien het indirecte en diffuse karakter wordt dit als niet relevant beschouwd voor de instandhoudingsdoelstellingen voor de Noordzeegebieden.

Potentieel effect op habitattypen

De habitattypen ondervinden geen effect van helikopterverkeer.

Potentieel effect op vissen en zeezoogdieren

De emissie van geluid door een helikopter zal ook onder water waarneembaar zijn. De effecten van onderwatergeluid door helikopterverkeer op vissen en zeezoogdieren zijn onbekend. Op basis van de beschikbare informatie zijn effecten echter niet op voorhand uit te sluiten. De effecten zijn mede afhankelijk van de omvang van de activiteit. Een nadere analyse van de effecten is nodig om de gevolgen voor de instandhoudingsdoelen te beoordelen, als onderdeel van een voortoets en eventueel een nadere effectenanalyse.

Potentieel effect op vogels

De effecten van luchtvaart op vogels kunnen verschillen tussen gebieden, afhankelijk van de mate van gewinning die ter plaatse is opgebouwd. De vogels worden kunnen gestoord worden in hun rust- en foerageergebied, waardoor een negatief effect op verteer- en foerageertijd kan optreden. Vooral de Roodkeelduiker en Zwarte zee-eend zijn zeer verstoringgevoelig. De effecten zijn mede afhankelijk van de omvang van de activiteit (Smit *et al.* 2008) Lokaal kan gewinning optreden. Een nadere analyse van de effecten is nodig om de gevolgen voor de instandhoudingsdoelen te beoordelen, als onderdeel van een voortoets en eventueel een nadere effectenanalyse.

Baggerstort

Verstoring

Baggerstort veroorzaakt verstoring door vermesting, verontreiniging, verandering substraat, verandering stroomsnelheid, geluid, licht, silhouetwerking en vertroebeling.

Potentieel effect op habitattypen

De habitattypen kunnen effect ondervinden door vermesting, verontreiniging, verandering substraat, verandering stroomsnelheid en vertroebeling. Deze factoren zijn van invloed op de kwaliteit van een habitat. De mate waarin effecten optreden hangt o.a. af van de locatie, de hoeveelheid en de samenstelling van de bagger. Een nadere analyse van de effecten is nodig om de gevolgen voor de instandhoudingsdoelen te beoordelen, als onderdeel van een voortoets en eventueel een nadere effectenanalyse.

Potentieel effect op vissen en zeezoogdieren

De potentiële effecten van baggerstort op vissen zijn: effecten door daling van het zuurstofgehalte²; verstoring door werkzaamheden (zicht, geluid); verontreiniging met stoffen; en verhoogde troebelheid in de waterkolom (relevant voor de Fint) (Jongbloed *et al.*, 2006). Voor zeezoogdieren zijn de volgende potentiële effecten relevant: bioaccumulatie en biomagnificatie van organotin (TBT); verstoring door werkzaamheden; en verstoring door vertroebeling (Jongbloed *et al.*, 2006).

² Daling van zuurstofgehalte vormt geen afzonderlijke storingsfactor, maar maakt deel uit van de indirecte effecten veroorzaakt door vermesting.

Potentieel effect op vogels

Baggerstort kan foeragerende en rustende vogels verstoren door de factoren geluid, licht en silhouetwerking die gepaard gaan met de werkzaamheden. Bovendien kan de verhoogde troebelheid het zicht voor zichtjagers verminderen en daardoor het vangstsucces.

Ballastwater

Verstoring

Ballastwater veroorzaakt verstoring door de mogelijke introductie van gebiedsvreemde soorten en verontreiniging.

Ballastwater is oppervlaktewater dat in een bepaald gebied wordt ingenomen (wanneer het schip geen of nauwelijks lading heeft) en in een ander gebied weer wordt geloosd (wanneer het schip is (vol)geladen). Hierdoor kunnen organismen naar een ander ecosysteem gebracht worden waar zij van nature niet voorkomen. In sommige gevallen kan dit leiden tot ecologische schade door verdringing van soorten die van oudsher in het ontvangende systeem aanwezig zijn of door economische schade wanneer een commerciële soort wordt verdrongen. Er is een algemene regeling voor de verplichte afdoding van ballastwaterorganismen (Ballast Water Management Convention) opgesteld door het IMO. Deze moet nog wel worden geratificeerd. Inmiddels zijn ook technieken ontwikkeld om ballastwater te kunnen reinigen.

Het ballastwater in schepen wordt opgeslagen in ballasttanks. In het geval ballastwater in tanks gepompt wordt waar nog restanten gevaarlijke stoffen aanwezig zijn, is het ballastwater verontreinigd. Dat verontreinigde ballastwater moet dan als afval worden afgegeven. Desondanks is verontreiniging door het lozen van ballastwater niet uit te sluiten. Een nadere analyse van de effecten is nodig om de gevolgen voor de instandhoudingsdoelen te beoordelen, als onderdeel van een voortoets en eventueel een nadere effectenanalyse.

Potentieel effect op habitattypen

De habitattypen kunnen potentieel effect ondervinden van verontreiniging en introductie van gebiedsvreemde soorten door ballastwater. Deze factoren kunnen de kwaliteit van een habitat aantasten. Aangezien deze factoren beide zo divers zijn, zijn de mogelijke effecten hiervan moeilijk te voorspellen. Een nadere analyse van de effecten is nodig om de gevolgen voor de instandhoudingsdoelen te beoordelen, als onderdeel van een voortoets en eventueel een nadere effectenanalyse.

Potentieel effect op soorten

De potentiële effecten van ballastwater op soorten zijn afkomstig van zowel verontreinigende stoffen als de introductie van gebiedsvreemde soorten. Aangezien deze factoren beide zo divers zijn, zijn de mogelijke effecten hiervan moeilijk te voorspellen. Een nadere analyse van de effecten is nodig om de gevolgen voor de instandhoudingsdoelen te beoordelen, als onderdeel van een voortoets en eventueel een nadere effectenanalyse.

Olievervuiling

Verstoring

Olievervuiling veroorzaakt verstoring door verontreiniging. Operationele emissies van olie hebben betrekking op de uitstoot van lenswater, schroefasvetten en ballastwater, maar ook door operationele lozingen van de tankinhoud (tankspoelingen, sludge) en vanwege het gevaar van calamiteiten. Vanuit regelgeving worden eisen gesteld aan het gebruik en de lozing van chemicaliën en de kwaliteit van de emissies. Ook wordt het water zo veel mogelijk gezuiverd met behulp van "best beschikbare technieken". Hierdoor zijn de eventuele effecten op de water(bodem)kwaliteit beperkt tot de directe omgeving van een platform.

Incidentele lozingen van de tankinhoud kan optreden als gevolg van ongevallen. Effecten hiervan zijn hoofdzakelijk toxisch van aard, hoewel olieachtige stoffen ook kunnen leiden tot fysische effecten op organismen. Operationele of incidentele lozingen van olie vormen een mogelijke bedreiging voor vogels in de kustzee (Lindeboom *et al.*,

2005). Een nadere analyse van de effecten is nodig om de gevolgen voor de instandhoudingsdoelen te beoordelen, als onderdeel van een voortoets en eventueel een nadere effectenanalyse.

Potentieel effect op habitattypen

De effecten van incidentele olieverontreiniging zijn voornamelijk beperkt tot het wateroppervlak en de bovenste laag van de waterkolom, behalve bij verweerde zware (stook)olie die naar de bodem zakt. Vanwege de waterdiepte in de Noordzeegebieden en de drijvende eigenschappen van olie die bij operationele emissies vrijkomt, zullen benthos en benthische habitats nauwelijks blootgesteld worden. Uitzondering hierop zijn de Doggersbank, de Noordzeekustzone en de Vlake van de Raan ondiep waar geringe waterdieptes voorkomen (minder dan 20 meter). Een nadere analyse van de effecten is nodig om de gevolgen voor de instandhoudingsdoelen te beoordelen, als onderdeel van een voortoets en eventueel een nadere effectenanalyse.

Potentieel effect op vissen en zeezoogdieren

Olieverontreiniging kan een negatief effect hebben op vissen, bijvoorbeeld door toxische effecten op viseieren. Ook kunnen effecten optreden op zeezoogdieren. Sterfte onder zeezoogdieren (m.n. zeehonden) is bij verschillende olielozingen waargenomen. Zelden echter is massale sterfte waargenomen, ondanks dat enkele olierampen zich in de nabijheid van belangrijke opgroeigebieden van zeehonden hebben voorgedaan (Scholten *et al.*, 1996). Een nadere analyse van de effecten is nodig om de gevolgen voor de instandhoudingsdoelen te beoordelen, als onderdeel van een voortoets en eventueel een nadere effectenanalyse.

Potentieel effect op vogels

Olie kan op verschillende manieren schade berokkenen aan vogels. Het bekendste effect ontstaat doordat de olie op het verenkleed terecht komt, de veerstructuur ruïneert en er daarmee voor zorgt dat het warmte isolerende verenkleed van de vogels niet meer waterdicht is. Direct contact van de huid met (koud) zeewater leidt al snel tot onderkoeling, terwijl het drijfvermogen van de vogel sterk wordt aangetast. Zwaar besmeurde zeevogels leven nog maar zeer kort en komen vaak om door verstikking wanneer de olie in de longen terecht komt. Maar zelfs een geringe oliebesmeuring leidt in korte tijd tot de dood van zo'n vogel, tenzij een rustige plek op land kan worden bereikt waar de veren op eigen kracht kunnen worden gereinigd. Elke verontreiniging van de veren, klein en groot, leidt tot aangepast gedrag van de vogel (meer tijd poetsen, vluchtgedrag naar land), waardoor de beschikbare tijd om te foerageren wordt gereduceerd.

De grootste risico's lopen veelal zwemmende, mariene vogelsoorten die in de omgeving van scheepvaartroutes of grote havens (zoals in de Zuidelijke Noordzee) overwinteren. In de Noordzeekustzone gaat het hierbij hoofdzakelijk om duikers en zee-eenden (Slijkerman *et al.*, 2008). In vergelijking met de andere Europese landen zijn de percentages aangetroffen olieslachtoffers in Nederland buitengewoon hoog (Camphuysen, 2007), maar het aantal olieslachtoffers in NL vertoont al jaren een dalende lijn (Camphuysen, 2009b).

Een nadere analyse van de effecten is nodig om de gevolgen voor de instandhoudingsdoelen te beoordelen, als onderdeel van een voortoets en eventueel een nadere effectenanalyse.

6 Doelen voor Eider en Roodkeelduiker

6.1 Inleiding

De volgende vraag is gesteld:

“Geef een inhoudelijke reactie op de kritiekpunten van Greenpeace met betrekking tot de eidereend en roodkeelduiker”

Email Greenpeace:

Eider: De voor Nederland relevante populatie eiders neemt af en verplaatst zich van de Waddenzee naar de Noordzeekustzone door voedseltekorten en verslechtering van het leefgebied in de Waddenzee. De toestand van de broedpopulatie van de eider wordt als zeer ongunstig beoordeeld. Te stellen dat behoud in NZK2 desondanks voldoende is omdat de oorzaak in de Waddenzee ligt is een redenering die wij niet kunnen volgen. Het is juist van groot belang dat deze populatie bij het huidig verlies van de Waddenzee als foerageergebied in de Noordzeekustzone voldoende voedsel kan vinden. Maatregelen tegen bodemberoerende visserij zouden bij kunnen dragen aan de beschikbaarheid van schelpdieren.
Roodkeelduiker: De Roodkeelduiker heeft Rode Lijst status 'zeldzaam' en verkeert in een ongunstige toestand. Nederland is erg belangrijk voor deze soort, en met name de Kustzone. Het feit dat de aantallen van deze zeldzame soort toenemen, betekent niet dat het geen zeldzame vogel meer is. Net als alle andere soorten die in een ongunstige staat verkeren moet ook voor de Roodkeelduiker gekozen worden voor een hersteldoel, in het bijzonder in NZK2 dat zo'n belangrijk foerageergebied is voor deze vogel.

6.2 Uitwerking

Eider

Doelen

In het aanwijzingsbesluit voor de Noordzeekustzone is het instandhoudingdoel geformuleerd als behoud omvang en kwaliteit leefgebied met een draagkracht voor een populatie van gemiddeld 26.200 vogels (midwinter-aantallen).

Voor de NZKZ 2 is een aantal van 5400 Eiders voorgesteld (mid-winter aantallen), gebaseerd op een zelfde dichtheid aan vogels als in NZKZ 1.

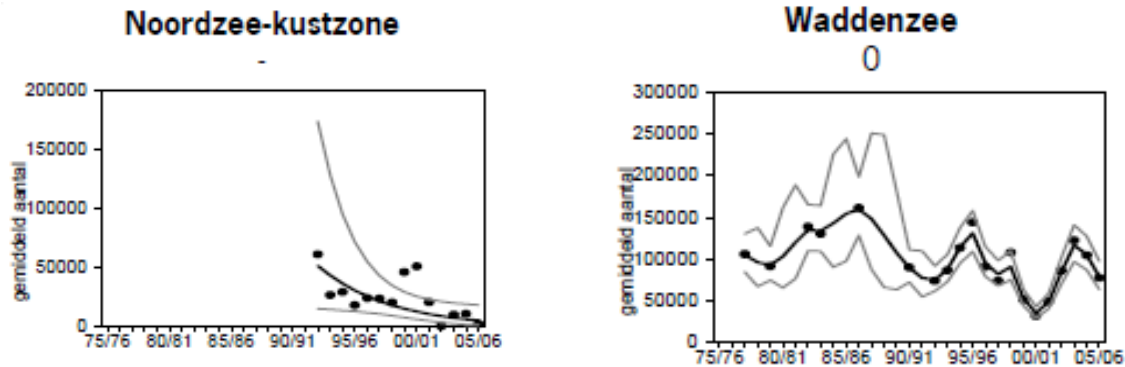
De Noordzeekustzone heeft een functie als foerageergebied, vooral in tijden dat er voedselschaarste is in de Waddenzee. Omdat de aanwezigheid van Eiders in de Noordzeekustzone waarschijnlijk is verbonden aan slechte omstandigheden in de Waddenzee, wordt in het laatste gebied een herstelopgave gelegd en wordt in de Noordzeekustzone volstaan met behoud van de opvangcapaciteit. Behoud van de huidige situatie is voldoende, omdat de waarschijnlijke oorzaak van de landelijk zeer ongunstige staat van instandhouding niet in de Noordzeekustzone ligt.

Aantalsontwikkeling

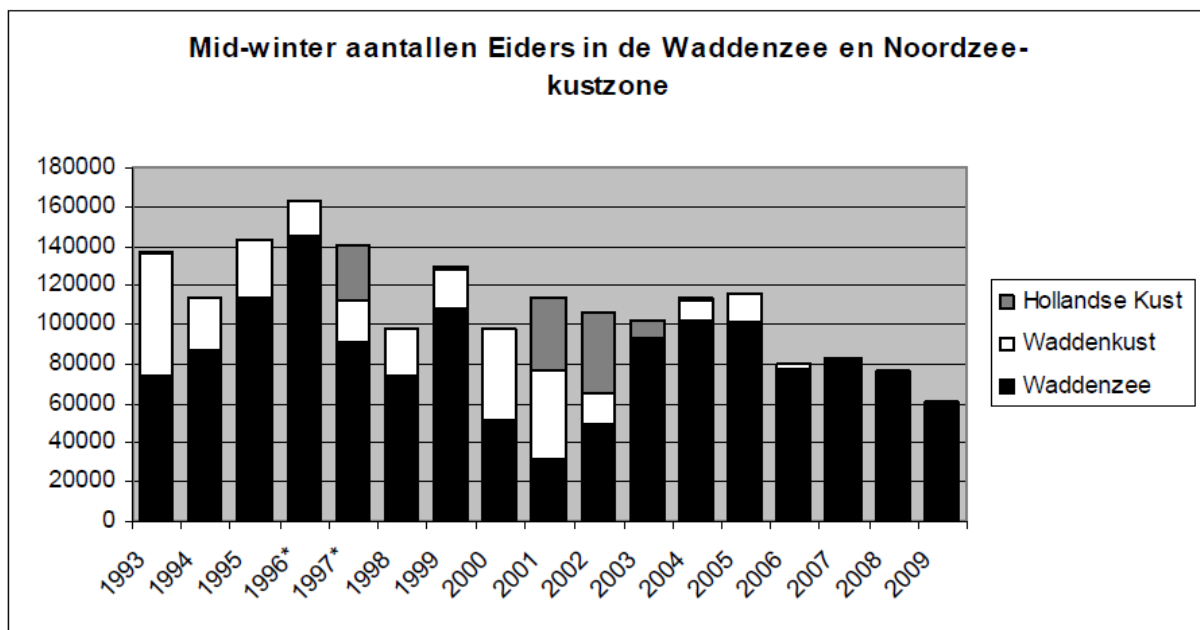
De aantalsontwikkelingen van niet-broedende Eiders volgen min of meer die van de (Nederlandse) broedvogelpopulatie. Mede door de beperkte beschikbaarheid van telgegevens vertoont het verloop sterke schommelingen en is er geen sprake van statistisch significante toe- of afname vanaf 1981 (1981-2003) en ook niet over de periode 1994-2003. Dit geldt ook voor de Noordzeekustzone. In de winters van 1999/2000, 2000/2001 en 2001/2002 werden in de Waddenzee relatief lage aantallen geteld in combinatie met het optreden van massale sterfte. Na het piekseizoen 1995/1996 met 160.000 vogels volgde een afname tot minder dan 90.000 vogels in de winter van 2002/2003. In samenhang met enig herstel in het schelpdieraanbod hielden de meeste Eiders zich in 2002/2003 weer in de Waddenzee op en in deze winter was geen sprake van verhoogde sterfte. Ook in 2003/2004 waren de aantallen weer wat hoger. Midwintertellingen geven aan dat

2006-2009 een afname plaatsvindt in de Noordzeekustzone (De Jong 2009). Eerder is gesuggereerd dat dit zou duiden op herstel van voedselsituatie in de Waddenzee. Echter, dit wordt tegengesproken door ook de afnemende aantallen in de Waddenzee in deze periode (met name 2008-2009) (zie Figuur 4).

A063 Eider



Figuur 3. Trend van de Eider in Noordzeekustzone (dalend) en Waddenzee (stabiel). Gegevens SOVON.



Figuur 4. Aantallen Eiders tijdens de midwintertellingen van het RIKZ (1993-2001, 2004-2009) en de januari-tellingen van Alterra (2002-2003). Jaren met een strenge winter zijn gemarkeerd met een *. (Uit de Jong et al., 2009).

Synthese

Onduidelijk is waarom er in de Noordzeekustzone ("Waddenkust") de laatste jaren niet of nauwelijks Eiders worden aangetroffen.

De draagkracht van de Waddenzee is mogelijk voldoende voor de afgenomen aantallen, want er wordt geen massale sterfte waargenomen (Ens et al., 2006). Ook zou de draagkracht van de Noordzeekustzone onvoldoende kunnen zijn om als uitwijkplek te dienen. Echter, met name kleinere exemplaren van de Amerikaanse zwaardschede (*Ensis directus*) zijn als alternatieve voedselbron volop aanwezig.

Roodkeelduiker

Doelen

De (landelijke) Staat van Instandhouding van de Roodkeelduiker is beoordeeld op basis van het aspect “Toekomstperspectief”.³: “In Europa als geheel neemt de Roodkeelduiker in aantal af, mogelijk door problemen in de broedgebieden (verzuring van wateren). De recente toename in Nederland staat hiermee in schril contrast en suggereert problemen elders in het overwinteringsgebied omdat de situatie in Nederland niet sterk verbeterd lijkt. Het toekomstperspectief is aldus minder gunstig. Aan de andere kant zal de instelling van een zeereservaat in de Voordelta mogelijk gunstig zijn voor de soort.”

De overige aspecten (verspreidingsgebied, populatie en leefgebied) zijn als gunstig beoordeeld³.

De landelijke instandhoudingsdoelstelling is geformuleerd als behoud omvang en kwaliteit leefgebied. Behoud van de huidige situatie wordt voldoende geacht als streefbeeld bij deze instandhoudingsdoelstelling. De Noordzeekustzone functioneert voornamelijk als foerageergebied. Doel voor de Noordzeekustzone is behoud omvang en kwaliteit leefgebied. Er is geen aantal gedefinieerd behorend bij de draagkracht van het gebied, omdat geschikte kwantitatieve gegevens ontbreken.

In het gebied van uitbreiding van het Vogelrichtlijngebied in NZKZ 2, vooral gelegen langs de kust tussen Bergen en Petten, zijn dichtheden Roodkeelduikers onbekend.

Aantalsontwikkeling

De aantallen Roodkeelduikers zijn niet goed bekend. Dit komt doordat ze weinig geconcentreerd voorkomen en daardoor moeilijk te tellen zijn. Daarnaast zijn ze schuw (wat een probleem is voor scheepstellingen) en moeilijk te determineren (een probleem bij vliegtuigtellingen). Duidelijk is echter dat de Roodkeelduiker een doortrekker en wintergast is, die aanwezig is in de periode september-mei. De hoogste aantallen worden 's winters (november-januari) vastgesteld.

Het verspreidingsgebied is vrijwel beperkt tot de zoute wateren, met een zwaartepunt in de kustzone van de Noordzee. Verder op zee, buiten de kustzone, is de Roodkeelduiker zeer schaars. In de twee belangrijkste Natura 2000 gebieden voor deze soort, Noordzeekustzone en de Voordelta, verblijven naar schatting respectievelijk enkele duizenden en minimaal vele honderden exemplaren. In de kustzone worden hoge dichtheden gezien in de buitendelta's tussen de Waddeneilanden. Incidenteel kunnen concentraties optreden op sterk ontwikkelde 'stroomnaden' die een scheiding tussen verschillende watermassa's op open zee en de kustzee aangeven.

Hoewel er weinig gegevens van voor 1960 zijn, suggereren dood aangespoelde aantallen vogels op het strand een talrijker voorkomen in de eerste helft van de twintigste eeuw dan tegenwoordig (Camphuysen, 1989). Gestandaardiseerde tellingen van de werkgroep CvZ van de Nederlandse Zeevogelgroep van de trek over zee zijn niet zozeer geschikt om absolute aantalschattingen te doen, maar lenen zich wel voor trendanalyses. Deze zeevogelgegevens laten sinds begin jaren zeventig een gestage toename in de winter zien. De aantallen tijdens de voor- en najaarstrek fluctueren sterker en laten geen trend zien (Camphuysen, 2009a). In Fenno-Scandinavië is de Roodkeelduiker in vergelijking met een eeuw geleden afgenomen. Verzuring van meren met als gevolg een afname vis is hier mogelijk de oorzaak van (Eriksson & Sundberg, 1991).

Synthese

Er is geen reden om het behoudsdoel aan te passen. Gelet op de toenemende aantallen die in het kustgebied worden waargenomen is de draagkracht van het gebied voldoende. Er wordt voldaan aan de ecologische randvoorwaarden voor de Roodkeelduiker. Deze betreffen de beschikbaarheid van vis van de juiste grootte en voldoende rust in de foerageergebieden.

³ *Profielen Vogels, versie 1 september 2008. Roodkeelduiker. pp 527-529.*

7 Wegzwemgedrag Bruinvissen bij aanleg windparken

7.1 Inleiding

De volgende vraag is gesteld:

"Hoe zit het met de stevigheid van de "bruinvis wegzwem bevindingen" bij windparken (NWEA): hoe hard en met welke gegevens kan dit worden onderbouwd?"

7.2 Uitwerking

In het rapport van Jak *et al.* (2009) wordt geen melding gemaakt van wegzwemgedrag tijdens de aanleg van windparken in het Nederlands deel van de Noordzee. Wel wordt gerefereerd naar literatuur. Hieronder is een aanvullende tekst opgenomen over de bevindingen in de literatuur. Ook is kort informatie over een effect-schatting samengevat, die door Deltares is opgesteld op basis van bestaande kennis (Prins *et al.*, 2008).

In de literatuur zijn een aantal duidelijke aanwijzingen te vinden voor windparken met vergelijkbare afmetingen als de aangelegde offshore windparken in Nederland. Tijdens de aanlegfase is een afname van aantallen bruinvissen geconstateerd (Carstensen *et al.*, 2006; Tougaard *et al.*, 2006). In het bijzonder tijdens de installatie van stalen 'monopile' funderingen, waarbij geheid wordt, werd een aanzienlijk effect op bruinvissen waargenomen in een gebied van enkele honderden km² in de omtrek (Tougaard *et al.*, 2009). Tevens werden effecten op het zwemgedrag waargenomen (Tougaard *et al.*, 2003), waarbij tijdens het heien een significant groter aantal dieren met een gerichte zwemrichting werd waargenomen dan buiten de periode van heien. Bovendien was er een significante positieve trend van het aandeel van 'gerichte zwemmers' met de afstand tot het heien (Tougaard *et al.*, 2003). Een studie in het westen van de Oostzee (Nysted offshore wind farm) toonde ook een duidelijk negatief effect op de lokale dichtheid van bruinvissen aan (Tougaard *et al.*, 2006). Een respons werd waargenomen tot minstens 20 km van de heilocatie (Tougaard *et al.* (2009). Na afloop van het heien werden bij Nystad na enkele dagen na het heien weer bruinvissen waargenomen, bij Horns Reef al na enkele uren (Madsen *et al.*, 2006). Indien de pauzes tussen het heien korter zijn dan de terugkeerduur van Bruinvissen, dan kunnen gebieden voor lange duur vermeden worden. Vergelijkbare, maar nog ongepubliceerde, effecten zijn waargenomen tijdens het heien van het Alpha Ventus winpark op ca 45 km van de kust van Borkum (Duitsland).

Door Prins *et al.* (2008) is een overzicht gemaakt van de (potentiële) ecologische effecten van de aanleg van windmolenparken op de Noordzee. Op basis van gegevens over de gevoeligheid van Bruinvissen voor onderwatergeluid en de geluidsniveaus die tijdens hei-activiteiten op zee geproduceerd worden, is geschat dat de Bruinvis mogelijk vermijdingsgedrag kan vertonen tot op een afstand van ca. 12 km. Tijdelijke gehoorschade kan mogelijk optreden tot op een afstand van 500 m (Prins *et al.*, 2008).

8 Populatie-omvang Bruinvis

8.1 Inleiding

De volgende vraag is gesteld:

“Hoe zit het met de twee inhoudelijke kritiekpunten van het VZZ:

- 1) er is wel voortplanting, maar onbekend is waar,
- 2) gestelde grootte van de bruinvispopulatie wordt bepaald door één enkele telling voorjaar 2009, het moment van telling in de piekperiode maakt dat er nu een schatting gemaakt wordt van 37000 dieren, naar mening van VZZ is 25000 realistischer: wat maakt dat IMARES van mening is dat de populatiegrootte van 37000 dieren realistischer is dan 25000? LNV wil op elk van bovenstaande vragen een wetenschappelijk inhoudelijk antwoord met wetenschappelijke inhoudelijke argumenten die de eventuele expert opinion van IMARES-onderzoekers onderbouwen.”

8.2 Uitwerking

Het streefbeeld bij de landelijke instandhoudingsdoelstelling van de Bruinvis, zoals verwoord in het profielendocument⁴, is als volgt:

- natuurlijk verspreidingsgebied: 568 10x10 km-hokken
- populatie: 25.000 exemplaren

Terugkeer van een zich voortplantende populatie Bruinvissen langs de hele Nederlandse kust, inclusief het Deltagebied, is nodig voor een gunstige staat van instandhouding. Beperking van de sterfte in vissersnetten is van belang.

In het profielendocument wordt de Nederlandse populatie in 2006 geschat op 15.000 tot 19.000 volwassen dieren, gebaseerd op het Basisrapport Rode Lijst. Het streefaantal van 25.000 exemplaren is gebaseerd een schatting van aantallen in de eerste helft van de vorige eeuw, die tussen de 25.000 en 40.000 individuen zou bedragen (Zoogdiervereniging VZZ, 2007). Deze schatting is gebaseerd op expert judgement van LNV, in samenspraak met het CBS.

In welke mate voortplanting plaats dient te vinden is niet gekwantificeerd.

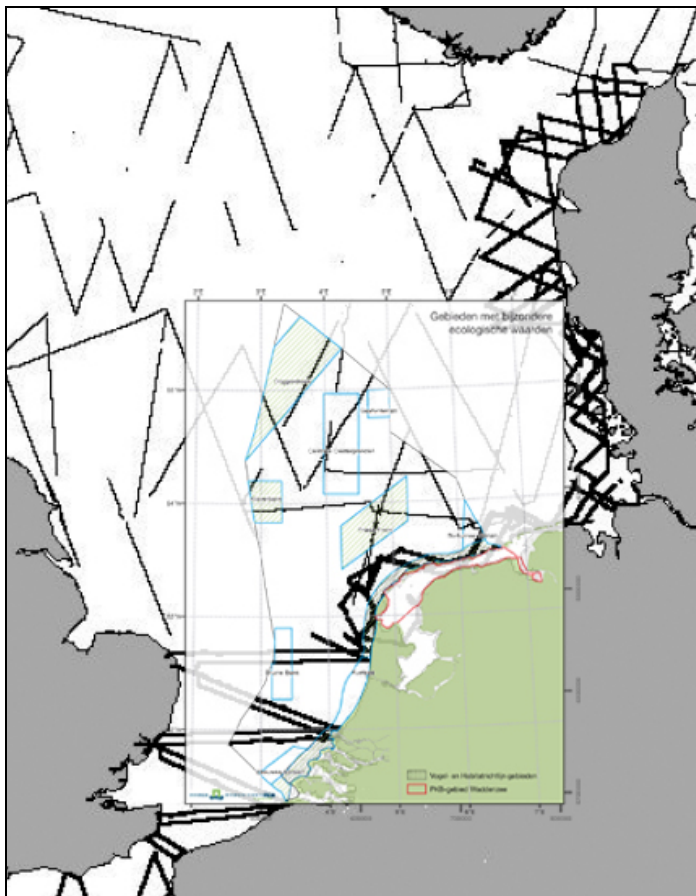
Daardoor zijn de vragen die nog beantwoord moet worden:

- Is hier sprake van een draagkracht voor uitsluitend een zich voortplantende populatie van 25000 dieren?
- Of gaat het om een doortrekkende populatie van 25000 dieren, waarbij we streven naar meer voortplanting?

De vraag is dus wat onder ‘de Nederlandse populatie’ verstaan moet worden. Moet uitgegaan worden van een zich voortplantend aantal dieren, vergelijkbaar met ‘broedvogels’ of kan worden uitgegaan van de aanwezigheid van een maximum aantal, vergelijkbaar met de gehanteerde aantallen van ‘niet-broedvogels’, en waarbij daarnaast ook voortgeplant wordt (door een deel van die ‘populatie’)?

De recente populatie-omvang is waarschijnlijk gebaseerd op tellingen in het kader van het internationale SCANS II project (Hammond & MacLeod, 2006). Deze tellingen zijn uitgevoerd in de zomer van 2005 en hadden een zeer beperkte dekking in het Nederlandse gebied (zie Figuur 5).

⁴ *Profielen habitatsoorten, versie 1 september 2008, pp. 493-497 (Bruinvis)*

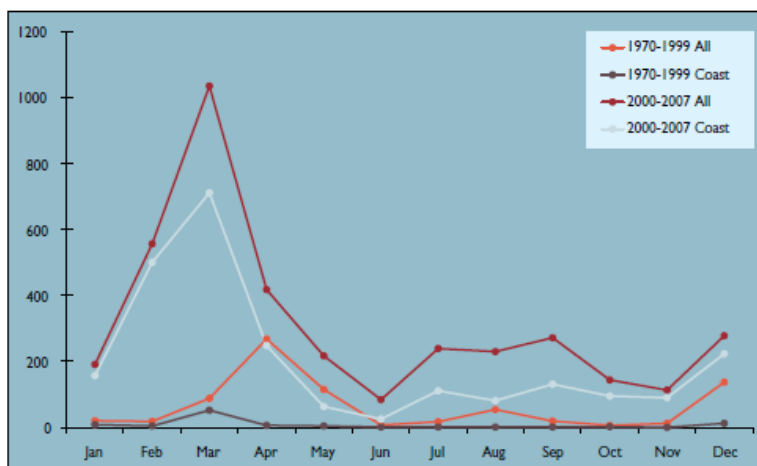


Figuur 5. Dekking van de SCANS II survey met gevlogen en gevaren transecten in 2005 (Hammond & MacLeod, 2006). Doelsoorten zijn kleine walvisachtigen. Ingetekend is het NCP met de beschermde gebieden (Lindeboom *et al.*, 2008).

Voortplanting

Er kunnen vraagtekens worden gezet bij de veronderstelling dat er in het verleden een voortplantende populatie aanwezig is geweest in de Nederlandse wateren (zie review Haelters & Camphuysen (2009) en referenties daarin). Voortplanting vindt plaats in de zomerperiode. Rond de Tweede Wereldoorlog werden bruinvissen regelmatig waargenomen bij Den Helder. Hieruit blijkt dat tussen februari en mei het aantal waarnemingen laag was en toenam in juni-juli, de periode waarin tegenwoordig in het Duitse deel van de Noordzee voortplanting plaats vindt (Gilles *et al.*, 2009). De hoogste aantallen langs de kust bij Den Helder werden waargenomen in december tot februari. In de jaren '50 en '60 namen de aantallen bruinvissen af en de redenen hiervoor worden nog niet goed begrepen.

Tegenwoordig worden vanaf de kust de meeste dieren waargenomen tussen februari en april (Figuur 6, Haelters & Camphuysen, 2009). Gedurende de zomer is het aantal waarnemingen laag, met een dieptepunt in juni. Het seizoenspatroon kan worden verklaard door migratie. In de herfst trekken bruinvissen vanuit offshore gebieden richting de kust. Hierdoor nemen de dichtheden in de winterperiode toe. In het voorjaar neemt de dichtheid langs de kust weer af en deze is het laagst tijdens de periode van de geboortepiek mei-augustus. Aangenomen wordt daarom dat de dieren die in de winter en vroege voorjaar langs onze kust verblijven in het voorjaar en de zomer wegtrekken naar gebieden waar de jongen geboren worden, zoals in de Duitse bocht (Gilles *et al.*, 2009).



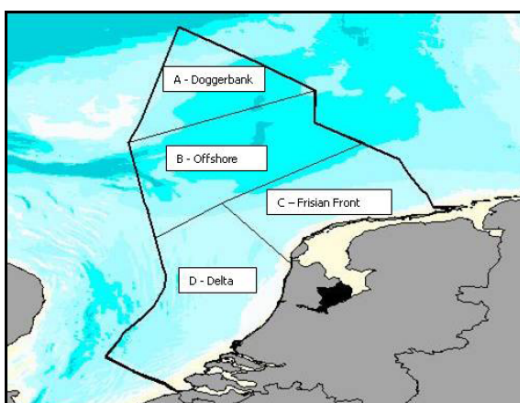
Figuur 6. Anekdotische waarnemingen van Bruinvissen per maand, zoals gemeld aan de NZG Marine Mammal Database (<http://home.planet.nl/~camphuys/Cetacea.html>), voor de perioden 1970-1990 en 1990-2007. Onderscheid is gemaakt tussen waarnemingen vanaf de kust (coast) en alle waarnemingen die ook observaties uit offshore gebieden betreffen (uit Haelters & Camphuysen, 2009).

Op de stranden spoelen in de zomer echter wel (zeer) jonge bruinvissen aan en dit aantal is recent toegenomen (Haelters & Camphuysen 2009). Het is daarom waarschijnlijk dat er verder uit de kust wel degelijk jongen worden geboren. Het aandeel van pasgeborenen (neonaten) die aanspoelen is sinds de recente toename in populatie-omvang echter niet groter dan voorheen (voor 2000) (Haelters & Camphuysen, 2009).

Geconcludeerd kan worden dat het mogelijk, maar niet aangetoond, is dat er in het Nederlandse deel van de Noordzee in beperkte mate jongen worden geboren en dat dit plaatsvindt buiten de directe kustzone.

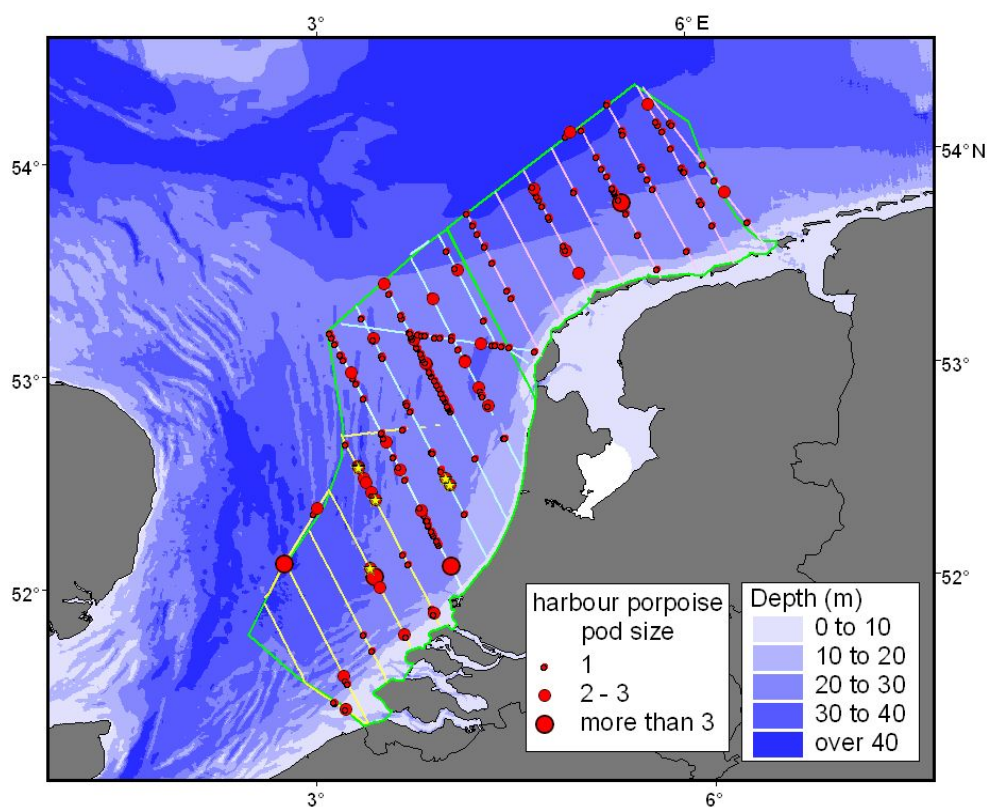
Maximum aantallen

Zoals hierboven reeds wordt beschreven zijn de dichtheden in de Nederlandse Noordzee het hoogst gedurende de winter en het voorjaar. Door Scheidat & Verdaat (2009) zijn recent in een brede strook tot ca. 120 km uit de kust surveys uitgevoerd (Figuur 7) in najaar 2008 en voorjaar 2009. Daarnaast zijn er voorlopige resultaten voor augustus 2009 (Scheidat *et al.*, in prep.).



Figuur 7. Overzicht van telgebieden van Bruinvissen. Tellingen uitgevoerd in de gebieden C (november 2008, vroege voorjaar 2009) en D (vroege voorjaar 2009). (Uit: Scheidat & Verdaat, 2009).

Tijdens het vroege voorjaar werden in gebied C en D in totaal 252 bruinvissen waargenomen, waaronder zes kalfjes (Figuur 8).

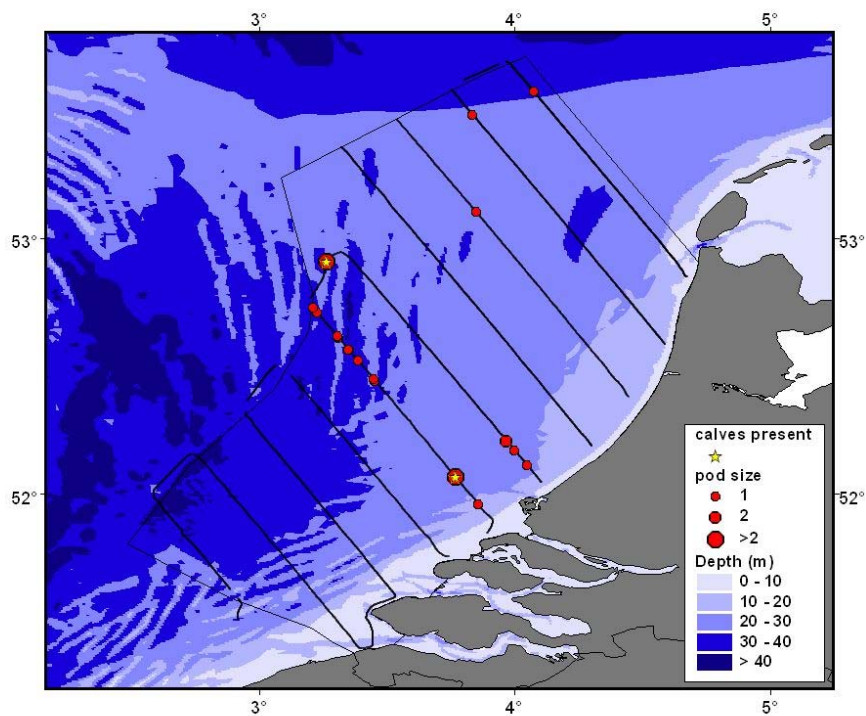


Figuur 8. Overzicht van de gevlogen lijnen voor de observatie van bruinvissen in het voorjaar van 2009. Waarnemingen van kalfjes zijn aangegeven met een gele ster (uit: Scheidat & Verdaat, 2009).

In gebied C ("Friese Front") werd eind november een dichtheid van 1,02 (95% C.I. 0,34 - 2,10) bepaald en in begin april 0,52 (0,11 - 1,26). In februari en maart 2009 werd ook een survey in gebied D ("Delta") uitgevoerd. Combinatie van de 'vroeg voorjaars' surveys in gebied C en D tezamen geeft een dichtheid in dat gebied van 1,12 individuen (C.I. 95% 0,58 - 2,08). Dit correspondeert met een aantal van 36825 dieren (95% C.I. 19090 - 68130).

Het werkelijke aantal in de EEZ is hoger, omdat de gebieden A en B niet in de populatieschatting zijn betrokken. Gebied C en D zijn samen 32820 km² en beslaan ca. 57% van het totale Nederlandse deel van de Noordzee.

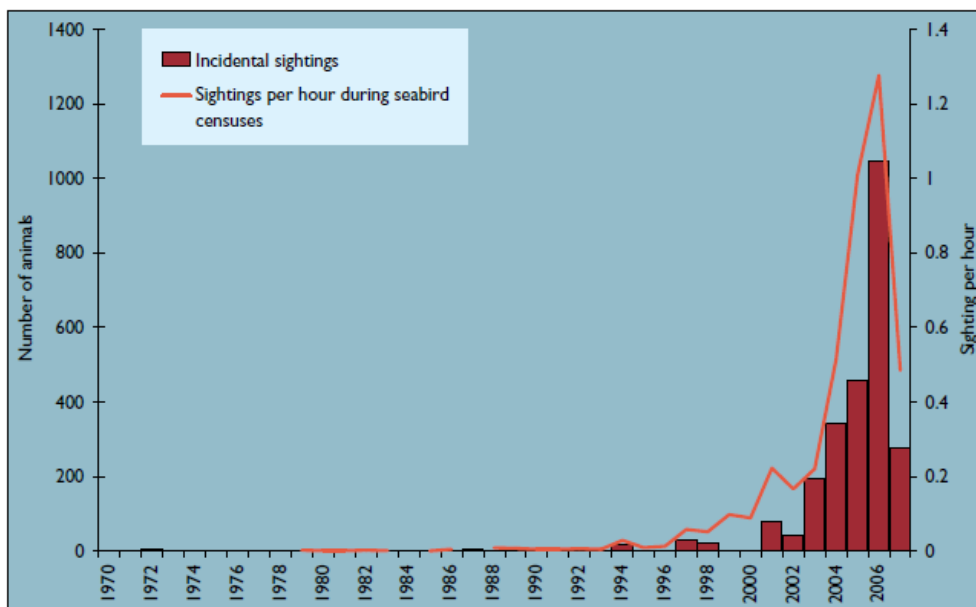
In augustus zijn de waargenomen aantallen veel lager (Figuur 9). De dichtheid is naar schatting ca. 0,2 per km². Deze dichtheid verhoudt zich goed tot de waarnemingen in de andere perioden, ten opzichte van de seizoensdynamiek zoals geschetst in Figuur 6. Er werden drie kalven waargenomen, waarvan er twee deel uitmaakten van een groep van vijf dieren.



Figuur 9. Voorlopige resultaten van de survey uitgevoerd in augustus 2009 (Scheidat pers. med.).

Trend

Waarnemingen van Bruinvissen zijn in het afgelopen decennium in Nederland spectaculair toegenomen (Figuur 10). In 2007 is er een sterke daling in de waarnemingen opgetreden, maar in 2008 is dit aantal weer toegenomen maar lager dan in 2006 (data <http://home.planet.nl/~camphuys/CetaceaAut2008.html>).



Figuur 10. Jaarlijkse waarnemingen van Bruinvissen gebaseerd op tellingen vanaf de kust (rechter y-as) en incidentele waarnemingen (linker y-as), uit Haelters & Camphuysen, 2009).

Natura 2000 doel

De Bruinvis is opgenomen in bijlage IV van de habitatrichtlijn.

“Soort is genoemd in bijlage IV van de Habitatrichtlijn. Nederland moet voor soorten en hun voortplantings- of rustplaatsen van bijlage IV, waarvoor ons land tot het natuurlijke verspreidingsgebied behoort, beschermingsmaatregelen nemen. Daartoe zijn alle soorten die na 1900 in het wild in Nederland zijn waargenomen, geselecteerd.”⁵

Daarnaast geniet de soort nog bescherming vanuit tal van andere wetten, verdragen en regelingen⁶, waaronder het ASCOBANS verdrag. In Nederland is naast de Natuurbeschermingswet ook de Flora en Faunawet van toepassing op de Bruinvis.

De Bruinvis is feitelijk is alleen voor de Noordzeekustzone formeel als Natura 2000-soort aangewezen. Het doel is “Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie”. Naar verwachting wordt dit doel ook overgenomen voor de offshore-gebieden op de Noordzee.

Centraal bij de bescherming van de Bruinvis staat dus de omvang kwaliteit van het leefgebied, waarbij de kwaliteit wordt bepaald door de ecologische vereisten, zoals beschreven in het eerder genoemde profielendocument voor de Bruinvis.

Hierin wordt gesteld dat weinig bekend is over de eisen die Bruinvissen stellen aan hun leefgebied en dat schepen worden gemeden en dat ze gevoelig zijn voor geluid. Daarnaast wordt gemeld dat het voedsel bestaat uit verschillende soorten vissen. Door Jak *et al.* (2009) zijn voorstellen gedaan voor uitbreiding van de beschrijvingen van deze ecologische vereisten.

Uit de recente tellingen van Scheidat & Verdaat (2009) blijkt dat het leefgebied geschikt is voor het (tijdelijk) herbergen van een aantal dat aanzienlijk groter is dan de 25000 exemplaren die in het streefbeeld worden genoemd.

Conclusie

Geconcludeerd wordt dat de populatie-omvang voldoet aan het streefbeeld. Voorplanting vindt plaats, maar de omvang is waarschijnlijk zeer gering. Onduidelijk is of voldaan wordt aan het streefbeeld, omdat de mate van voortplanting hierin niet is gekwantificeerd.

⁵

http://www.minlnv.nederlandsesoorten.nl/get?site=lnv.db&view=lnv.db&page_alias=zoekwet&show=speciesList&rid=3

³

⁶

http://www.minlnv.nederlandsesoorten.nl/get?site=lnv.db&view=lnv.db&page_alias=soort&sid=551&version=legislation

9 Referenties

- Berrevoets, C.M. & F.A. Arts, 2005. Monitoring van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat 1991-2005 : verspreiding, seizoenspatroon en trend van zeven soorten zeevogels en de Bruinvis. Rapport RIKZ/2005.032.
- Brasseur SMJM & PJH Reijnders (1994) Invloeden van diverse verstoringsbronnen op het gedrag en habitatgebruik van Gewone Zeehonden: consequenties voor de inrichting van het gebied, IBN-rapport 113. 62pp.
- Brasseur, SMJM, M Scheidat, GM Aarts, JSM Cremer, OG Bos (2008) Distribution of marine mammals in the North Sea for the generic appropriate assessment of future offshore wind farms. IMARES Report C046/08.
- Broekmeijer MEA (redactie) (2006) Effectenindicator Natura 2000-gebieden; achtergronden en verantwoording ecologische randvoorwaarden en storende factoren. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1375. 51 blz.; 4 fig.; 1 tab. Toelichting update gedownload op 03/12/09 via:
http://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/handreikingen/Toelichting_update_effectindicator.pdf
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake J, Thomas L (2001) Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, New York.
- Camphuysen CJ (1989) Beached Bird Surveys in the Netherlands 1915-1988; Seabird Mortality in the southern North Sea since the early days of Oil Pollution. Techn. Rapport Vogelbescherming 1, Werkgroep Noordzee, Amsterdam 322pp.
- Camphuysen CJ (2007) North Sea pilot project on Ecological Quality Objectives, Issue 4. Seabirds, EcoQO element F. Proportion of oiled Common Guillemots among those found dead or dying – revised edition (June 2004). CSR Report 2004-012, Texel, 26 pp.
- Camphuysen CJ (2009a) Het gebruik van zeetrekellingen bij de analyse van populatie schommelingen van duikers Gaviidae langs de kust. Sula 22:1-24.
- Camphuysen CJ (2009b) Olieslachtoffers op de Nederlandse kust, 2008/2009. Sula 22, 97-135.
- Carstensen J, OD Henriksen & J Teilmann (2006) Impacts on harbour porpoises from offshore wind farm construction: Acoustic monitoring of echolocation activity using porpoise detectors (T-PODs). Mar Ecol Prog Ser 321:295-308.
- Dankers PJT (2002) Literature study on sediment plumes that arise due to dredging. Draft literature review. TNO-rapport. DIS-RPT-010026.
- Martin L. de Jong, Cor J. Smit & Mardik F. Leopold 2009 Aantallen en verspreiding van Eiders, Toppereenden en Zee-eenden in de winter van 2008 / 2009 in de Waddenzee en de Noordzeekustzone. IMARES Rapport (in prep).
- De Molenaar JG, DA Jonkers & RJHG Henkens (1997) Wegverlichting en natuur. Een literatuurstudie naar de werking en effecten van licht en verlichting op de natuur. DWW Ontsnipperingssreeks, deel 34. Dienst Weg- en Waterbouw, Delft / IBN rapport 287, Wageningen:293 p.
- Dirksen S, RH Witte & MF Leopold (2005) Nocturnal movements and flight altitudes of common scoters *Melanitta nigra*. Research north of Ameland and Terschelling, February 2004. Rapport 05-062, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Ens BJ, R Kats & K Camphuysen (2006) Waarom zijn Eiders niet massaal gestorven in de winter van 2005/2006? *Limosa* 79:95-106.
- Eriksson, M. O. G. and Sundberg, P.(1991) 'The choice of fishing lakes by the Red-throated Diver *Gavia stellata* and Black-throated Diver *G. arctica* during the breeding season in south-west Sweden', *Bird Study*, 38: 2, 135-144.
- Evans PGH (1994) Gedrag en foerageren van bruinvissen bij Shetland. Lezing op V.Z.Z. themadag zoogdieren, 19-11-1994, Leiden.

- Gannon DP, JE Cradock & AJ Read (1998) Autumn food habits of harbor porpoises, *Phocoena phocoena*, in the Gulf of Maine. *Fishery Bulletin* 96:428-437.
- Gilles A, M Scheidat & U Siebert (2009) Seasonal distribution of harbour porpoises and possible interference of offshore wind farms in the German North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 383:295-307.
- Haelters J & CJ Camphuysen (2009) The harbour porpoise in the southern North Sea: Abundance, threats and research- & management proposals. Report IFAW (International Fund for Animal Welfare), Brussels, Belgium.
- Hammond PS, Benke H, Berggren P, Borchers DL and others (1995) Distribution and abundance of the harbour porpoise and other small cetaceans in the North Sea and adjacent waters. Final Report to the European Commission under contract LIFE 92-2/UK/027, Brussels
- Hammond PS & Macleod K (2006) Progress report on the SCANS II project, Sea Mammal Research Unit, University of St. Andrews, St. Andrews.
- Herr (2009) Vorkommen von Schweinswalen in Nord und Ostsee – im Konflikt mit Schifffahrt und Fischerei? PhD Thesis, University of Hamburg, Germany.
- Hiby AR & PS Hammond (1989) Survey techniques for estimating the abundance of cetaceans. *Rep Int Whal Comm* 11(Spec Issue):47-80.
- Jak RG, NHBM Kaag, HPM. Schobben, MCTh Scholten, CC Karman & JHM Schobben (2000) Kwantitatieve verstoring-effect relaties voor AMOEBE soorten. TNO rapport TNO-MEP –R 99/429.
- Jak RG, OG Bos, R Witbaard & HJ Lindeboom (2009) Instandhoudingsdoelen Natura 2000-gebieden Noordzee. IMARES Rapport nummer C065/09.
- Jongbloed RH, JT van der Wal, JE Tamis, RG. Jak, SI Jonker, BJH Koolstra & JHM Schobben (in prep.): Nadere effectenanalyse Waddenzee en Noordzeekustzone. IMARES / ARCADIS CONCEPT rapport.
- Jongbloed RH, NMJA Dankers, AG Brinkman, JA van Dalfsen, CJSmit & JE Tamis (2006) Effecten van storten van baggerspecie in het Marsdiep. Een Passende Beoordeling ter onderbouwing van een aanvraag op basis van de Natuurbeschermingswet 1998. IMARES Rapport C084/06.
- Koopman HN (1994) Topographical distribution and fatty acid composition of blubber in the harbour porpoise, *Phocoena phocoena*. M.S. thesis, Univ. Guelph, Guelph, Ontario, Canada, 248 p.
- Krijgsveld KL, RR Smits & J van der Winden (2008) Verstoringgevoeligheid van vogels. Update literatuurstudie naar de reacties van vogels op recreatie. Bureau Waardenburg/Vogelbescherming Nederland rapport nr. 08-173.
- Lindeboom H, J Geurts van Kessel & L Berkenbosch (2005) Gebieden met bijzondere ecologische waarden op het Nederlands Continentaal Plat. RWS rapport RIKZ/2005.008.
- Lindeboom HJ, EM Dijkman, OG Bos, EH Meesters, JSM Cremer, I De Raad, R Van Hal, & A Bosma (2008) Ecologische Atlas Noordzee ten behoeve van gebiedsbescherming, Wageningen IMARES.
- Longcore T. & C Rich (2004) Ecological light pollution. *Frontiers in Ecology and Environment* 2:191-198.
- Madsen PT, M Wahlberg, J Tougaard, K Lucke & P Tyack (2006) Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Mar Ecol Prog Ser* 309:279-295.
- Marquenien JM & FJT van der Laar (2003) Protecting migrating birds from offshore production. EP 2003-7308.
- Ministerie VROM (2005) Passende Beoordeling Derde Nota Waddenzee. Eindrapport passende beoordeling van het concept aangepast deel 3 van de planologische kernbeslissing Derde Nota Waddenzee.
- Nedwell JR & SJ Parvin (2006) A summary report on subsea suction dredging noise and the prediction of impact ranges for marine mammals during the Maasvlakte 2 harbour development. Subacoustech Report 709R0103, Bishops Waltham: 14 p.

- NOGEPA (2001) Generiek document m.e.r. offshore. Basisdocument voor de milieu-effectrapportage bij olie- en gaswinning op het Nederlands Continentaal Plat.
- Palka DL & PS Hammond (2001) Accounting for responsive movement in line transect estimates of abundance. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 777–787.
- Philippart CJM, JJ Beukema, GC Cadee, R Dekker, PW Goedhart, JM van Iperen, MF Leopold & PMJ Herman (2007) Impacts of nutrient reduction on coastal communities. *Ecosystems* DOI 10.1007/s10021-006-9006-7.
- Prins TC, F Twisk, MJ van den Heuvel-Greve, TA Troost & JKL van Beek (2008) Development of a framework for Appropriate Assessments of Dutch offshore wind farms. *Deltares Report Z4513*.
- Read AJ & AA Hohn (1995) Life In The Fast Lane: The Life History Of Harbor Porpoises From The Gulf Of Maine. *Marine Mammal Science* Volume 11: 423 – 440.
- Ries EH, LR Hiby & PJH Reijnders (1998) Maximum likelihood population size estimation of harbour seals in the Dutch Wadden Sea based on a mark-recapture experiment. *J Applied Ecol.* 35:332-339.
- Santos and Pierce, 2003 M.B. Santos and G.J. Pierce, The diet of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the Northeast Atlantic, *Oceanogr. Mar. Biol.: an Annual Review* 41 (2003), pp. 355–390.
- Scheidat M & H Verdaat (2009) Distribution and density of harbour porpoises in Dutch North Sea waters. *IMARES Rapport C125/09*.
- Scheidat et al.,, in prep.
- Scholten MCTh, NHBM Kaag, HP van Dokkum, RG Jak, HPM Schobben & W Slob (1996) Toxische effecten van olie in het aquatische milieu. *TNO-rapport R 95/230*.
- Slijkerman DME, JE Tamis & RH Jongbloed (2008) Voortoets bestaand gebruik Noordzeekustzone – Hoofdrapport – (m.u.v. visserij en militaire activiteiten). *IMARES Rapport C091/08*.
- Smit CJ, ML de Jong, DS Schermer, RC van Apeldoorn & EHWG Meesters (2008) Een Passende Beoordeling van de effecten van de toename van het aantal civiele vliegbewegingen in de omgeving van Den Helder Airport. *IMARES rapport C119/08*.
- Thomsen F, K Lüdemann, R Kafemann & W Piper (2006) Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish, biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd.
- Tougaard J, J Carstensen, OH Henriksen, H Skov & J Teilmann (2003) Short-term effects of the construction of wind turbines on harbour porpoises at Horn Reef. *Technical report to Techwise A/S. Hedelskabet*.
- Tougaard J, J Carstensen, MS Wisz, J Teilmann, NI Bech & H Skov (2006) Harbour porpoises on Horns Reef in relation to construction and operation of Horns Rev Offshore Wind Farm. *Technical report to Elsam Engineering A/S. National Environmental Research Institute, Roskilde, Denmark*.
- Tougaard J, J Carstensen, J Teilmann, H Skov & P Rasmussen (2009) Pile Driving Zone of responsiveness extends beyond 20 km for Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena*, (L.)). *J Acoust Soc Am* 126:11-14.
- Van Dalzen J (1999) Ecologische effecten van grootschalige zandwinning. *Werkdocument t.b.v. visieontwikkeling op kustplannen. Werkdocument RIKZ/AB-98.105xxx*.
- Van der Laar F.J.T. (2007) Resultaat vogelonderzoek L15.
- Wiese FK, WA Montevecchi, GK Davoren, F Huettmann, AW Diamond & J Linke (2001) Seabirds at Risk around Offshore Oil Platforms in the North-west Atlantic. *Mar. Poll. Bull.* Vol. 42 (12), December 2001, pp 1285-1290.
- Zoogdierverseniging VZZ (2007) Basisrapport voor de Rode Lijst Zoogdieren volgens Nederlandse en IUCN-criteria. *VZZ rapport 2006.027. Tweede, herziene druk. Zoogdierverseniging VZZ, Arnhem*.

10 Kwaliteitsborging

IMARES beschikt over een ISO 9001:2000 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem (certificaatnummer: 08602-2004-AQ-ROT-RvA). Dit certificaat is geldig tot 15 december 2009. De organisatie is gecertificeerd sinds 27 februari 2001. De certificering is uitgevoerd door DNV Certification B.V. Het laatste controlebezoek vond plaats op 22-24 april 2009. Daarnaast beschikt het chemisch laboratorium van de afdeling Milieu over een NEN-EN-ISO/IEC 17025:2005 accreditatie voor testlaboratoria met nummer L097. Deze accreditatie is geldig tot 27 maart 2013 en is voor het eerst verleend op 27 maart 1997; deze accreditatie is verleend door de Raad voor Accreditatie.

Bij de totstandkoming van dit rapport zijn naast de auteurs ook andere experts van IMARES en daarbuiten betrokken geweest bij het aanvullen en corrigeren van tekstdelen of het aanleveren van extra informatie:

- Sophie Brasseur
- Rob van Bemmelen
- Mardik Leopold
- Meike Scheidat
- Richard Witte van den Bosch (Zoogdiervereniging)

Verantwoording

Rapport C013/10
Projectnummer: 4309201017

Verantwoording

Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door een collega-onderzoeker en het betreffende afdelingshoofd van IMARES.

Akkoord:

CJ Smit
Onderzoeker

Handtekening:



Datum:

25 februari 2010

Akkoord:

FC Groenendijk
Afdelingshoofd Ecosystemen

Handtekening:



Datum:

26 februari 2010

Aantal exemplaren:	10
Aantal pagina's:	40
Aantal tabellen:	2
Aantal figuren:	10
Aantal bijlagen:	2

Bijlage A. Aanvraag Helpdeskvraag

Kennisvraag:

Eind augustus leverde IMARES het rapport 'Instandhoudingsdoelen Natura 2000-gebieden Noordzee' (Jak et al, 2009) op. In een ronde van LNV langs belanghebbende zijn echter nog een paar vragen gerezen m.b.t. de inhoud van dit rapport. LNV is gebaat bij een zo goed mogelijk wetenschappelijk onderbouwde keuze. Er zijn ook enkele vragen die betrekking hebben op deze wetenschappelijke onderbouwing door IMARES.

Concreet zijn de vragen:

* Beantwoord de volgende inhoudelijke vragen van NOGEPa:

- 1) Welke informatie uit welke gebieden is gebruikt bij het bepalen van de huidige staat van instandhouding van habitattypen in elk van de mariene gebieden?
- 2) Hoe verhouden zich de versturende effecten op bruinvissen door vaarbeweging van bevoorradingsschepen zich tot die door de 'reguliere scheepvaart' langs de NL kust:
 - a) tijdelijk of permanente effecten,
 - b) op individueel of populatie niveau?
- 3) Bruinvis, gewone en grijze zeehond: hoe wordt de populatiegrootte van deze soorten bepaald (monitoringmethodiek en rekenmethode vertaling monitoringresultaten tot populatiegrootte) en hoe wordt de draagkracht van een gebied voor de soort bepaald?;

* Wat betekent het dat drukfactoren niet expliciet in het IMARES rapport staan (zie ook bijgaande mail A van Robbert Jak)?; LNV wil dat IMARES kort aandacht geeft aan elk van de volgende activiteiten en een inschatting geeft van het belang van deze activiteiten in relatie tot de kwaliteit van habitattypes en leefgebieden van soorten: affakkelen, helikopterroutes, baggerstort, ballastwater, olievervuiling (operationele lozingen en incidentele spills);

* Geef een inhoudelijke reactie op de kritiekpunten van Greenpeace met betrekking tot de eidereend en roodkeelduiker (zie bijgaande mail B van Greenpeace);

* Hoe zit het met de stevigheid van de "bruinvis wegzwem bevindingen" bij windparken (NWEA): hoe hard en met welke gegevens kan dit worden onderbouwd?;

* Hoe zit het met de twee inhoudelijke kritiekpunten van het VZZ:

- 1) er is wel voortplanting, maar onbekend is waar,
- 2) gestelde grootte van de bruinvispopulatie wordt bepaald door één enkele telling voorjaar 2009, het moment van telling in de piekperiode maakt dat er nu een schatting gemaakt wordt van 37000 dieren, naar mening van VZZ is 25000 realistischer: wat maakt dat IMARES van mening is dat de populatiegrootte van 37000 dieren realistischer is dan 25000? LNV wil op elk van bovenstaande vragen een wetenschappelijk inhoudelijk antwoord met wetenschappelijke inhoudelijke argumenten die de eventuele expert opinion van IMARES-onderzoekers onderbouwen.

Mail A) mail Robbert Jak: De belangrijkste drukfactoren en daaraan gerelateerde gebruiksfuncties zijn genoemd, namelijk degene waarvan wordt verwacht dat ze een effect hebben op de staat van instandhouding van de natuurdoelen. Dus als verklaring voor een al dan niet (matig) ongunstige SvI. Dit is niet op basis van een systematische analyse, maar op basis van expert opinion. Het lijstje is dus niet uitputtend, ook andere gebruiksfuncties kunnen bijdragen aan eventuele (al dan niet significante) effecten. Voor de staat van instandhouding zijn andere drukfactoren niet van groot belang geacht, maar voor de beoordeling van effecten op de doelrealisatie kunnen die wel van belang zijn. In het licht van de doelrealisatie zullen daarom alle gebruiksfuncties nog moeten worden beoordeeld. Dat gaat moet ten behoeve van het beheerplan en aanverwante documenten nog gebeuren. (...)

Mail B) mail Greenpeace: Eider: De voor Nederland relevante populatie eiders neemt af en verplaatst zich van de Waddenzee naar de Noordzeekustzone door voedseltekorten en verslechtering van het leefgebied in de Waddenzee. De toestand van de broedpopulatie van de eider wordt als zeer ongunstig beoordeeld. Te stellen dat behoud in NZK2 desondanks voldoende is omdat de oorzaak in de Waddenzee ligt is een redenering die wij niet kunnen volgen. Het is juist van groot belang dat deze populatie bij het huidige verlies van de Waddenzee als foerageergebied in de Noordzeekustzone voldoende voedsel kan vinden. Maatregelen tegen bodemberoerende visserij zouden bij kunnen dragen aan de beschikbaarheid van schelpdieren. Roodkeelduiker: De Roodkeelduiker heeft Rode Lijst status 'zeldzaam' en verkeert in een ongunstige toestand. Nederland is erg belangrijk voor deze soort, en met name de Kustzone. Het feit dat de aantallen van deze zeldzame soort toenemen, betekent niet dat het geen zeldzame vogel meer is. Net als alle andere soorten die in een ongunstige staat verkeren moet ook voor de Roodkeelduiker gekozen worden voor een hersteldoel, in het bijzonder in NZK2 dat zo'n belangrijk foerageergebied is voor deze vogel.

Bijlage B. Methode beschrijving Bruinvis surveys

Detailed description of methodology adapted from Scheidat *et al.* 2008⁷:

Survey design and data acquisition.

Surveys were carried out following standard line-transect methodology for aerial surveys (Hiby & Hammond 1989, Buckland *et al.* 2001). Surveys were flown along a predetermined, systematic set of parallel transect lines with a random starting point, superimposed on the study area. The direction of transects was following depth gradients, in order to minimize variance in encounter rate (Buckland *et al.* 2001). To ensure an adequate chance of harbour porpoise sightings, surveys were only conducted during good weather conditions with good visibilities (>3 km) and a sea state according to the Beaufort scale of ≤ 3 . The aircraft used was a high-wing 2-engine Partenavia 68, equipped with bubble windows, flying at an altitude of 183 m (600 feet), with a speed of 167 to 186 km h⁻¹ (90 to 100 knots). Data collection was based on the 'VOR' software designed by Lex Hiby and Phil Lovell and described in Hammond *et al.* (1995). Every 2 s the aircraft's position and time (to the nearest second) were recorded automatically onto a laptop computer connected to a GPS. Sighting information and details on environmental conditions were entered by a third person, the data recorder. Sea state (according to the Beaufort scale), glare, cloud cover (parts of 8), turbidity (judged visually on a scale of 0 [clear water with several meters of visibility] to 2 [very turbid water with no visibility under the surface]) and subjective sighting conditions ('good', 'moderate', or 'poor') were entered at the beginning of each transect and whenever any environmental condition changed. Sighting data were acquired by 2 observers located at the bubble windows left and right of the aircraft. Sighting data included declination angle measured from the aircraft abeam to the porpoise group, group size, presence of calves, behaviour, swimming direction, cue and reaction to the survey plane. The perpendicular distances from the transect to the group were later calculated from aircraft altitude and declination angle.

The aircraft surveyed using the 'racetrack' method, which involves some doubling-back to re-survey previously flown transect segments for the estimation of effective strip width (ESW; Burnham *et al.* 1980). The synchronous recording of GPS data, abeam times and declination angles allows the positions of pods sighted on the first and second sweeps of the plane ('overflights') to be calculated. When deciding which of the pods seen on the first and second overflights were duplicates, the likelihood of the observed positions can be maximized with respect to (1) the parameters of models for the distribution of intervals between successive pods; (2) the succession of a pod's near-surface and diving phases; (3) its horizontal displacement between the times it comes abeam of the first and second overflights; and (4) the probability of it being detected as a function of its perpendicular distance from the aircraft. However, as it is impossible to determine which pod sightings on the first and second overflights are duplicates, it is necessary to sum the likelihood over all possible pairings. Some of the sighting times from the 2 overflights are too far apart to be duplicates. The remaining sightings form groups within which pairs of sightings from the first and second overflights may or may not be of the same pod. A recursive code was used to generate all possible pairings of sightings within each group (including the special case of no duplicates at all). These arrangements form an exhaustive set of mutually exclusive events so that the probability for the observed sighting positions equals the sum of the probabilities for each possible arrangement. In this way we calculated the likelihood for the data on each section of the survey conducted under consistent conditions; the log likelihood for the entire survey was obtained as the sum of the log likelihood for each section. Further details of the racetrack method and the analyses are described in Hiby & Lovell (1998) and Hiby (1999).

Synchronous recording of GPS data and sighting conditions allows the sighting locations to be assigned to sections of effort completed under consistent conditions (good and moderate) and, hence, allows the estimates of ESW appropriate to those conditions to be applied to those sections. The large number of free parameters involved in estimating ESW meant that it was not possible to derive estimates for >2 levels of sighting conditions.

⁷ Scheidat M, A Gilles, KH Kock & U Siebert (2008) Harbour porpoise *Phocoena phocoena* abundance in the southwestern Baltic Sea. *Endag Species Res* 5:215-223.

Subjective assessment of ‘good’ and ‘moderate’ conditions, assessed separately to the left and right of the transect, was chosen to define the sections completed under consistent conditions.

Data analysis

Only transects flown in ‘good’ or ‘moderate’ conditions were considered in the analysis. Detection curves and estimates of ESW were found to be similar under similar conditions in different years, so aerial survey data from 2002 to 2006 were pooled to provide an estimate of ESW for good and for moderate conditions.

Investigation of possible school size-bias indicated that no such bias was present. The mean school size was therefore estimated using the mean of the observed school sizes separately within each stratum. Animal abundance in stratum ν was estimated using a Horvitz-Thompson-like estimator as:

$$\hat{N}_\nu = \frac{A_\nu}{L_\nu} \left(\frac{n_{gs\nu}}{\hat{\mu}_g} + \frac{n_{ms\nu}}{\hat{\mu}_m} \right) \bar{s}_\nu \quad (1)$$

where A_ν is the area of the stratum, L_ν is the length of transect line covered on-effort in good or moderate conditions, $n_{gs\nu}$ is the number of sightings that occurred in good conditions in the stratum, $n_{ms\nu}$ is the number of sightings that occurred in moderate conditions in the stratum, $\hat{\mu}_g$ is the estimated total effective strip width in good conditions, $\hat{\mu}_m$ is the estimated total effective strip width in moderate conditions and \bar{s}_ν is the mean observed school size in the stratum.

Group abundance by stratum was estimated by $\hat{N}_{\nu(\text{group})} = \hat{N}_\nu / \bar{s}_\nu$. Total animal and group abundances were estimated by

$$\hat{N} = \sum_\nu \hat{N}_\nu \text{ and } \hat{N}_{(\text{group})} = \sum_\nu \hat{N}_{\nu(\text{group})} \quad (2)$$

respectively. Densities were estimated by dividing the abundance estimates by the area of the associated stratum. Mean group size across strata was estimated by $\hat{E}[s] = \hat{N} / \hat{N}_{(\text{group})}$.

Coefficients of variation (CV) and 95% confidence intervals (CI) were estimated by a non-parametric bootstrap test (999 replicates) within strata, using transects as the sampling units. The variance due to estimation of ESW was incorporated using a parametric bootstrap procedure that assumes the ESW estimates in good and moderate conditions to be normally distributed random variables. For each bootstrap pseudosample of transect lines, a bivariate lognormal random variable was generated from a distribution with a mean and a variance–covariance matrix equal to those estimated by L. Hiby (pers. comm.), i.e.

$$\hat{\mu} = (0.153, 0.054) \text{ and } \hat{\Sigma} = \begin{pmatrix} 0.0452^2 & 0.000721 \\ 0.000721 & 0.0162^2 \end{pmatrix} \quad (3)$$

This was used as the ESW for the pseudo-sample. The 95% CIs were calculated using the percentile method.

References cited in the Appendix:

Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake J, Thomas L (2001) Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, New York

Hammond PS, Benke H, Berggren P, Borchers DL and others (1995) Distribution and abundance of the harbour porpoise and other small cetaceans in the North Sea and adjacent waters. Final Report to the European Commission under contract LIFE 92-2/UK/027, Brussels

Hiby AR (1999) The objective identification of duplicate sightings in aerial survey for porpoise. In: Garner GW, Amstrup SC, Laake JL, Manly BFJ, McDonald LL, Robertson DG (eds) Marine mammal survey and assessment methods. Balkema, Rotterdam, p 179–189

Hiby AR, Hammond PS (1989) Survey techniques for estimating the abundance of cetaceans. Rep Int Whal Comm 11(Spec Issue):47-80

Hiby AR, Lovell P (1998) Using aircraft in tandem formation to estimate abundance of harbour porpoise. Biometrics 54: 1280–1289