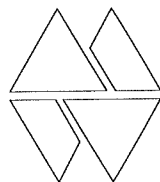


Directe relaties tussen gebruiksfuncties en aquatische natuurwaarden in  
de Voordelta

Een verkenning

S. Bouma  
G.W.N.M. van Moorsel (*Ecosub*)  
R.H. Witte  
R. Lensink



**Bureau Waardenburg bv**  
Adviseurs voor ecologie & milieu

Postbus 365, 4100 AJ Culemborg  
Telefoon 0345 - 512710, Fax 0345 - 519849  
e-mail wbb@buwa.nl website: www.buwa.nl

opdrachtgever: Expertisecentrum Project Mainportontwikkeling Rotterdam (EC-PMR)

23 augustus 2002  
rapport nr. 02-077

Status uitgave: eindrapport  
Rapport nr.: 02-077  
Datum uitgave: 23 augustus 2002  
Titel: Directe relaties tussen gebruiksfuncties en aquatische natuurwaarden in de Voordelta  
Subtitel: Een verkenning  
Samenstellers: drs. S. Bourma  
dr. G.W.N.M. van Moorsel (*Ecosub*)  
ir. R.H. Witte  
drs. ing. R. Lensink  
Aantal pagina's inclusief bijlagen: 116  
Project nr.: 02-134  
Projectleider: drs. H.W. Waardenburg  
Naam en adres opdrachtgever: Expertisecentrum Project Mainportontwikkeling Rotterdam (EC-PMR)  
Postbus 6622,3002 AP Rotterdam  
Referentie opdrachtgever: CvG/PMR/U-129364/Contract 58796/17 juli 2002  
Akkoord voor uitgave: Hoofd Sector Vogelecologie  
drs. S. Dirksen  
Paraaf:

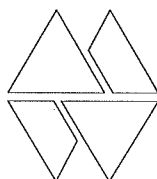


Bureau Waardenburg bv is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Bureau Waardenburg bv; opdrachtgever vrijwaart Bureau Waardenburg bv voor aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

© Bureau Waardenburg bv / Project Mainportontwikkeling Rotterdam

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag worden vervaardigd en/of openbaar gemaakt worden d.m.v. druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de opdrachtgever hierboven aangegeven en Bureau Waardenburg bv, noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

Het kwaliteitszorgsysteem van Bureau Waardenburg bv is door CERTIKED gecertificeerd overeenkomstig ISO 9001.



**Bureau Waardenburg bv**  
Adviseurs voor ecologie & milieu

Postbus 365, 4100 AJ Culemborg  
Telefoon 0345 - 512710, Fax 0345 - 519849  
e-mail wbb@buwa.nl website: www.buwa.nl

## Voorwoord

Begin 2002 heeft het kabinet besloten tot de aanleg van Maasvlakte 2 met als compensatiemaatregel voor het verlies aan aquatische natuurwaarden de instelling van een zeereservaat in het Voordeltagebied. Binnen het zeereservaat zullen de gebruiksfuncties waarvan het kabinet verwacht dat zij substantieel negatieve effecten op aquatische natuurwaarden hebben, beperkt dan wel verboden worden. Ter onderbouwing voor het beperken dan wel beëindigen van bepaalde gebruiksfuncties heeft het Expertisecentrum Project Mainportontwikkeling Rotterdam (EC-PMR) Bureau Waardenburg en *Ecosub* verzocht om de relaties tussen gebruiksfuncties en aquatische soortgroepen in het zoekgebied voor de aanleg van het zeereservaat te kwantificeren. Tevens is verzocht om de herstelmogelijkheden van aquatische soortgroepen te kwantificeren na het beperken dan wel beëindigen van bepaalde gebruiksfuncties.

Het project is binnen Bureau Waardenburg uitgevoerd door S. Bouma, R.H. Witte en R. Lensink en binnen *Ecosub* door G.W.N.M. van Moorsel. Vanuit de opdrachtgever is het project begeleid door R. van den Tempel (projectleider EC-PMR) en F. Heinis (inhoudelijke begeleiding EC-PMR).



# Inhoud

Voorwoord.....	3
Samenvatting .....	7
1 Inleiding.....	15
1.1 Aanleiding.....	15
1.2 Doelstelling.....	15
1.3 Studiegebied .....	16
1.4 Leeswijzer.....	17
2 Huidige gebruiksfuncties.....	19
2.1 Visserij.....	19
2.1.1 Boomkorvisserij.....	19
2.1.2 Garnalenvisserij.....	21
2.1.3 Schelpdierverserij .....	23
2.1.4 Visserij met staand want en fuiken .....	24
2.2 Recreatie.....	24
2.3 Scheepvaart.....	25
2.4 Luchtverkeer.....	25
2.5 Militaire activiteiten.....	26
2.6 Delfstofwinning.....	26
2.6.1 Zandwinning.....	26
2.6.2 Schelpenwinning.....	26
2.6.3 Olie- en gaswinning.....	26
2.7 Objecten.....	27
3 Huidige aquatische natuurwaarden.....	29
3.1 Bodemdieren (benthos).....	29
3.2 Vissen.....	31
3.3 Vogels.....	32
3.4 Zeezoogdieren .....	33
4 Directe relaties tussen gebruiksfuncties en aquatische soortsgroepen .....	35
4.1 Visserij.....	35
4.1.1 Effecten van boomkorvisserij en garnalenvisserij.....	36
4.1.2 Effecten van visserij met staand want en fuiken .....	42
4.1.3 Effecten van schelpdierverserij .....	44
4.2 Recreatie.....	45
4.2.1 Strand- en plaatbezoek (inclusief pierenwinning).....	46

4.2.2	Gemotoriseerde recreatievaart (pleziervaart, speedboten, jetski's).....	51
4.2.3	Ongemotoriseerde recreatievaart (zeilen en kanoën).....	54
4.2.4	(Kite)surfen.....	55
4.2.5	Deltavliegen en vliegeren.....	56
4.3	Beroepscheepvaart.....	56
4.4	Delfstofwinning.....	58
4.4.1	Zandwinning.....	58
4.4.2	Olie- en gaswinning.....	63
4.5	Luchtverkeer.....	63
4.6	Militaire activiteiten.....	66
4.7	Objecten (windturbines, zendmasten, boorplatforms).....	67
4.8	Samenvatting effecten per soortsgroep.....	68
5	Herstelmogelijkheden van aquatische soortsgroepen in een zeereservaat.....	73
5.1	Onzekerheden bij het inschatten van herstelmogelijkheden.....	73
5.1.1	Natuurlijke versus antropogene verstoring.....	73
5.1.2	Frequentie, intensiteit en periode van verstoring.....	73
5.1.3	Het potentiële voorkomen van verschillende soortsgroepen.....	74
5.2	Herstelmogelijkheden aquatische soortsgroepen.....	75
5.2.1	Herstelmogelijkheden benthos.....	75
5.2.2	Herstelmogelijkheden vissen.....	77
5.2.3	Herstelmogelijkheden vogels.....	77
5.2.4	Herstelmogelijkheden zeezoogdieren.....	79
5.3	Potentiële ontwikkeling levensgemeenschappen.....	80
6	Discussie en conclusies.....	85
7	Literatuur.....	91

Bijlage 1 Karakterisering verschillende natuurdoeltypen binnen het studiegebied

Bijlage 2 De garnalenvisserij in Nederland

Bijlage 3A Een overzicht van de bodemdiergemeenschappen, zoals onderscheiden in het plangebied

Bijlage 3B Typering huidige bodemdiergemeenschappen zuidelijke Noordzee

Bijlage 3C De verspreiding van de bodemdiergemeenschappen

Bijlage 3D De ligging van de schelpdierconcentraties

Bijlage 4 In het studiegebied aangetroffen vissoorten 1986-1995

Bijlage 5 De bijdrage van de aantallen watervogels aan de internationale en Nederlandse aandachtsoorten

Bijlage 6 Karakterisering milieu Voordelta

Bijlage 7 Kwetsbaarheid van bodemdiergemeenschappen

Bijlage 8 Niet gerefereerde literatuur

# Samenvatting

Samenvatting zo nodig aanpassen op grond van wijzigingen aangebracht in hoofdstuk 4 t/m 6.

Begin 2002 heeft het kabinet besloten tot de aanleg van Maasvlakte 2 met als compensatiemaatregel de instelling van een zeereservaat in het Voordeltagebied. Binnen het zeereservaat zullen de gebruiksfuncties waarvan het kabinet verwacht, dat zij substantieel negatieve effecten hebben op aquatische natuurwaarden beperkt dan wel verboden worden. Ter onderbouwing voor het beperken dan wel beëindigen van bepaalde gebruiksfuncties zijn in dit literatuuronderzoek de directe relaties tussen gebruiksfuncties en aquatische natuurwaarden in de Voordelta zo goed mogelijk gekwantificeerd en is vervolgens een inschatting gemaakt van de herstelmogelijkheden van de verschillende aquatische natuurwaarden. De onderzochte gebruiksfuncties zijn:

- Visserij: onderverdeeld in boomkorvisserij, garnalenvisserij, schelpdiervisserij en visserij met stand want en fuiken;
- Recreatie: onderverdeeld in strand- en plaatbezoek (inclusief pierenwinning), gemotoriseerde recreatievaart (pleziervaart, speedboten, jetski's), ongemotoriseerde recreatievaart (zeilen en kanoën), (kite)surfen, deltavliegen en vliegeren;
- Scheepvaart: beroepsscheepvaart;
- Delfstofwinning: zandwinning, olie- en gaswinning;
- Luchtverkeer: grotere vliegtuigen, sportvliegtuigen en helicopters;
- Militaire activiteiten;
- Objecten (zoals windturbines, zendmasten en boorplatforms).

Voor de aquatische natuurwaarden is onderscheid gemaakt tussen de soortgroepen benthos, vissen, vogels (benthoseters en viseters) en zeezoogdieren.

## **Directe relaties tussen gebruiksfuncties en aquatische soortgroepen**

### **Visserij**

#### Effecten van boomkorvisserij en garnalenvisserij

Hoewel er weinig studies verricht zijn naar de effecten van garnalenvisserij wordt deze vorm van visserij over het algemeen als weinig schadelijk beschouwd voor het ecosysteem. Door de gewoonte de garnalenvisserij af te zetten tegen de boomkorvisserij, omdat het type effecten van beide vormen van visserij vergelijkbaar zijn, is het absolute effect ervan echter onderbelicht.

De directe effecten van de boomkorvisserij en garnalenvisserij zijn onder te verdelen in:

**-reductie van commerciële soorten:** wanneer er door de boomkorvisserij meer vis wordt weggevangen dan er door de natuurlijke aanwas bijkomt, is er sprake van overbevissing en neemt het visbestand van een bepaalde soort af. Het wegvangen van vis heeft daarnaast ook effect op de voedselbeschikbaarheid voor vogels en zeezoogdieren. De garnalenvisserij heeft waarschijnlijk geen invloed op de omvang van de totale garnalenstand vanwege de snelle voortplanting van de garnaal. Wel kan het wegvangen van garnalen directe effecten hebben op vissen die op garnalen prederen. Naar verwachting heeft het wegvangen van garnalen geen effecten op de overlevingskans van vogels en zeezoogdieren.

**-bijvangst en discards:** voor elke kilo marktwaardige vis wordt 1 tot 4 kilo ongewervelden en 1 tot 2 kilo andere vis weer overboord gezet. Van de ondermaatse vis die overboord wordt gezet sterft 70-100%, van de meeste krabben en weekdieren sterft de helft. Van zeesterren en ondermaatse garnalen overleeft 90% de vangst in een kornet. Het grootste deel van de discards (80% van de platvis, 90% van de ongewervelden) zinkt naar de bodem waar het beschikbaar komt voor benthische aaseters. Vissen kunnen op twee manieren profiteren van discards. Enerzijds consumeren ze de dode en beschadigde soorten die door de vissersschepen overboord gezet zijn, anderzijds de levende benthische aaseters die hierdoor aangetrokken worden. Voor de zuidelijke Noordzee wordt geschat dat de hoeveelheid voedsel die beschikbaar komt voor aaseters door discards van vissersschepen verhoogd wordt met 10%. Discards hebben een positief effect op sommige vogelsoorten, met name meeuwen, door een verhoogd voedselaanbod.

**-verstoring van bodemstructuren en beschadiging van bodemorganismen:** De 4 m en 12 m boomkor met wekkerkettingen doden gemiddeld 21% van alle bodemdieren in het visspoor. Door de passage van wekkerkettingen sterft tot 85% van de kreeftachtigen en weekdieren, tot 60% van sommige polychaeten en tot 45% van sommige stekelhuidigen, afhankelijk van de kwetsbaarheid van deze soorten. De verstoring van de bodem en beschadiging van bodemorganismen door de garnalenvisserij is minder dan die van de boomkorvisserij, omdat meestal niet met ploegende kettingen voor het net wordt gewerkt, maar met een rollenpees die over de bodem rolt. Effecten van de garnalenvisserij zijn met name te verwachten op de infauna en epifauna die zich aan het sedimentoppervlak bevinden. Indirecte effecten van de verstoring van bodemstructuren kunnen optreden op bepaalde soorten haaien en roggen en mogelijk ook op pijlintvissen die hun eieren niet meer op de omgeploegde bodem af kunnen zetten.

**-spooknetten:** Net(res)ten die achterblijven op de bodem kunnen nog maanden een risico voor diverse soortgroepen (met name vissen, duikende vogels en zeezoogdieren) vormen, doordat ze hierin verstrikt kunnen raken en/of verdrinken. Kwantitatieve gegevens betreffende dit onderwerp zijn echter niet beschikbaar.



#### Effecten van visserij met staand want en fuiken

Het belangrijkste effect, naast het wegvangen van een onbekende hoeveelheid vis, van genoemde vormen van visserij is, naar verwachting, verdrinking van vogels. In een onderzoek in het IJsselmeer is berekend, dat daar op jaarbasis circa 50.000 watervogels verdrinken in de staande netten. In dit onderzoek werd tevens geconcludeerd dat visetende vogels een veel groter risico lopen om gevangen te worden dan benthos-etende vogels, hetgeen waarschijnlijk gerelateerd is aan de manier van voedsel zoeken.

Ook kunnen (met name onvolwassen) zeehonden verdrinken in fuiken en netten. In de eerste helft van de jaren tachtig bleek in Nederland circa 10% van de sterfte onder onvolwassen zeehonden hierdoor veroorzaakt te worden. Hoewel door het toepassen van keerwanden dit percentage waarschijnlijk sterk is afgenomen, zijn toch nog enkele incidentele gevallen van verdrinking van zeehonden in fuiken in de Delta bekend.

Uit buitenlandse onderzoeken blijkt dat grote aantallen bruinvissen sterven als gevolg van bijvangst in de staand want visserij. Van de aangespoelde bruinvissen in het Deltagebied en aan de Belgische kust toont ca. 20% sporen van verdrinking in netten.

#### Effecten van schelpdiervisserij

Effecten van schelpdiervisserij zullen met name optreden op het benthos en vogels. De effecten op het benthos zijn sterk afhankelijk van de methode die gebruikt wordt voor het vangen van schelpdieren. Indien schelpdieren worden opgezogen, komen de effecten in beginsel overeen met de effecten van zandwinning. Schelpdiervisserij met een kornet heeft waarschijnlijk vergelijkbare effecten als visserij met een boomkor.

Het effect van schelpdiervisserij op vogels grijpt vooral in op het niveau van voedselbeschikbaarheid voor vogels.

Opgemerkt dient te worden dat schelpdiervisserij binnen het studiegebied wel is toegestaan, maar sinds enkele jaren niet meer wordt uitgeoefend.

### **Recreatie**

#### Effecten strand- en plaatbezoek (inclusief pierenspitter)

Strand- en plaatbezoek heeft met name effecten op vogels en zeezoogdieren. Op lokale schaal kunnen ook effecten optreden op het benthos doordat pierenspitten lokaal plaats vindt en alleen ter plekke van invloed is.

De aanwezigheid van mensen op stranden en platen kunnen op diverse manieren invloed hebben op kustbroedvogels. Naast de direct zichtbare verstoring, waarbij de vogels bijvoorbeeld opvliegen of hun nest verlaten, kan de aanwezigheid van mensen ook leiden tot habitatvernietiging, vertrapping van nesten en jongen, toename van predatiedruk en afname van het uitkomstsucces. Verstoringafstanden van menselijke aanwezigheid voor kustbroedvogels verschillen per soort en variëren van 30 tot 500m.

Door de aanwezigheid van mensen worden ook foeragerende vogels verstoord. Bij verstoring neemt de energiebehoefte toe (aliertheid, opvliegen) en de energieopname neemt af. Gemiddelde opvliegafstanden van foeragerende vogels variëren van 36 tot 157 en zijn enerzijds sterk afhankelijk van de soort, maar anderzijds ook sterk afhankelijk van het prooiaanbod. Afstanden tot een pierenspitter, waarbij foeragerende vogels worden verstoord, lopen uiteen van circa 100 tot 300 m.

Een effect van mensen op rustende vogels is het verlaten van hoogwater-vluchtplaatsen (HVP's). Gebieden die regelmatig door mensen worden bezocht, worden niet gebruikt als HVP.

Gewone zeehonden die op de zandplaten rusten, zijn zeer gevoelig voor verstoring door mensen. Indien mensen op platen binnen een afstand van 200 m van de zeehonden komen, gaan ze te water. Indien verstoring plaatsvindt in de zoogperiode verminderd de overlevingskans van jonge zeehonden.

#### Effecten van gemotoriseerde recreatievaart (pleziervaart, speedboten, jetski's)

Gemotoriseerde recreatievaart heeft met name effecten op vogels en zeezoogdieren. Over het algemeen wordt aangenomen, dat snelle onvoorspelbare vaartuigen, zoals jetski's en speedboten een meer versturende invloed hebben op vogels dan langzame en stabiele vaartuigen, zoals kleine jachten. Het gebied dat wordt verstoord is  $2 \cdot v \cdot d + \pi d^2$ , waarbij  $d$  de verstoringsafstand (m) voor de betreffende soort is en  $v$  de snelheid van de boot (m/s). Volgens Spaans *et al.* (1996) komt verstoring door langsvarende recreatievaartuigen van op de plaat foeragerende vogels in de praktijk weinig voor vanwege de vaak te grote afstand tussen vaartuig en de zandplaat en de over het algemeen lage dichtheden aan foeragerende steltlopers langs relatief steile geulranden.

De verstoringsafstanden voor gewone zeehonden zijn sterk afhankelijk van het type vaartuig. Voor rubberboten varieert de afstand van enkele tientallen meters tot circa 550 m, voor rondvaartboten en robbentochten van circa 100 tot 500 m, voor speedboten van circa 270 tot 540 m en voor motorkruisers van circa 200 tot 950 m. Bruinvissen lijken minder gevoelig te zijn voor verstoring door motorvaartuigen dan zeehonden.

#### Effecten ongemotoriseerde recreatievaart (zeilen en kanoën)

Ongemotoriseerde recreatievaart heeft met name effecten op vogels en zeezoogdieren.

Er zijn vrijwel geen gegevens bekend over de effecten van zeilboten en kanoërs op vogels. Mogelijk zijn verstoringsafstanden van vogels door zeilboten echter groter dan voor plezierjachten vanwege de grotere visuele zichtbaarheid van schepen onder zeil.

Verstoringsafstanden van zeezoogdieren door zeilboten variëren van circa 237 tot 810 m. De verstoringsafstanden van zeezoogdieren voor kanoërs liggen met circa 248 tot 355 m in dezelfde ordergrootte als die van wandelaars.

#### Effecten (kite)surfen

(Kite)surfen zal naar verwachting met name effecten hebben op vogels. Er zijn echter geen specifieke onderzoeken bekend.

#### Effecten deltavliegen en vliegeren

Nauwkeurige gegevens omtrent verstoringsafstanden zijn onbekend. Aangenomen wordt dat de afstanden groter zullen zijn dan die voor kleine sportvliegtuigen. Bij visuele verstoring door vliegende voorwerpen geldt namelijk dat hoe langzamer en lager het voorwerp vliegt hoe groter de verstoringsafstand.

### **Beroepsscheepvaart**

De beroepsscheepvaart heeft met name effecten op vogels en zeezoogdieren door middel van verstoring. Onderzoek naar de effecten van de commerciële binnenvaart op het Ketelmeer en IJsselmeer toonde aan dat de verstoringafstanden veel groter zijn voor duikende watervogels dan voor op platen foeragerende vogels. De verstoringafstanden varieerden van <100 m tot circa 1000 m.

De beroepsscheepvaart kan tot op een afstand van ongeveer 200-300 m een versturende werking hebben op zeehonden die op zandplaten rusten. De effecten zijn echter gering, omdat geluid en beweging relatief regelmatig zijn, zodat zeehonden hieraan kunnen wennen. De versturende werking van de recreatievaart is veel groter vanwege het onregelmatige karakter ervan. Een eventueel verband tussen de verspreiding van zeezoogdieren en scheepvaartintensiteit kon in onderzoek echter niet worden aangetoond.

### **Delfstofwinning**

#### Effecten van zandwinning

Bij zandwinning zullen voornamelijk effecten optreden op het benthos. In mindere mate zijn effecten te verwachten op vissen en vogels. De aard en omvang van de effecten is sterk afhankelijk van de hoeveelheid gewonnen zand en de grootte van de winlocatie. De directe effecten op het benthos zijn onder te verdelen in:

- de verwijdering van bodemfauna door het opzuigen van bodemmateriaal;
- een mogelijke bescherming tegen predatie door op het zicht jagende vissen en vogels door vertroebeling;
- het extra aanbod van voedsel (positief) of juist verdunning van voedsel en verontreiniging door de aanwezigheid van slibdeeltjes in de waterfase;
- het begraven raken door het storten van sediment, waardoor benthosorganismen het contact met het sedimentoppervlak moeten herstellen (zichzelf moeten uitgraven);
- verandering van de bodemtopografie en verdieping (verandering biotoop);
- verandering sedimentkarakteristieken (sedimentvoorkeur organismen);
- chemische samenstelling van het sediment (ecotoxicologie en eutrofiëring).

#### Effecten van olie- en gaswinning

Olie- en gaswinning vindt voor zover bekend momenteel niet plaats binnen het studiegebied. De grootste invloed van olie- en gaswinning op vogels ontstaan wanneer er een olielozing plaatsvindt. Vooral zee-eenden en duikers zijn uiterst gevoelig voor deze vorm van verstoring. Daarnaast hebben affakkelvlammen vooral invloed op langstreckende vogels. Met name eenden en ganzen zijn erg kwetsbaar hiervoor evenals steltlopers. Effecten van seismologisch onderzoek op aquatische natuurwaarden zijn nagenoeg onbekend.

### **Luchtverkeer**

Luchtverkeer leidt met name tot verstoring van zeevogels en zeezoogdieren en heeft naar verwachting geen effecten op het benthos en vissen.

Uit een onderzoek naar de verstoring van fauna door de kleine burgerluchtvaart werd ten aanzien van vlieghoogtes geconcludeerd dat binnen een hoogte van 1000 m van een passerend klein vliegtuig verstoringen vallen te verwachten. Hoger vliegende toestellen brengen nauwelijks nog verstoringen teweeg. Er zijn aanwijzingen dat de kritische afstand in het horizontale vlak ligt tussen 1,5 en 2 km.

Ten aanzien van type vliegtuigen werd geconcludeerd dat helikopters op pleisterende vogels tijdens de trek en in overwinteringsgebieden steevast de grootste impact hebben, gevolgd door sportvliegtuigjes en straaljagers. De gemiddelde verstoringduur van straaljagers is 1-2 minuten, van sportvliegtuigjes 2-3 minuten en van helikopters 4-5 minuten. De verstoring door Ultra Lichte Vliegtuigen (ULV's) is vergelijkbaar met die van een laagvliegend sportvliegtuigje.

De verstoringafstanden van zeezoogdieren door luchtverkeer zijn eveneens afhankelijk van het type vliegtuig en de vlieghoogte. Grotere vliegtuigen die hoger vliegen dan circa 350 m lijken nagenoeg geen verstoring te hebben op zeezoogdieren. De horizontale verstoringafstand van dergelijke vliegtuigen is ongeveer 200-300 m. Voor sportvliegtuigjes varieert de verticale verstoringafstand (vlieghoogte) van circa 60 tot 120 m en de horizontale verstoringafstand is ongeveer 1000 m. Voor helikopters is alleen een verticale verstoringafstand bekend van circa <305 m. De gevoeligheid van zeezoogdieren voor ULV's is onbekend, maar zullen naar verwachting overeenkomen met verstoring door sportvliegtuigjes.

#### **Militaire activiteiten**

De verstoring van marineschepen is vergelijkbaar met de effecten, zoals beschreven onder recreatie en beroepsscheepvaart. Voor zover bekend heeft het militaire vliegverkeer in de Voordelta nauwelijks effecten van betekenis op de functie van de Voordelta voor vogels.

#### **Objecten (windturbines, zendmasten, boorplatforms)**

Deze zijn momenteel niet aanwezig binnen het studiegebied. Voor een zeer algemene korte beschrijving van de effecten wordt verwezen naar § 4.7.

#### **Herstel mogelijkheden van de aquatische soortgroepen**

Hoewel allerlei onzekerheden meespelen bij het inschatten van de herstel mogelijkheden van aquatische natuurwaarden binnen het studiegebied, zoals natuurlijke fluctuaties en de frequentie, intensiteit en periode van verstoring door de verschillende gebruiksfuncties, biedt het beperken dan wel beëindigen van bepaalde gebruiksfuncties goede mogelijkheden voor het herstellen dan wel vergroten van de aquatische natuurwaarden. Voor benthos en vissen lijken de herstel mogelijkheden het meest vergroot te worden door beperking of beëindiging van de boomkorvisserij en de garnalenvisserij, voor vogels en zeezoogdieren valt naar verwachting de meeste winst te halen door beperking of uitsluiting van verschillende vormen van recreatie en luchtverkeer.

Welke gebruiksfuncties beperkt dan wel beëindigd zouden moeten worden binnen het zeereservaat is afhankelijk van de situatie die men nastreeft: de huidige of de potentiële situatie (zie § 5.3). Aangezien er voor de verschillende soortgroepen diverse

criteria gebruikt kunnen worden voor de beschrijving van de effecten (levenswijzen en –strategieën, zeldzaamheid, taxonomie) is ook van belang te bepalen voor welke soorten men herstel nastreeft.

Bij herstelprocessen dient zowel rekening gehouden te worden met ruimte- als met tijdschalen. Voor het bepalen van de ruimtelijke schaal waarbinnen men gebruiksfuncties zou moeten beperken dan wel beëindigen, dient rekening gehouden te worden met de mobiliteit van verschillende soorten. De omvang van het gesloten gebied dient groot te zijn in vergelijking met de mobiliteit van de soorten waarvan herstel c.q. de aanwezigheid is gewenst. De tijdschaal waarop de gewenste effecten op kunnen treden is o.a. afhankelijk van de situatie die wordt nagestreefd en van toevalsprocessen. Onderzoek zal uit moeten wijzen in hoeverre het proces versneld zou kunnen worden door de natuur een handje te helpen door middel van het introduceren van (natuurlijke) substraten of in de Nederlandse kustzone thuishorende soorten.



# 1 Inleiding

## 1.1 Aanleiding

In juli 1997 heeft het kabinet het startsignaal gegeven voor een Planologische Kern Beslissingsprocedure (PKB-plus). Hierin vormt landaanwinning van circa 1000 ha in westelijke richting, naast de huidige Maasvlakte (Maasvlakte 2), één van de mogelijke alternatieven vormt voor het oplossen van het voorziene ruimtetekort voor de Rotterdamse haven. Door de landaanwinning zal verlies aan aquatische natuurwaarden optreden. Omdat de nationale (Flora- en Faunawet, Nb-wet) en Europese regelgevingen (Vogel- en Habitatrichtlijn) verplichten tot het compenseren van schade aan beschermde natuur die een project veroorzaakt, is in 2001 onderzoek gedaan naar mogelijke compensatiemaatregelen voor het verlies aan aquatische natuurwaarden (Expertisecentrum PMR 2001). Hierbij werd uitgegaan van een maximaal te compenseren oppervlaktebeslag van 2800 ha (bepaald in PKB-plus deel 1). Uit dit onderzoek bleek dat de schade aan aquatische natuurwaarden het best gecompenseerd kan worden door de aanleg van een zeereservaat. Uit nader onderzoek naar de mogelijkheden voor compensatie in de vorm van een in te stellen zeereservaat werd geconcludeerd, dat een zeereservaat in het Voordeltagebied met een minimale grootte van 10 maal het te compenseren oppervlaktebeslag (= 28.000 ha) een reële optie is om het verdwijnen van de aquatische natuurwaarden door de landaanwinning te compenseren (Lindeboom *et al.* 2002). Binnen het zeereservaat zullen de gebruiksfuncties waarvan het kabinet verwacht dat zij substantieel negatieve effecten op aquatische natuurwaarden hebben, beperkt dan wel verboden worden. Begin 2002 heeft het kabinet besloten tot de aanleg van Maasvlakte 2 met als compensatiemaatregel voor het verlies aan aquatische natuurwaarden de instelling van een zeereservaat in het Voordeltagebied. De landaanwinning en de compensatiemaatregelen zullen parallel in fasen worden uitgevoerd, waarbij de compensatie gereed moet zijn op het moment dat de negatieve effecten op beschermde natuurwaarden optreden. Dit laatste is een verplichting vanuit de Europese regelgeving.

## 1.2 Doelstelling

Ter onderbouwing van het beperken dan wel verbieden van gebruiksfuncties heeft het Expertisecentrum Project Mainportontwikkeling Rotterdam (EC-PMR) Bureau Waardenburg en *Ecosub* verzocht een onderzoek uit te voeren in zake het kwantificeren van de relatie tussen gebruiksfuncties en aquatische soortgroepen in het zoekgebied voor het in te richten zeereservaat (zie § 1.3).

Het doel van dit project is het zo goed mogelijk kwantificeren van:

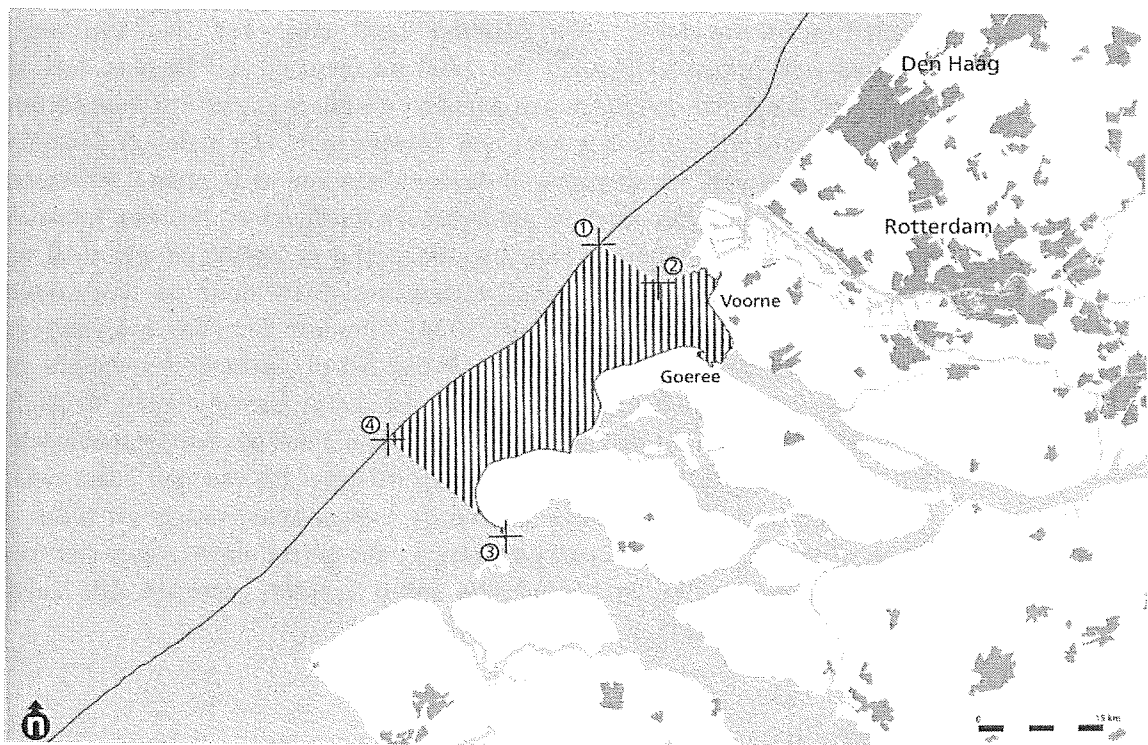
- De directe relaties tussen gebruiksfuncties (visserij, recreatie, scheepvaart, luchtvaart, militaire activiteiten, delfstofwinning en objecten) en aquatische soortgroepen (benthos, estuariene vissen, benthos etende vogels, piscivore

(visetende) vogels en zeezoogdieren) in het zoekgebied voor het in te richten zeereservaat.

➤ De herstelmogelijkheden van de bovengenoemde aquatische soortgroepen na het beperken dan wel verbieden van de bovengenoemde gebruiksfuncties in het in te richten zeereservaat.

Het betreft hier een verkennend onderzoek, omdat er op het moment van de uitvoering van het onderzoek vrijwel nog geen kwantitatieve gegevens beschikbaar waren betreffende de gebruiksfuncties in het zoekgebied voor de aanleg van het zeereservaat. Het onderzoek wordt op het niveau van soortgroepen uitgevoerd.

### 1.3 Studiegebied



*Figuur 1. Het zoekgebied voor het in te richten zeereservaat (PKB-plus deel 3).*

Het studiegebied is het zoekgebied voor het in te richten zeereservaat (zie figuur 1). In totaal is het oppervlakte van het zoekgebied ca. 40.000 ha, waarvan uiteindelijk circa 30.000 ha als zeereservaat ingericht zal gaan worden. Binnen het studiegebied zijn drie verschillende ecosystemen en natuurtypen te onderscheiden: Noordzee-open zee, Noordzee-kustzone en getijdengebied. Het natuurtype Noordzee-open zee is het deel van de Noordzee met een diepte van meer dan 20 m. Het natuurtype Noordzee-kustzone is het gebied van de kust tot een diepte van 20 m en wordt onderverdeeld in de diepe onderwateroever (tussen 10 en 20 m diepte), de ondiepe onderwateroever (<10 m) en de harde ondiepe onderwateroever (harde substraten). Het getijdengebied is



een kust- of zeearmlandschap, waarin natuurlijke processen ongestoord kunnen plaatsvinden en getijdenbeweging de vorming van geulen, platen, slikken en schorren veroorzaakt (Bal *et al.* 1995). Een karakterisering van deze verschillende ecosystemen en natuurtypen is weergegeven in bijlage 1 en is ontleend aan Gotjé & Heinis (1999) die een beschrijving geven van de diverse natuurtypen in het door de aanleg van Maasvlakte 2 landaanwinning beïnvloede gebied.

In het Voordeltagebied zijn vier accent-natuurgebieden aangewezen (Integraal Beleidsplan Voordelta 1993):

- Haringvlietmonding inclusief Brielse Gat;
- De Kwade Hoek;
- Het gebied tussen de Bollen van de Ooster en Goerée tot aan de noordelijke punt van de Brouwersdam;
- Verklikkerduinen met de Banjaard en Bollen van het Nieuwe Zand.

#### 1.4 Leeswijzer

Een overzicht van de huidige en potentiële (=mogelijk toekomstige) gebruiksfuncties binnen het studiegebied is gegeven in hoofdstuk 2. De huidige aquatische natuurwaarden worden behandeld in hoofdstuk 3. In hoofdstuk 4 worden de directe relaties tussen de gebruiksfuncties en de aquatische soortgroepen zo goed mogelijk gekwantificeerd. Hoofdstuk 5 geeft een indicatie van de herstelmogelijkheden voor de verschillende soortgroepen na het beperken dan wel beëindigen van bepaalde gebruiksfuncties binnen het studiegebied. Hierin komen ook potentiële levensgemeenschappen, d.w.z. gemeenschappen die niet aanwezig zijn, maar die zouden kunnen ontstaan onder natuurlijke omstandigheden, zonder het effect van de gebruiksfuncties, aan de orde. Hoofdstuk 6 bevat de discussie en conclusies en in hoofdstuk 7 is de literatuurlijst opgenomen.



## 2 Huidige gebruiksfuncties

Door Arcadis worden momenteel de verschillende gebruiksfuncties in het zoekgebied voor de aanleg van een zeereservaat geïnventariseerd en de intensiteit gekwantificeerd. Aangezien de resultaten van dit onderzoek nog niet beschikbaar zijn, worden de belangrijkste gebruiksfuncties hier globaal behandeld.

De belangrijkste gebruiksfuncties binnen het studiegebied zijn visserij en recreatie. Andere gebruiksfuncties die binnen het studiegebied uitgeoefend worden (of mogelijk in de toekomst uitgeoefend kunnen gaan worden) zijn scheepvaart, luchtverkeer, militaire activiteiten, delfstofwinning en de aanwezigheid van objecten (windturbines, zendmasten, boorplatforms).

### 2.1 Visserij

De twee belangrijkste vormen van visserij binnen het studiegebied zijn de garnalenvisserij en de boomkorvisserij met wekkerkettingen. Voorts worden hier besproken: Schelpdiervisserij (mosselzaad, kokkels en *Spisula*), visserij met fuiken en staand want en het steken van wormen. Sportvisserij wordt besproken onder § 2.2 ("recreatie").

#### 2.1.1 Boomkorvisserij

Binnen de 12 mijl zone (~22 km uit de kust) wordt gevist met schepen tot 221 kW (= 300 pk), voornamelijk met de 4 m boomkor. Buiten de 12 mijl zone wordt gevist met grotere schepen met de 12 m boomkor (Lindeboom *et al.* 2002). Omdat de gehele Voordelta binnen de 12 mijl zone ligt (Van den Tempel 2001) wordt de 12 m boomkor dus niet ingezet in het studiegebied.

De korren kunnen uitgerust zijn met wekkerkettingen of kettingmatten. Alhoewel de 4 m kor een geringere breedte heeft, lijken de effecten ervan (per m<sup>2</sup> en voorzien van wekkerkettingen) op die van de 12 m kor (Lindeboom & De Groot 1998), zodat het zinvol is om effecten van de 12 m kor mee te nemen in deze studie.

Er is geen gedetailleerde informatie beschikbaar over de boomkorvisserij-intensiteit in het studiegebied. Wel geldt sinds 1999 een beperking voor de visserij met wekkerkettingen in drie van de vier accent-natuurgebieden (Van den Tempel 2001), maar het is onduidelijk of het verbod sinds 1 januari 2001 daadwerkelijk wordt nageleefd (Anonymus 2002).

Algemene gegevens over de intensiteit van de boomkorvisserij zijn er wel: in 1997 deed het RIVO een onderzoek naar de "Microverspreiding van de Nederlandse boomkorvisserij". Van de Nederlandse boomkorkotters voeren er 24 (≈10% van de Nederlandse boomkorvloot) drie jaar lang met een apparaat aan boord, dat iedere 6 minuten de positie van het schip vastlegde. Op deze manier werd per vak van 1 bij 1 zeemijl bepaald hoe vaak het werd bevist. Van de hele Noordzee, beviste de Nederlandse vloot 70% van het oppervlak. Vijfduizend vierkante zeemijl werd minder dan één maal per jaar bevist, 14.000 vierkante zeemijl vaker dan twee keer per jaar. Het micro-

verspreidings-onderzoek liet ook zien dat sommige vakken > 400x per jaar werden bezocht, terwijl andere nooit bevestigd werden (zie ook Box visintensiteit).

Een indicatie van de intensiteit van de Nederlandse boomkorvisserij wordt gegeven in figuur 2.

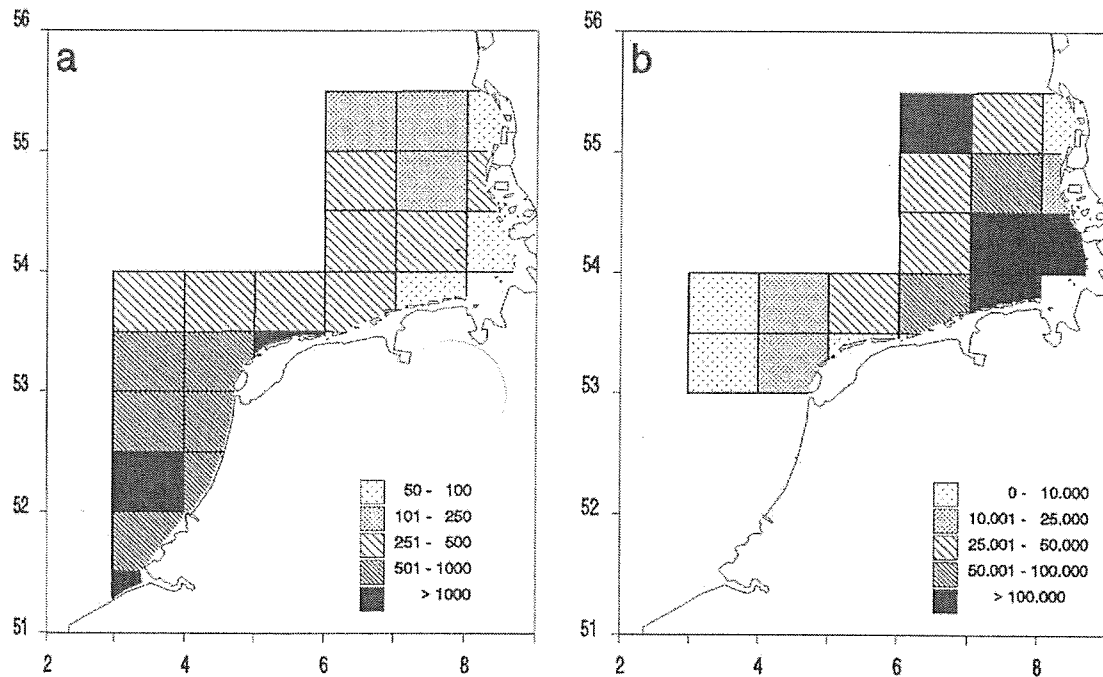


Fig. 2.8.4.2 (a) Total fishing effort (fishing hours 100 n.m.<sup>2</sup>) of Dutch bottom trawl fleet in the south-eastern North Sea between 1974 and 1994 (source: de Groot & Verboom 1994), (b) Total fishing effort (fishing hours quadrant<sup>1</sup>) of German bottom trawl fleet in the south-eastern North Sea between 1977 and 1994 (source: ICES).

Figuur 2. Indicatie van de Nederlandse boomkorvisserij (Bron: figuur 2.8.4.2 van Rumohr *et al.* (1998)).

Het oplossend vermogen van dergelijke kaarten wordt bepaald door de grootte van de ICES kwadranten. Dit is weliswaar veel te grof om een goed beeld van de Voordelta te geven, maar duidelijk is dat dit gebied op de grens ligt van de hoogste en een na hoogste visserij-intensiteit (het aantal visuren per 100 vierkante zeemijl ligt tussen 501-1000 tot > 1000).

Box: visintensiteit

De visserijfrequentie van gesleepte netten wordt vaak uitgedrukt door het totale oppervlak dat bevist wordt (het totale visspoor x netbreedte) te delen door het oppervlak van bijvoorbeeld een ICES kwadrant waarbinnen deze visserij plaatsvindt. Hall (1999) vergelijkt deze handelswijze door het aantal autokilometers in een land te bezien ten opzichte van het oppervlak van dat land. Zo wordt in Nederland met auto's jaarlijks 90 miljard km afgelegd (CBS 2001). Bij een gemiddelde autobreedte van 2 m komt dit neer op een oppervlak van 180 miljoen km<sup>2</sup>, i.e. ruim 4000 keer het landoppervlak van Nederland. Zou het hele land geasfalteerd zijn en iedereen zich willekeurig over deze vlakte verplaatsen dan zou op een willekeurige plaats dus 4000 keer per jaar een auto passeren. Het geringe nut van een dergelijke berekening is duidelijk. In de praktijk zijn er wegen waar autofrequenties vele malen groter zijn, terwijl er ook gebieden zijn waar nooit een voertuig in de buurt komt. Dit verschil is wellicht extremer dan in het geval van de visserij op de Noordzee, maar in de praktijk zullen ook hier lokale concentraties zijn van visinspanningen, gerelateerd aan de positie van fronten, bepaalde bodemeigenschappen, zoals geulen, pijpleidingen en wrakken, maar ook op basis van ervaringen uit het verleden (Dayton *et al.* 1995). Alleen al de gewoonte om een eenmaal bevist spoor na korte tijd nogmaals te bevissen - omdat de opbrengst vaak hoger is dan de eerste keer - betekent dat veel plaatsen minimaal tweemaal worden bezocht. Dit betekent dat andere plaatsen daardoor minder vaak aan bod komen.

### 2.1.2 Garnalenvisserij

#### *Methode van garnalenvisserij*

Een garnalenvisser vist met twee garnalennetten over de bodem gedurende een half tot drie uur per trek, gemiddeld ongeveer één uur. Het garnalennet wordt opgehouden door een ijzeren boom, meestal korter dan 4,5 m en maximaal 9 m lang. Door een paar ijzeren sloffen wordt de boom ca. 50 cm boven de bodem gehouden. Er worden meestal geen kettingen voor de grondpees gebruikt, zoals bij de tong- en scholvisser. Het hele vistuig is ook duidelijk lichter gebouwd dan van laatstgenoemde vissers.

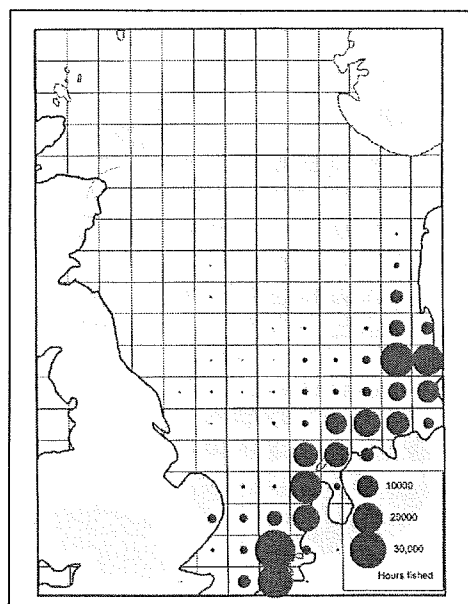
De grondpees is voorzien van klossen of rubberen rollen, zodat de pees meer óver dan dóór de bodem wordt getrokken. De snelheid waarmee over de bodem wordt gevist bij garnalenvissers is relatief gering (ca. 3 knopen). Dit veroorzaakt wel een relatief grotere druk van de sloffen op de bodem. Waar dat praktisch mogelijk is, wordt een speciaal net met een keerwant gebruik, een schuin geplaatst grofmazig net waarmee de mond van het net is afgesloten, zodat de vangst van vis en andere bijvangst sterk afneemt. Garnalen maken bij aanraking met het net een meestal omhoog gerichte springende beweging, zodat ze de grove mazen van het keerwant makkelijk passeren.

De consumptiegarnalen worden met behulp van speciale vangstsorteerapparatuur snel en effectief van de bijvangst gescheiden. De bijvangst wordt zo snel mogelijk weer over boord gezet, vaak reeds automatisch door het sorteerapparaat (Lavaley & Dankers 1993).

### Intensiteit

Gegevens over de intensiteit van de garnalenvisserij worden wel geïnventariseerd door het Productschap Vis, maar deze informatie is niet beschikbaar.

Er zijn wel aanwijzingen dat de Voordelta een rijk garnalengebied is. In 1990 werd daar meer dan 40% van de Nederlandse garnalenvangst opgevist (Lavaleye & Dankers 1993). Een andere indicatie van de intensiteit van de garnalenvisserij wordt gegeven in figuur 3.



Figuur 3. Indicatie van de intensiteit van de garnalenvisserij (Bron: figuur 3.2.7 van Polet *et al.* (1998)).

Voor schepen met een vermogen van 191-221 kW behoort het aantal geviste uren in de buurt van de Voordelta tot de hoogste categorie (30.000 uur). Er zouden 40 garnalenvissers in de Voordelta actief zijn (Van den Tempel 2001). Garnalenvissers uit Zeeland en Zuid-Holland met een vermogen van 70-191 kW maken dagtochten (Polet *et al.* 1998) en vissen zodoende voornamelijk in de buurt van de thuishaven.

Een indicatie van de orde van grootte van de garnalenvisserij ontstaat als we de cijfers voor Nederland als geheel bezien. Hiervoor wordt verwezen naar bijlage 2.

De laatste jaren is de garnalenopbrengst van Frankrijk en België flink gedaald. Als dat een indicatie is voor een afname in het zuidelijkste deel van de Noordzee zou ook het belang van de Voordelta wel eens kunnen verminderen ten opzichte van de Waddenzee. Volgens Withagen (2000) loopt de garnalenstand in de Voordelta door onbekende oorzaken terug.

### Vislocaties

Een probleem bij de garnalenvisserij is dat er sinds 1995 alleen aanlandingsstatistieken worden bijgehouden. Er zijn geen vangststatistieken, zodat de locaties waar de garnalen worden gevangen onbekend zijn. Hiertoe bestaat ook geen verplichting vanuit Brussel,

omdat garnalen geen gequoteerde soorten zijn (mondelinge mededeling Welleman RIVO). Er wordt alleen aangegeven in welk ICES-kwadrant (60 x 60 km) gevist wordt. In relatie tot de Voordelta is dat een te grof raster om een duidelijk beeld te krijgen van waar, wanneer en hoe frequent de garnalenvisserij plaatsvindt (Lavaleye & Dankers 1993). Ten aanzien van de frequentie van bevissing van een gebied zijn meestal geen duidelijke patronen aan te wijzen; de visserij kan van jaar tot jaar, maar ook per seizoen sterk verschillen.

#### *Visperiode*

September, oktober en november zijn de beste maanden voor de garnalenvisserij. De in de zomer op de platen opgegroeide garnalen verhuizen naar de diepere geulen waardoor ze binnen het bereik van de garnalennetten komen. Januari, februari en maart zijn qua opbrengst de slechtste maanden, omdat er in deze maanden door natuurlijke sterfte een sterke daling in de garnalenpopulatie optreedt. Dit wordt onder andere veroorzaakt door predatie door kabeljauwachtigen die in de wintermaanden in onze kustwateren voorkomen (Boddeke 1989). Meer over de vangst per maand staat in bijlage 2.

### **2.1.3 Schelpdiervisserij**

Schelpdiervisserij is binnen het studiegebied toegestaan, met uitzondering van de in het Integraal Beleidsplan Voordelta (1993) aangewezen accent natuurgebieden. Deze visserij wordt sinds enkele jaren echter niet meer uitgeoefend vanwege het ontbreken van voor visserij geschikte (rendabele) schelpdierbanken (Craeymeersch & Van der Land 1998).

#### *Mosselzaadvisserij*

Dit vindt momenteel niet plaats binnen het studiegebied, omdat mosselzaad voor zover bekend niet in visbare hoeveelheden voorkomt buiten de Oosterschelde en Westerschelde. Indien wel visbare hoeveelheden voorkomen is de mosselzaadvisserij gebonden aan een quotum, teneinde een bepaalde hoeveelheid voedsel voor vogels te reserveren (Van den Tempel 2001).

#### *Kokkelvisserij*

In de periode 1976-1993 was gemiddeld 13% van de totale aanvoer van kokkels uit de Nederlandse kustwateren afkomstig uit de Voordelta (Van Stralen & Kesteloo-Hendrikse 1993), maar omdat kokkelbanken zich in het algemeen, met uitzondering van het gebied landwaarts van de Hinderplaat in de monding van het Haringvliet, slechts incidenteel ontwikkelen in de Voordelta, is deze vorm van visserij in het studiegebied blijkbaar niet rendabel. Na 1994 zijn er namelijk geen kokkels meer aangevoerd vanuit het studiegebied (Lindeboom *et al.* 2002). In kokkelarme jaren is de mechanische kokkelvisserij gebonden aan een quotum, teneinde een bepaalde hoeveelheid voedsel voor vogels te reserveren (Van den Tempel 2001).

#### *Spisulavisserij*

Sinds 1997 komen er in de Voordelta geen *Spisula* banken meer voor (Craeymeersch 2001, in druk in: Lindeboom *et al.* 2002). Visserij op *Spisula* vindt momenteel dan ook niet plaats binnen het studiegebied.

#### 2.1.4 Visserij met staand want en fuiken

In de gehele Voordelta en Zeeuwse stromen wordt gevist met staand want en fuiken, zowel door beroepsvissers als sportvissers (Lindeboom *et al.* 2002). Binnen het studiegebied vindt deze vorm van visserij o.a. plaats in de monding van het Haringvliet. Gegevens over de intensiteit van deze vorm van visserij zijn niet beschikbaar.

Hoewel het gebruik van een keerwant in alle fuiken in de Nederlandse getijdenwateren sinds 1994 verplicht is, heeft het ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij naar aanleiding van een rechterlijke uitspraak in 1997 besloten om tijdelijk alle vergunninghouders voor fuikenvisserij in de Oosterschelde te ontheffen van de verplichting om een keerwant te plaatsen in schietfuiken. Wel blijft deze verplichting bestaan voor alle fuiken met een grotere opening dan die van schietfuiken en voor alle vissers in de Waddenzee. Het 'tijdelijke' van deze ontheffing heeft betrekking op een andere procedure, die al eerder was ingezet door een aantal fuikenvissers. In deze 'bodempcedure' moet nog uitspraak worden gedaan over het al of niet verplicht zijn van het plaatsen van een keerwant.

## 2.2 Recreatie

De Voordelta, Zeeuwse stromen en het kustgebied kennen vele vormen van toerisme en recreatie. Te onderscheiden zijn landrecreatie, waterrecreatie, en verblijfsrecreatie. In totaal zijn er zo'n 10 miljoen overnachtingen per jaar en 17 miljoen dagrecreanten (Withagen 2000). Waterrecreatie concentreert zich in het Zuid-Hollandse deel van de Voordelta op drie plaatsen, te weten de Brouwersdam, bij het Haringvliet en bij de huidige Maasvlakte (Research voor Beleid 1995). Binnen het studiegebied zijn vooral strandrecreatie, pleziervaart en sportvisserij belangrijke vormen van recreatie. In onderstaande tekst wordt daarom alleen op deze recreatievormen ingegaan.

### *Strandrecreatie*

Bijna de hele kust wordt intensief gebruikt voor strandrecreatie. Sterk verstorende of voor (andere) recreanten gevaarlijke activiteiten, zoals bijvoorbeeld vliegeren, deltavliegen, ultralights, (kite)surfen, kanoën, varen met snelle motorboten of jetski's worden gereguleerd door middel van verschillende plaatselijke verordeningen.

Kwantitatieve gegevens over deze verschillende vormen van recreatie binnen het studiegebied zijn vrijwel niet beschikbaar. Wel is bekend dat plankzeilen in de Voordelta erg populair is. Op topdagen zijn er zo'n 7000 plankzeilers te vinden, met name bij de Brouwersdam (Withagen 2000).

### *Recreatievaart*

De meest voorkomende vaartuigen in de Voordelta zijn kajuitzeilboten, met name in het gebied tussen de huidige Maasvlakte en de Brouwersdam. Indicatief voor de omvang van de recreatievaart is het aantal passages van recreatievaartuigen door sluzen en bruggen. Het aantal vaarbewegingen van zowel het Haringvliet naar zee als omgekeerd varieerde in de periode van 1992-1996 van 12.034 in 1996 tot 24.488 in 1993 (Stichting



Recreatie, Kennis en Innovatiecentrum, 1998). De zeiljachten varend op hun hulpmotor namen hiervan het grootste deel voor hun rekening (in 1996 bijvoorbeeld 81%).

#### *Sportvisactiviteiten*

Door de NVVS (Nederlandse Vereniging voor Sportvissers) is recent een inventarisatie gedaan van de sportvisactiviteiten in de Voordelta. Berekend is dat jaarlijks 125.000-150.000 mensen vissen vanaf de oever of vanuit kleine boten. Daarnaast vissen 9000-32.000 mensen vanaf grote sportvisschepen. Het aantal berekende kleine vissersboten per dag in de Voordelta was 74-84 en het aantal grote vissersschepen 2. Door deze sportvissers wordt in veel gevallen zelf aas (wadpieren) gestoken op de droogvallende platen in het Deltagebied (o.a. de Oosterschelde). Zowel de wadpier (*Arenicola marina*) als de zager (*Nereis virens*) worden als aas gebruikt door sportvissers.

In welke mate er op de droogvallende platen in de Voordelta wordt gestoken is niet bekend.

### **2.3 Scheepvaart**

De scheepvaart in het gebied kan uitgesplitst worden naar geulgebonden grote vaart en kustgebonden kleine vaart. De grote scheepvaart vindt voornamelijk buiten de Voordelta plaats (met als uitzondering van de monding van de Westerschelde (Withagen 2000). De afstand van de scheepvaartroutes tot de Voordelta is echter relatief klein. Binnen het studiegebied beperkt de beroepsvaart zich tot de vaargeul van Stellendam richting de Noordzee.

De kustgebonden kleine vaart betreft voornamelijk vissersschepen en recreatievaart. Op deze vormen van scheepvaart is reeds ingegaan in § 2.2 en § 2.3.

### **2.4 Luchtverkeer**

In Zeeland zijn twee vliegvelden: Vliegveld Haamstede dat alleen gebruikt wordt door zweefvliegers en vliegveld Midden-Zeeland (bij Arnemuiden) dat gebruikt wordt door de kleine burgerluchtvaart en door zweefvliegers. Tussen 1975 en 1990 is het jaarlijks aantal vliegbewegingen op vliegveld Midden-Zeeland toegenomen van 15.000 naar bijna 35.000. Nadien is het min of meer constant gebleven. Het maximum bedroeg bijna 36.000 in 1991. Bijna 50% van deze vliegbewegingen komt op het conto van zes kleine vliegtuigen die terreinvluchten maken. De terreinvluchten rond het vliegveld volgen een vast circuit. Hierin stijgen de vliegtuigjes na de start tot een hoogte van 700ft (>200 m). Vluchten naar elders gelegen velden (overlandvluchten) zijn in de minderheid. Tijdens overlandvluchten stijgen de vliegtuigen tot 1000 ft (300 m) en volgen de voorgeschreven routes. Met name de sportvliegtuigen die naar vliegveld de Kooy (bij Den Helder) of vliegveld Texel gaan volgen de kustlijn en passeren daarbij de Voordelta. In het algemeen geldt dat vliegtuigen binnen een kilometer na de start en binnen een kilometer voor de landing op de voorgeschreven hoogtes van 700 en 1000 ft vliegen (Lensink & Dirksen 2001).

## 2.5 Militaire activiteiten

In het zuidelijk deel van de Voordelta (Neeltje Jans – Westkapelle) worden door defensie oefenvluchten uitgevoerd met lesvliegtuigen van het type Pilatus PC-7. Hierbij geldt een minimum vlieghoogte van 300 m tot één zeemijl uit de kust. Voorts wordt het luchtruim boven de Voordelta incidenteel doorkruist door militaire (straal)vliegtuigen.

Tevens bevindt zich binnen het studiegebied een oefengebied voor mijnenleggers en mijnenvegers (Noordzee Atlas 1992). Tijdens oefeningen met mijnenleggers en -vegers worden mijnen uitgelegd, opgespoord en vervolgens met behulp van springstof, een kanon of een zware mitrailleur tot ontploffing gebracht. Het is onduidelijk of dergelijke oefeningen ook daadwerkelijk uitgevoerd worden.

## 2.6 Delfstofwinning

### 2.6.1 Zandwinning

Bij zandwinning wordt sediment in het algemeen opgezogen en komt dan in een voorraadbak (een beun) terecht. Van daaruit vindt overstort plaats van water waarbij ook de fijnste fractie van het sediment (o.a. slib) in zee terecht komt.

Zandwinning in de Voordelta binnen de –20 m NAP lijn is in beginsel niet toegestaan (Van den Tempel 2001), maar wel voor kustsuppleties (zandbehoefte volgens Integraal Beleidsplan Voordelta 1993: 1,8 M m<sup>3</sup> /jaar) en als het zand vrijkomt bij vaargeulonderhoud. Verder is het mogelijk om landwaarts van de –20 m NAP lijn zand te winnen in kortsluitgeulen voor de koppen van de eilanden, waarbij de voorkeur moet uitgaan naar het (tijdelijk) verminderen van de erosiedruk door de kortsluitgeulen op de kust (Beleidsplan Zeeuwse kust en Westerschelde oevers, ZOW 1995 in: Withagen 2000). In het Haringvliet (slijkplaat) wordt bij onderhoudsbaggerwerk voor de vaargeul op commerciële basis zand gewonnen (Provincie Zeeland: Evaluatienota Waterhuishoudingsplan 1993-1997 (1998) in Withagen 2000).

### 2.6.2 Schelpenwinning

Door het lokale karakter van accumulaties van lege schelpen is de winning ervan naar verwachting ook lokaal. Zodra de concentraties te klein worden wordt onmiddellijk gestopt met het opzuigen hiervan.

### 2.6.3 Olie- en gaswinning

Initiatieven ten aanzien van olie- en gaswinning zullen worden beoordeeld of ze verenigbaar zijn met de natuurlijke ontwikkeling, de recreatie- en visserijbelangen Ministerie van V & W: Vorm in verandering, Integraal Beleidsplan Voordelta 1993 en Nota van Toelichting Bestuurlijk Overleg Voordelta 1993 in: Withagen 2000).

Er is een vergunning verleend om buiten de driemijlszone ter hoogte van de Haringvlietmonding naar aanwezigheid van olie- en/of gasvelden te zoeken (Van den Tempel 2001).

Om een idee te krijgen over de samenstelling van de ondergrond wordt seismologisch onderzoek uitgevoerd. Hierbij wordt de ondergrond door middel van trillingen onderzocht. Door een lading diep in de grond tot ontploffing te brengen, ontstaat een schokgolf die zich voortplant in de bodem. De manier waarop de hierdoor ontstane trillingen worden teruggekaatst geeft informatie over de samenstelling van de ondergrond. Er wordt van uitgegaan dat in het studiegebied seismologisch onderzoek plaatsvindt, maar gedetailleerde gegevens konden niet worden achterhaald.

## 2.7 Objecten

Binnen het studiegebied zijn geen windturbines aanwezig, dan wel plannen in ontwikkeling om in de Voordelta windturbines op te richten. Wel bestaan er ideeën om op de Vlakte van de Raan onder verantwoordelijkheid van de Belgische Overheid windturbines te plaatsen. Direct tegen het zoekgebied aan staan windturbines op de Maasvlakte, langs de Haringvlietdam en op de Oosterscheldekering. Deze zijn overwegend uit de klasse 0,5 – 1 MW.

Binnen het studiegebied zijn geen installaties aanwezig voor de winning van olie of gas (platforms). Andere hoge objecten, zoals zendmasten zijn evenmin aanwezig.



## 3 Huidige aquatische natuurwaarden

In 1999 is door Aquasense (Gotjé & Heinis 1999) een onderzoek uitgevoerd naar de bestaande aquatische natuurwaarden in het door de aanleg van Maasvlakte 2 beïnvloede gebied. Hierbij is onderscheid gemaakt in de soortgroepen bodemdieren (benthos), vissen, foeragerende kustvogels (onderverdeeld in benthoseters en viseters) en zeezoogdieren. Het studiegebied van Gotjé & Heinis (1999) ligt binnen een cirkel met een straal van 30 km met als middelpunt Maasvlakte II. Hierdoor komt het niet geheel overeen met de Voordelta: een groot deel van het gebied ligt ten noorden van de monding van de Nieuwe Waterweg en een deel van het gebied ligt in open zee (> 20 m diep). In onderstaande paragrafen worden de resultaten van het onderzoek per soortgroep kort weergegeven.

### 3.1 Bodemdieren (benthos)

In Lindeboom *et al.* (2002) wordt een overzicht gegeven van de literatuur over bodemorganismen in de Voordelta en de Haringvlietmonding. Ook geven Lindeboom *et al.* (2002) aan dat het rapport van Gotjé & Heinis (1999) de meest recente indeling van de bodemdiergroepen bevat. De gegevens over de bodemdieren zijn in hoofdzaak afkomstig van Craeymeersch *et al.* (1998). Verder is gebruik gemaakt van de zoëbenthosatlas van het NCP (Holtmann *et al.* 1996). Voor de ligging van de schelpenbanken zijn Van der Land (1995, 1996), Craeymeersch & Van der Land (1998) en Leopold (1996) geraadpleegd.

Aan de hand van informatie uit Gotjé & Heinis (1999) is een overzichtstabel van de recente bodemfauna gemaakt (zie tabel 1). Hoewel de structuur van kustgemeenschappen (soortensamenstelling en biomassa) van jaar tot jaar sterk kan wisselen (zie hoofdstuk 6) geeft tabel 1 een beeld van de bodemdiergemeenschappen in de Voordelta met hun kensoorten en soorten die dominant zijn qua biomassa. Ook wordt in tabel 1 de diversiteit genoemd.

Van open zee tot getijdengebied wordt een zestal gemeenschappen onderscheiden die ieder in een ander natuurtype domineren. De gemeenschappen worden vaak gekarakteriseerd door de aanwezigheid van bepaalde soorten wormen, maar De Grootste biomassa wordt meestal ingenomen door schelpdieren. Een uitgebreide beschrijving van deze bodemdiergemeenschappen is opgenomen in bijlage 3A (Bron: bijlage 1 van Gotjé & Heinis (1999)). In bijlagen 3C en 3D zijn respectievelijk de verspreiding van de bodemdiergemeenschappen en de ligging van de schelpdierconcentraties weergegeven (Bron: figuren 3.1 en 3.4 van Gotjé & Heinis (1999)). Uit bijlage 3D ("de ligging van de schelpdierconcentraties") blijkt dat het oppervlak waarover een schelpdierbank (=banken met levende tweekleppigen) zich uitstrekt in het algemeen toeneemt van de Haringvlietmond naar open zee. In bijlagen 3B wordt een algemene typering gegeven van de huidige bodemdiergemeenschappen in de zuidelijke Noordzee.

Tabel 1. Overzichtstabel Bodemfauna Voordelta

Nr gemeenschap	2	3	4	1	5	6
Kensoort	wapenworm <i>Scoloplos armiger</i> bulldozerkreeft <i>Urothoe poseidonis</i>	glanzende tepelhoorn <i>Lunatia poliana</i> rechtsgestr. platschelp <i>Tellina fabula</i>	schelpkokerworm 16% <i>Lanice conchilega</i> borstelworm <i>Spio filicornis</i>	kurkentrekkerworm <i>Paraonis fulgens</i>	zandzager <i>Nephtys hombergi</i> slangpijer <i>Capitella capitata</i> borstelworm <i>Spio filicornis</i>	zeeduizendpoot 29% <i>Nereis diversicolor</i> slijkgarnaal <i>Corophium volutator</i>
Dominant in biomassa	zwaardschede 30% <i>Ensis</i> halfgekn. strandschelp 15% <i>Spisula subtruncata</i>	halfgekn. strandschelp 66% <i>Spisula subtruncata</i>	zwaardschede 31% <i>Ensis</i> halfgekn. strandschelp 13% <i>Spisula subtruncata</i>	zandzager 37% <i>Nephtys cirrosa</i>	strandgaper 65% <i>Mya arenaria</i> kokkel 16% <i>Cerastoderma edule</i>	strandgaper 34% <i>Mya arenaria</i> platte slijkgaper 12% <i>Scrobicularia plana</i>
Biomassa (g AFDW/m <sup>2</sup> )	13,5	38,1	6,3	0,2	14,3	18,8
Diversiteit (soorten per monster)	15,4	12,9	18,6	7,4	12,6	8,3
opm. Locatie				zeer lokaal ten zw v Hinderplaat"		
opm. Abiotisch				zeer dynamisch	Haringvlietmond	voor Brielse Gat dam
opm. Biotisch		hoge biomassa	lage biomassa	zeer lage biomassa	dominantie <i>Spisula</i>	lage diversiteit
diepte (m)	> 10	11-16	2-13	2,7-4,2	0-6,5	intergetij
natuurtype*						
open zee (> 20 m)	+++++ 52%	10%	11%			
diepe kustzone (10-20 m)"	+++++ 38%	+++++ 90%	23%	11%		
ondiepe kustzone (0-10 m)"	9%		+++++ 58%	+ 78%	3%	
getijdengebied						
geulen & ondiepten"	1%		19%		+++ 92%	6%
getijdengebied slikken"				5%	++	94%

Percentages achter de soort duiden op de biomassa.

\* het aantal kruisjes achter de natuurtypen geeft aan hoe algemeen de betreffende gemeenschap in Nederland is.

Percentages achter de natuurtypen duidt op de presentie (% aantal monsters): de mate waarin de betreffende gemeenschap tot dit natuurtype beperkt is; grijs: dominant gegevens naar Gotjé & Heins (1999).

Overeenkomstig de bovenstaande karakterisering van de bodemdiergemeenschappen hebben de kokkel en strandgaper en in mindere mate het nonnetje een estuariene verspreiding, de halfgeknotte strandschelp en zwaardscheden komen meer buitengaats voor. De ligging van de banken wisselt van jaar tot jaar (Van der Land 1995, 1996, Craeymeersch & Van der Land 1998).

## 3.2 Vissen

De beschrijving van de huidige situatie van vissen in het door de aanleg van Maasvlakte 2 beïnvloede gebied is gebaseerd op resultaten van vis-surveys door het RIVO in de periode 1986-1995 in de Haringvlietmond en de kustzone (De Jong 1996), aangevuld met gegevens van Hovenkamp en Van der Veer (1993). Een lijst met alle aangetroffen soorten binnen het studiegebied is weergegeven in bijlage 4.

In de Haringvlietmond zijn in totaal 18 soorten aangetroffen, waarvan de grondels, schar, haring, schol en tong de talrijkste waren. In de ondiepe kustzone zijn in totaal 20 soorten aangetroffen, waarbij de grondels, schar, schol, haring en tong in de hoogste aantallen zijn aangetroffen. In het diepe deel van de kustzone zijn 24 soorten aangetroffen, waarvan grondels, schar, pitvis, haring, schol, dwergbolk en tong de talrijkste zijn.

In de beschrijving van de huidige situatie van vissen zijn alleen de vissen van estuaria en de vissen waarvoor (een gedeelte van) het gebied een kinderkamerfunctie vervult meegenomen. Voor de overige soorten worden geen substantiële effecten van de aanleg van Maasvlakte 2 verwacht. Het aantal en de biomassa van de gevangen estuariumsoorten en soorten die delen van het gebied als kinderkamer benutten is weergegeven in tabel 2.

Van de estuariumsoorten zijn hoge aantallen en biomassa's grondels aangetroffen in de ondiepten van de Haringvlietmond en in mindere mate in de ondiepe kustzone. Ook de bot, slakdolf en met name de vijfdradige meun zijn in hoofdzaak in het ondiepe deel van de Haringvlietmond aangetroffen. Van de soorten die het gebied als kinderkamer benutten zijn behalve de tarbot alle soorten die in tabel 2 genoemd zijn in het gehele gebied aangetroffen. De hoogste biomassa's van soorten die (delen van) het gebied als kinderkamerfunctie benutten worden gevonden in de diepe kustzone en de ondiepe kustzone, waarbij opgemerkt dient te worden dat niet op ondiepere plaatsen dan 2 meter is bemonsterd. Het ondiepe deel van de kustzone en de Haringvlietmond vervult een functie als opgroeigebied voor schar, schol, haring en tong.

Tabel 2. Het aantal en de biomassa gevangen aandachtsoorten op drie locaties in het studiegebied op basis van vangsten van het RIVO in de periode 1986-1995 (De Jong, 1996) in aantal en kg per trek van 15 minuten. Bron: tabel 3.6 van Gotjé & Heinis (1999).

	Ondiepten		Ondiepe kustzone		Diepe kustzone	
	aantal	biomassa	aantal	biomassa	aantal	biomassa
<b>Estuarium soorten</b>						
Bot	8,91	0,468	2,75	0,318	0,94	0,209
grondels	1410,00	3,446	1328,00	1,625	552,00	0,987
Slakdolf	1,76	0,020	-	-	-	-
Vijfdradige meun	10,66	0,232	-	-	0,06	0,002
Zeedonderpad	-	-	0,13	0,012	0,69	0,027
<b>totaal</b>	<b>1431,33</b>	<b>4,17</b>	<b>1330,88</b>	<b>1,96</b>	<b>553,69</b>	<b>1,23</b>
<b>kinderkamerfunctie</b>						
Griet	0,12	0,005	0,25	0,014	0,06	0,003
Haring	50,63	0,284	91,88	0,546	50,13	0,212
Kabeljauw	0,35	0,203	0,13	0,010	3,06	1,883
Schar	281,60	1,312	281,00	1,833	121,88	0,997
Schol	49,10	0,911	103,75	2,083	50,19	2,450
Sprot	0,94	0,002	13,00	0,033	8,13	0,048
Steenbolk	2,23	0,058	11,88	0,383	12,81	0,396
Tarbot	-	-	0,38	0,048	0,19	0,085
Tong	34,57	0,182	80,00	0,686	29,94	0,479
Wijting	7,27	0,237	10,88	0,319	6,19	0,326
<b>totaal</b>	<b>426,80</b>	<b>3,19</b>	<b>593,13</b>	<b>5,96</b>	<b>282,57</b>	<b>6,88</b>

### 3.3 Vogels

De beschrijving van de huidige situatie van foeragerende vogels is gebaseerd op resultaten van tellingen vanaf het land en tellingen vanuit het vliegtuig over de periode 1993-1996 uitgevoerd door het Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ). Daarbij zijn 4 groepen vogels onderscheiden, namelijk vogels van het intergetijdengebied (vooral steltlopers), duikeenden, viseters en de op hard substraat foeragerende vogels. Voor de beschrijving van de huidige situatie voor vogels zijn er 25 soorten geselecteerd als aandachtsoort op grond van hun status in het (inter)nationale natuurbeleid.

In tabel 3 is voor deze aandachtsoorten een schatting gegeven van het maximale aantal vogels en het gemiddeld aantal vogeldagen per jaar in het gehele studiegebied (1993-1996). In bijlage 5 is de bijdrage van de aantallen watervogels in het studiegebied aan de internationale en Nederlandse populatie van de aandachtsoorten op grond van de maximale aantallen getelde vogels in de gecombineerde gegevens van land- en vliegtuigtellingen.



Tabel 3. Schatting van het maximale aantal vogels en het gemiddeld aantal vogeldagen per jaar in het gehele studiegebied (1993-1996).

soort	aantal	jaar	vogeldagen	soort	aantal	jaar	vogeldagen
<b>duikeenden</b>				<b>Intergetijdengebied</b>			
Eidereend	4475	1994	132 418	Bergeend	1479	1994	138 327
Toppereend	5550	1993	216 984	Bontbekplevier	2231	1996	80 146
Zwarte zeeënd	7640	1996	107 609	Bonte Strandloper	4596	1995	428 842
				Drieteenstrandloper	1620	1995	65 734
<b>hard substraat</b>				Grutto	184	1996	6 327
Steenloper	41	1994	1 037	Kanoetstrandloper	878	1995	23 981
				Kluut	939	1995	61 072
<b>Viseters</b>				Lepelaar	263	1995	5 570
Aalsscholver	1771	1996	162 908	Pijlstaart	1701	1996	141 405
Geoorde fuut	4	1996	76	Rosse Grutto	1595	1995	102 751
Grote stern	115	1995	3 639	Scholekster	10256	1995	1 182 637
Middelste Zaagbek	252	1995	11 963	Strandplevier	20	1996	360
Roodkeelduiker	6	1993	109	Tureluur	3476	1993	274 722
Visdief	549	1995	21 493	Wulp	3928	1995	336 780
				Zilverplevier	2774	1995	153 694

Blijkens het aantal berekende vogeldagen is vanuit de foerageerfunctie bezien het gebied het belangrijkste voor steltlopers op afstand gevolgd door duikeenden en viseters.

### 3.4 Zeezoogdieren

De beschrijving van de huidige situatie voor de gewone zeehond is gebaseerd op tellingen uitgevoerd door het RIKZ en provincie Zeeland.

Na een periode van (bijna) totale afwezigheid neemt het aantal zeehonden in het Deltagebied het laatste decennium sterk toe. Thans wordt de omvang van de Deltapopulatie geschat op minimaal 150 dieren in de winter/vroege voorjaar en circa 60 exemplaren in de zoogperiode (Berrevoets In: Witte *et al.* 2001). Het Voordeltagebied is bij uitstek een ecosysteem waar de gewone zeehond thuis hoort. Het gebied vormt momenteel een rust- en foerageergebied. Gezien de recente waarneming van een tweetal jonge dieren (Strucker *et al.* 2001), functioneert de Voordelta ook als voortplantingsgebied.

Naast de gewone zeehond komen ook andere soorten zeezoogdieren voor. Het aantal grijze zeehonden in het Voordeltagebied wordt geschat op 5-8 dieren. Af en toe worden bruinvissen waargenomen in het Deltagebied, vooral in de periode februari-april (Witte *et al.* 1998b). Andere soorten zeezoogdieren komen alleen als dwaalgast in het gebied voor.



## 4 Directe relaties tussen gebruiksfuncties en aquatische soortsgroepen

Gebruiksfuncties kunnen zowel direct als indirect effecten uitoefenen op de verschillende aquatische soortsgroepen. Directe (eerste orde) effecten hebben een directe invloed op een bepaalde soortsgroep. Zo is het wegvangen van commercieel interessante vissen een direct effect van de visserij op vissen. Indirecte effecten (tweede en hogere orde) zijn effecten die ontstaan ten gevolge van doorwerking van directe effecten binnen een ecosysteem en/of voedselweb (oftewel effecten op de ene soortsgroep werken door op een andere soortsgroep). Verstoring van bodemstructuren door de boomkor- en garnalenvisserij kan bijvoorbeeld directe effecten hebben op het benthos die op indirecte wijze door kunnen werken op benthos-etende vogels (voedselbeschikbaarheid). In onderstaande paragrafen wordt alleen ingegaan op de directe effecten.

### 4.1 Visserij

In tabel 4 wordt een overzicht gegeven van mogelijke effecten van de verschillende vormen van visserij op aquatische soortsgroepen binnen het studiegebied. In deze tabel wordt niet ingegaan op de effecten die ontstaan door de aanwezigheid of de geluidsproductie van visserschepen. Voor een beschrijving van deze effecten wordt verwezen naar § 4.2 en § 4.3.

Effecten van de verschillende vormen van visserij zullen optreden op het benthos, vissen, vogels en zeezoogdieren. De effecten zijn sterk afhankelijk van het type visserij en de betreffende soortsgroep.

Tabel 4. Een overzicht van mogelijke effecten per type visserij binnen het studiegebied.

Type visserij	Type effect	Effect op
boomkorvisserij en garnalenvisserij	reductie van commerciële soorten	benthos, vissen en vogels
	bijvangst/discards	benthos, vissen en vogels
	verstoring bodem(structuren)/ beschadiging van bodemorganismen	benthos en vissen
	spooknetten	benthos, vissen, vogels, zeezoogdieren
visserij met staand want en fuiken	reductie van commerciële soorten	benthos en vissen
	verdrinking in netten	vogels en zeezoogdieren
schelpdierversierij	verminderde voedselbeschikbaarheid	vogels, vissen
	zie effecten zandwinning § 4.4	benthos

Tijdens de door de Europese Unie mede gefinancierde IMPACT projecten (1991-1998) is door 13 instituten uit 5 landen een uitgebreide studie uitgevoerd naar de effecten van bodemvistuigen op het bodemleven van de Noordzee en Ierse Zee. De resultaten van deze studie geven een uitgebreid beeld van de directe effecten van de boomkorvisserij

met wekkerkettingen (Lindeboom & de Groot 1998). De effecten van de garnalenvisserij komen echter niet ter sprake. Ook een recenter overzichtswerk over de effecten van visserij op non-target soorten en biotopen (Kaiser & de Groot 2000) gaat niet in op de garnalenvisserij.

Over het algemeen worden in bovengenoemde twee studies de effecten van garnalenvisserij als weinig schadelijk beschouwd voor het ecosysteem. De schepen zijn relatief klein, hebben een beperkt motorvermogen (minder dan 300 pk) en de vistuigen zijn minder groot en zwaar dan de boomkorren van tong- en scholvisserij. Bovendien wordt er meestal niet gewerkt met ploegende kettingen voor het net, wekkerkettingen en kietelaars, die zeer schadelijke gevolgen kunnen hebben voor de bodemfauna (Lavaleye & Dankers 1993). Door geavanceerde spoelsoortemachines en veranderde netten is de sterfte in de bijvangst klein. Hoewel de effecten van de garnalenvisserij naar verwachting vergelijkbaar zijn met die van de boomkorvisserij, zijn ze in absolute zin (per schip, per vistocht etc.) waarschijnlijk wel kleiner.

Omdat garnalenvissers relatief sterk gebonden zijn aan de kust (vanwege de verspreiding van hun prooi) vissen zij in wateren met levensgemeenschappen die relatief zeldzaam zijn. Alleen al dit argument vormt een goede reden om het effect van de garnalenvisserij te willen kennen. Lavaleye & Dankers (1993) gaven al aan, dat het effect onvoldoende bekend was. Dit is sindsdien niet veranderd; zoals hierboven genoemd gaat ook het IMPACT onderzoek (Lindeboom & de Groot 1998) er niet op in. Omdat de indruk bestaat dat de garnalenvisserij in de Voordelta relatief belangrijk is, wordt toch geprobeerd een zo goed mogelijk beeld van de effecten te geven.

#### 4.1.1 Effecten van boomkorvisserij en garnalenvisserij

##### Reductie van commerciële soorten

###### *Boomkorvisserij*

Door de boomkorvisserij worden commercieel interessante platvissoorten weggevangen, zoals schol, tong en schar. Wanneer meer vis gevangen wordt dan dat er door de natuurlijke aanwas bijkomt, is er sprake van overbevissing en neemt het visbestand van de betreffende soort af. Visserij veroorzaakt een verhoogde sterfte in vispopulaties, zodat sterk beviste populaties slechts uit een gering aantal talrijke jaarklassen zijn opgebouwd. Verandering in het recruitment hebben daardoor een veel grotere invloed op de totale populatiegrootte dan in de onbeviste situatie en veroorzaken een grotere instabiliteit. Ten noorden van de Waddeneilanden is een schol-box ingesteld waar speciale beperkingen voor de boomkorvisserij gelden. Toch wordt nog geschat dat de boomkorvisserij in de gehele internationale schol-box een relatieve afname in het recruitment aan de scholpopulatie van ca. 20% veroorzaakt. De gehele kustvisserij (inclusief de garnalenvisserij) heeft een geschat negatief effect op het recruitment van ca. 9% (Bergman *et al.* 1991).

Reductie van commerciële vissoorten heeft ook effect op visetende vogelsoorten en zeezoogdieren. Zo bestaat er een opmerkelijke overeenkomst tussen de ontwikkeling van de stand van 1-jarige haring in de Noordzee en de aantallen broedparen van visdieven in het Noordelijke Deltagebied. De 1-jarige haring speelt waarschijnlijk een sleutelrol in het voedselpakket van visdieven in het Deltagebied (Meininger *et al.* 2000).

In de jaren vijftig stortte de gehele haringpopulatie op de Noordzee in en sinds eind jaren tachtig vindt weer herstel plaats. De sterns laten een synchroon populatieverloop zien. Een causaal verband ligt voor de hand (Meininger *et al.* 2000). Ook Brenninkmeijer & van Stienen (1994) vonden een duidelijk verband tussen de stand van jonge haring in de Noordzee en het aantal broedparen van de grote stern op Griend in de Waddenzee. Het broedsucces vertoonde hiermee echter geen verband. Dit komt, omdat broedende sterns sterk afhankelijk zijn van lokale aanwezigheid en beschikbaarheid van voedsel.

In de Voordelta is de visserij echter niet zo intensief dat er voedseltekort voor sterns dreigt (Arts & Meininger 1996). Bovendien is de visserij gericht op platvis en wordt de kleine rondvis alleen maar als bijvangst gevangen. Er was bij een onderzoek in 1994 bijvoorbeeld geen aanwijzing dat het broedsucces, een maat voor onder andere voedselbeschikbaarheid, van in de Voordelta broedende sterns laag was als gevolg van voedseltekort (Meininger *et al.* 1995). Voor de dwergstern lijkt de voedselbeschikbaarheid rond (potentiële) kolonies wel een beperkende factor te zijn en daarmee zou deze soort wel gevoelig zijn voor overbevissing (den Boer *et al.* 1993).

Overwinterende duikers, futen, aalscholvers en zaagbekken foerageren veelal op kleine pelagische vissoorten die niet commercieel gevangen worden. Hierdoor is er geen directe relatie met visserij.

Haring is ook een van de belangrijkste voedselbronnen voor de bruinvis en er wordt vermoed dat de afname van de haringpopulatie onder invloed van visserij (buiten de kustzone) ook van invloed is geweest op de bruinvisstand (Smeenk 1987, Reijnders 1992). Het huidige herstel van de bruinvis in het Nederlandse deel van de Noordzee (Baptist *et al.* 1997, Witte *et al.* 1998a) zou wel eens verband kunnen hebben met het herstel van de haring.

Gezien de huidige groei van de zeehondenpopulatie in Nederland (Reijnders *et al.* 2000) lijkt het erop, dat er thans geen sprake is van voedseltekort voor zeehonden.

#### *Garnalenvisserij*

Door de garnalenvisserij vindt een reductie plaats van het aantal garnalen binnen het studiegebied, maar aangenomen wordt dat dit geen invloed heeft op de totale omvang van de garnalenstand vanwege de snelle voortplanting van de garnaal. In Nederland worden jaarlijks ca. 8.000-12.000 ton garnalen aangevoerd. Hierbij geldt sinds 2000 een vangstquotum van 2,5 ton per week. Dit quotum is niet om ecologische redenen ingevoerd, maar om de marktprijs op niveau te houden (economisch quotum).

Als gevolg van de directe vangst van garnalen treden in meer of mindere mate indirecte effecten op vissen op. Vissen die prederen op garnalen hebben minder voedsel bij een tijdelijke lagere garnalenstand. Vissoorten die als belangrijke consumenten van garnalen zijn geïdentificeerd zijn kabeljauw, wijting, steenbolk, zeedonderpad, harnasmannetje, vijfdradige meun en slakdolf (Addison *et al.* 2000). Een lagere garnalendichtheid heeft positieve effecten op de prooidieren van de garnaal, zoals jonge schelpdieren.

Garnalen vormen slechts een beperkt deel van het dieet van met name duikers en fuutachtigen. Jonge zeehonden die niet meer gezoogd worden consumeren in eerste instantie garnalen (Havinga 1933).

### **Bijvangst/discards**

Een belangrijk effect van de boomkorvisserij en garnalenvisserij is de onbedoelde bijvangst van ongewervelden en vissen (niet commercieel interessante vissoorten en jonge ondermaatse vis) die vervolgens weer overboord worden gezet (zogenaamde discards). Lindeboom & de Groot (1998) noemen dat voor elke kilo marktwaardige vis 1 tot 4 kilo ongewervelden en 1 tot 2 kilo andere vis overboord wordt gezet. Op deze manier belandt jaarlijks 150.000 ton dode vis en 85.000 ton aan dode ongewervelden organismen in de zuidelijke Noordzee (Groenewold 2000).

Uit onderzoek rond de Duitse Waddeneilanden is gebleken dat van de vangst van een garnalenvisser 11% commercieel waardevol is, de overige 89% (voornamelijk ondermaatse garnaal) verdwijnt weer overboord. Vooral benthosoorten, zoals hydroïden, krabben en zeesterren, hebben een grote kans om in een garnalennet te belanden (de Groot 1983).

Van de ondermaatse vis die overboord gezet wordt, sterft 70-100%. Van de meeste krabben en weekdieren sterft de helft. Van zeesterren en ondermaatse garnalen overleeft 90% de vangst in een kornet. Uit een onderzoek naar de sterfte van platvissen als gevolg van bijvangst in de garnalenvisserij in Duitsland (Kelle 1976) kwam naar voren dat de overlevingspercentages van schar, schol en tong na het terugzetten respectievelijk 25,5%, 51,5% en 57,3% waren. Door Boddeke (1989) wordt de sterfte van jonge schol op 20% van de bijvangst geschat. Hoewel de sterfte van overboord gezette bijvangsten sterk is afgenomen door het verdwijnen van de vroeger gebruikte sorteermachines en de in gebruik name van roterende zeefmachines heeft de bijvangst van de garnalenvisserij een significant effect op de stand van de schol (het effect loopt op tot 14% van de TAC van de Noordzee - resultaten RESCUE/ECODISC project). Hoewel de sorteermachines goede diensten bewijzen, blijken ze niet goed te werken als er een grote concentratie aan debris, wieren, hydroïden of zeesterren aanwezig is (Addison *et al.* 2000).

Het grootste deel van de discards (80% van de platvis, 90% van de ongewervelden) zinkt naar de zeebodem, waar het beschikbaar komt voor benthische aaseters (Groenewold 2000). Benthische aaseters die profiteren van de dode en beschadigde soorten op de bodem zijn vooral mobiele epibenthosoorten, zoals zeesterren, zwemkrabben, heremietkreeften en garnalen, maar ook amphipoden. Van deze aaseters hebben garnalen overigens de grootste voedselnichebreedte (Groenewold 2000). De wulk zou ook kunnen profiteren, alhoewel deze slak ook bekend staat om een hoge mortaliteit door passage van bodemnetten. Schar, pitvis, schol, wijting en ponen zijn vissoorten die zich manifesteren als actieve aaseters in het spoor van boomkorren (Groenewold 2000). Deze vissoorten profiteren enerzijds van de dode en beschadigde soorten die door de vissersschepen overboord gezet zijn, maar anderzijds ook van de levende benthische aaseters die hierdoor aangetrokken worden. Schar en schol eten met name kapotte schelpdieren en pitvissen eten met name de ingewanden van de zeeklit en sessiele wormen. Wijting en ponen eten vooral kleine kreeftachtigen. Na de passage van een trawl werd er bijvoorbeeld een flinke toename van het aantal kreeftachtigen (vooral garnalen en amphipoden) in de maag van ponen waargenomen (Kaiser & Spencer 1994).

In Lindeboom & de Groot (1998) wordt voor de zuidelijke Noordzee geschat dat de hoeveelheid voedsel die beschikbaar komt voor aaseters door discards van

visserschepen verhoogd wordt met 10%. De toename van platvis in de Noordzee wordt wel verklaard met de door discard veroorzaakte toename in voedselbeschikbaarheid.

Uit een studie naar het belang van discards en snijafval voor zeevogels in de Noordzee in de winter (Camphuysen *et al.* 1993) bleek dat tijdens "discard-experimenten" vijftien verschillende soorten vogels aangetrokken werden tijdens het binnenhalen van de netten. Hierbij kwamen alleen de noordse stormvogel, jan van gent, stormmeeuw, zilvermeeuw, grote mantelmeeuw en drieteenmeeuw in aantallen van betekenis voor. De meeste vogels werden aangetrokken uit een gebied met een straal van 7-12 km rond het schip. Op grond van het feit dat 28% van het totaal aantal zeevogels bij kotters werd gezien en de rest verspreid op zee, werd verondersteld dat deze vogels ruim een kwart van hun tijd bij deze schepen spenderen. Van het over boord gezette snijafval, rondvis, platvis en benthos consumeerden genoemde zeevogels respectievelijk 90%, 80%, 20% en 10%. Aan de hand van geschatte overboord gezette hoeveelheden visafval, energetische waarden van de verschillende vormen van visafval en de dagelijkse energetische behoefte van een zeevogel is berekend dat in de periode van 1985-1992 in de Noordzee twee miljoen zeevogels konden leven van de door de commerciële visserij overboord gezette hoeveelheid vis. Snijafval, met zijn hoge energetische waarde en waarvan het merendeel door zeevogels (met name door noordse stormvogels en drieteenmeeuwen) wordt geconsumeerd, bleek de belangrijkste voedselbron.

In de Waddenzee is een onderzoek uitgevoerd naar de consumptie van discards van garnalenvissers door zeevogels (Walter & Becker 1996). De meest algemene soorten achter garnalenkotters zijn de zilvermeeuw en de kleine mantelmeeuw. Kokmeeuwen, stormmeeuwen en grote mantelmeeuwen zijn beduidend minder algemeen. Visdieven en noordse sterns worden ook wel eens achter garnalenkotters aangetroffen. De vogels consumeerden 41% van de over boord gezette hoeveelheid platvis, 79% van de rondvis, 23% van de evertelaten en ongeveer 10% van de ondermaatse garnalen.

Visetende vogels profiteren ook indirect van de intensieve boomkorvisserij. Door het wegvangen van de grote vissen verschuift de verdeling van de lengteklassen van de vissen naar de kleinere dieren.

### **Verstoring van bodem(structuren) en beschadiging van bodemorganismen**

#### *Boomkorvisserij*

Sloffen van boomkorren oefenen druk uit op de bodem en laten een spoor na van 1,5 tot 10 cm diep, afhankelijk van de sedimentsamenstelling. Zware en lichte tuigen oefenen een vergelijkbare druk op de bodem uit (Lindeboom & de Groot 1998).

Op basis van de aanwezigheid van bepaalde bodemsoorten in vangsten mag worden aangenomen dat wekkerkettingen zeker tot 6 cm diepte penetreren in hard zandig substraat (Bergman & Hup 1992), waarbij directe effecten op het benthos optreden.

De 4 m en 12 m boomkor met wekkerkettingen doden gemiddeld 21% van alle bodemdieren in het visspoor (bron: [www.alterra.nl](http://www.alterra.nl)). Door de passage van

wekkerkettingen sterft tot 85% van de kreeftachtigen en weekdieren, tot 60% van sommige polychaeten en tot 45% van sommige stekelhuidigen (Lindeboom & de Groot 1998). Als de stabiliteit van de bodem is verhoogd, bijvoorbeeld door wormkokers, of op beschutte getijdenplaten door matten van diatomeeën, kan de boomkorvisserij de stabiliteit van dat sediment langdurig verstoren.

Van het benthos zijn met name fragiele taxa als *Echinocardium* en kokerbouwende borstelwormen kwetsbaar. Grote langlevende organismen kunnen door wekkerkettingen beschadigd worden. Dit is een vorm van verstoring die onder natuurlijke omstandigheden nauwelijks voorstelbaar is. Kleinere organismen en juvenielen van grotere organismen hebben een lagere mortaliteit. Ze ondervinden vooral de effecten van bodemverstoring die meer lijken op incidentele natuurlijke verstoring (Bergman & van Santbrink 2000). In vergelijking met dieplevende mesheften zijn ondiep levende schelpdieren, zoals *Spisula* (sterfte tot 47%) kwetsbaar, omdat ze makkelijker worden gevangen of beschadigd (Bergman & van Santbrink 2000). Epibenthische levensvormen zijn het gevoeligst. Eikapsels zoals van de wulk kunnen worden losgetrokken. Juveniele, ondiep levende, bivalven kunnen relatief goed tegen boomkorvisserij, want ze worden door de drukgolf van het net uit de grond geblazen. Na passage keren ze weer terug in de bodem.

#### *Garnalenvisserij*

De verstoring van de bodem(structuren) en de beschadiging van bodemorganismen door de garnalenvisserij is minder groot dan die van de boomkorvisserij, omdat meestal niet met ploegende kettingen voor het net, wekkers en kietelaars, wordt gewerkt, maar met een rollenpees die over de bodem rolt. Hierdoor wordt echter wel het oppervlakkige deel van de bodem verstoord, waardoor deze tijdelijk zijn stabiliteit kan verliezen. Grotere schelpen, die een potentieel substraat voor vastzittende epifauna vormen, kunnen door bevissing en verwerking breken alvorens ze weer op de bodem belanden. Zwaard-scheden die gedeeltelijk uit de bodem steken breken af. Potentieel substraat voor epifauna wordt dus verkleind, verplaatst en anders gepositioneerd; het wordt minder stabiel.

Hoewel de grondpees van een garnalennet nauwelijks in de bodem dringt, zijn er toch effecten op de infauna en epifauna te verwachten.

Bij veel macrobenthossoorten bevinden de juvenielen zich na vestiging nog direct aan het sedimentoppervlak. Een passerende grondpees of de slof leidt mogelijk tot beschadiging, bijvoorbeeld bij schelpdieren omdat de juvenielen flinterdunne en dus breekbare schelpjes hebben. Door de drukgolf van een gevuld garnalennet kunnen kleine schelpjes echter ook weggeblazen worden. Weggeblazen en beschadigde infauna kunnen ten prooi vallen aan een predator of aaseter.

Het is ook voorstelbaar dat de passage van een garnalennet tot beschadiging en sterfte van adulte organismen leidt. Met name depositfeeders zijn nadrukkelijk actief aan het sedimentoppervlak: zeeduizendpoten wagen zich gedeeltelijk uit hun woonbuis en het nonnetje kan met haar instroomsifo het sedimentoppervlak afzuigen. Soorten waarvan kokers boven de bodem uitsteken, zoals de schelpkokerworm (*Lanice*



*conchilega*) zullen nadelen ondervinden in de vorm van te herstellen kokers. Mogelijk wordt een deel van deze organismen met koker en al uit de bodem getrokken.

Door bodemberoerende vormen van visserij treden ook indirecte effecten op. Onderzoekers van het NIOZ nemen aan dat de boomkorvisserij ervoor gezorgd heeft dat sommige soorten roggen en haaien duidelijk in aantal zijn afgenomen. Het gaat hierbij onder meer om de vleet, de stekelrog, de pijlstaartrog, de hondshaai, de toonhaai en de zeeduivel. Deze soorten zouden zijn verdwijnen, omdat zij hun eieren niet meer succesvol konden afzetten op de omgeploegde bodem. Indirect zou de boomkorvisserij ook invloed kunnen hebben gehad op de pijlinktvis. Deze dieren zetten namelijk snoeren eieren af die aan de bodem vastgehecht worden.

### Spooknetten

Net(res)ten die achterblijven op de bodem vormen nog maanden een risico voor diverse soortgroepen. Niet alleen worden er nog vissen mee gevangen, ook sommige grotere mobiele macrobenthossoorten kunnen hiermee geconfronteerd worden, zoals de noordzeekrab. Daarnaast kunnen ook in het water naar prooi duikende vogels (zoals sterns, futen en aalscholvers) en zeezoogdieren verstrikt raken in de rondrijvende netten. Kwantitatieve gegevens betreffende dit onderwerp zijn niet beschikbaar, maar dit type effect zal verwaarloosbaar zijn ten opzichte van de overige effecten van de boomkorvisserij en de garnalenvisserij.

### Samenvatting effecten van boomkorvisserij en garnalenvisserij

*Hoewel er weinig studies verricht zijn naar de effecten van garnalenvisserij wordt deze vorm van visserij over het algemeen als weinig schadelijk beschouwd voor het ecosysteem. Door de gewoonte de garnalenvisserij af te zetten tegen de boomkorvisserij, omdat het type effecten van beide vormen van visserij vergelijkbaar zijn, is het absolute effect ervan echter onderbelicht.*

*De directe effecten van de boomkorvisserij en garnalenvisserij zijn onder te verdelen in:*

*➤reductie van commerciële soorten: wanneer er door de boomkorvisserij meer vis wordt weggevangen dan er door de natuurlijke aanwas bijkomt is er sprake van overbevissing en neemt het visbestand van een bepaalde soort af. Het wegvangen van vis kan daarmee ook directe effecten hebben op de voedselbeschikbaarheid voor vogels en zeezoogdieren. De garnalenvisserij heeft waarschijnlijk geen invloed op de omvang van de totale garnalenstand vanwege de snelle voortplanting van de garnaal. Wel kan het wegvangen van garnalen indirecte effecten hebben op vissen die op garnalen prederen. Garnalen vormen slechts een beperkt deel van het dieet van bepaalde vogelsoorten en jonge zeehonden.*

*➤bijvangst en discards: voor elke kilo marktwaardige vis wordt 1 tot 4 kilo ongewervelden en 1 tot 2 kilo andere vis weer overboord gezet. Van de ondermaatse vis die overboord wordt gezet sterft 70-100%, van de meeste krabben en weekdieren sterft de helft. Van zeesterren en ondermaatse garnalen overleeft 90% de vangst in een kornet. Het grootste deel van de discards (80% van de platvis, 90% van de ongewervelden) zinkt naar de bodem waar het beschikbaar komt voor benthische aaseters. Vissen profiteren enerzijds ook van de dode en beschadigde soorten die door de vissersschepen overboord gezet zijn, maar anderzijds ook van de levende benthische aaseters die hierdoor aangetrokken worden. Voor de zuidelijke Noordzee wordt geschat dat de hoeveelheid voedsel die beschikbaar komt voor aaseters door discards van vissersschepen verhoogd wordt met 10%. Discards hebben een positief effect op bepaalde zeevogelsoorten, met name meeuwen, door een verhoogd voedselaanbod.*

➤ **verstoring van bodemstructuren en beschadiging van bodemorganismen:** De 4 m en 12 m boomkor met wekkerkettingen doden gemiddeld 21% van alle bodemdieren in het visspoor. Door de passage van wekkerkettingen sterft tot 85% van de kreeftachtigen en weekdieren, tot 60% van sommige polychaeten en tot 45% van sommige stekelhuidigen, afhankelijk van de kwetsbaarheid van deze soorten. De verstoring van de bodem en beschadiging van bodemorganismen door de garnalenvisserij is minder dan die van de boomkorvisserij, omdat meestal niet met ploegende kettingen voor het net wordt gewerkt, maar met een rollenpees die over de bodem rolt. Effecten van de garnalenvisserij zijn met name te verwachten op de infauna en epifauna die zich aan het sedimentoppervlak bevinden. Indirecte effecten van de verstoring van bodemstructuren kunnen optreden op bepaalde soorten haaien en roggen en mogelijk ook pijlinktvissen die hun eieren niet meer op de omgeploegde bodem af kunnen zetten.

➤ **spooknetten:** Net(res)ten die achterblijven op de bodem kunnen nog maanden een risico voor diverse soortgroepen vormen, doordat ze hierin verstrikt kunnen raken en/of verdrinken. Kwantitatieve gegevens betreffende dit onderwerp zijn echter niet beschikbaar.

#### 4.1.2 Effecten van visserij met staand want en fuiken

##### **Reductie van commerciële soorten**

Er zijn geen gegevens bekend over de vangsten van de visserij met staand want en fuiken binnen het studiegebied. Gezien het kleinschalige karakter van deze vorm van visserij zal geen substantiële reductie van de gevangen soorten optreden, zoals dat voor de boomkorvisserij wel geldt.

##### **Verdrinking in netten**

###### *Effecten op vogels*

Een indicatie van de verdrinking van watervogels door visserij met staande netten wordt verkregen aan de hand van een in het IJsselmeer uitgevoerd onderzoek (van Eerden *et al.* 1999).

Door de visserij met staand want verdrinken in het IJsselmeergebied op jaarbasis circa 50.000 watervogels. Er zijn aan beroepsvissers vergunningen uitgegeven voor het uitzetten van in totaal 5580-7440 netten (afhankelijk van het type) in het IJsselmeergebied. De vogels zijn onbedoelde slachtoffers (bijvangst), doordat ze verstrikt raken tijdens het foerageren onder water. In totaal waren er 18 soorten betrokken bij de sterfte door staand want (van Eerden *et al.* 1999). Ter indicatie: tijdens midwintertellingen worden in het IJsselmeer (inclusief Ketelmeer en Markermeer) circa 175.000 watervogels geteld (Voslamber *et al.* 2000) en in de Voordelta circa 37.000, waarvan ca 17.000 duikers, futen, eenden en ganzen (Berrevoets *et al.* 2000).

Tot de meest talrijke soorten die betrokken waren bij de sterfte behoorde de kuifeend met op jaarbasis geschat 12.700 gevangen vogels, gevolgd door toppereend (11.600), middelste zaagbek (8.540) en fuut (7.200). Ook verdronken een aantal zeldzame vogelsoorten. De diepte waarop de vogels gevangen werden varieerde tussen 1,2 en 24 m. Wanneer de verhouding binnen de bijvangsten van de voorkomende soortgroepen wordt vergeleken met voorkomende verdeling volgens de tellingen in het gebied dan valt op dat visetende vogelsoorten verhoudingsgewijs veel meer worden gevangen dan op grond van het voorkomende kon worden verwacht. Geconcludeerd

werd dat viseters een veel groter risico lopen om gevangen te worden dan benthos-eters, hetgeen waarschijnlijk gerelateerd is aan de manier van voedsel zoeken (van Eerden *et al.* 1999). Naarmate onder water een groter horizontaal traject wordt afgelegd, loopt de vogel meer kans om in te netten te worden gevangen.

Ook in het Deltagebied is verdrinking van watervogels in visnetten geen onbekend fenomeen. Hoewel vissers over het algemeen zeer terughoudend zijn met het verstrekken van informatie hierover, lijkt verdrinken hier slechts op kleine schaal te gebeuren (Meininger in Arts & Meininger 1995).

#### *Effecten op zeezoogdieren*

Bijvangst van zeezoogdieren is het grootst bij staand want visserij (Hall 1999). Jaarlijks komen 5-10.000 bruinvissen om het leven in Deense staand want visserij (Teilmann 1999). De Deense staand want vissers vissen voor een (onbekend) deel ook op het NCP. Voor de gehele Noordzee wordt het percentage bijvangst berekend op 1,7-5% van de aanwezige bruinvispopulatie.

In het Skagerrak, Kattegat en de Oostzee is een bijvangst ratio gemeten van 75 bruinvissen per 1000 km net of 32 bruinvissen per 10,000 km-uur-gevist (Carlström *et al.* 2002). In de Ierse zee was dit 15,4 respectievelijk 8,1 bruinvissen (Tregenza *et al.*, 1996). De situatie voor de Noordzee is vergelijkbaar met de Ierse situatie (Leaper 1998). Wederom geldt dat voor doorberekening naar andere gebieden rekening gehouden moet worden met voorkomende dichtheden aan bruinvissen. Die zijn in de betreffende studies veelal niet gemeld.

Het lijkt erop dat 10-20% van de in Nederland gestrande bruinvissen zijn overleden ten gevolge van bijvangst (Addink *et al.* 1995). Ook van de op Belgische kust aangespoelde bruinvissen blijkt 20% gestorven te zijn ten gevolge van bijvangst (Jauniaux *et al.* 2002). Dergelijke percentages kunnen wel degelijk een grote invloed hebben op de populatieontwikkeling.

In de Bay of Fundy (Canada) werd het aantal bijvangsten in staand want met 77% verminderd door gebruik te maken van akoestische alarms (pingers) (Trippel *et al.*, 1999).

Van de zeezoogdieren blijken vooral onvolwassen zeehonden in fuiken te verdrinken. In de eerste helft van de jaren tachtig bleek in Nederland ca. 10% van de sterfte onder onvolwassen zeehonden door verdrinking in fuiken en netten veroorzaakt te worden (Reijnders 1985).

Sinds het toepassen van keerwanden is dit percentage waarschijnlijk sterk afgenomen. Uit de afgelopen tien jaren zijn in de Delta toch nog enkele gevallen van verdrinking van zeehonden in fuiken bekend, maar het lijken slechts incidentele gevallen te betreffen (mondelijke mededeling H. Zandstra). In de periode 1997-2001 bleek 8% van de aangespoelde gewone zeehonden op de Belgische kust door verdrinking in netten om het leven te zijn gekomen (Jauniaux *et al.* 2001).

Bij bruinvissen is verdrinking in fuiken binnen het Deltagebied niet bekend.

#### Samenvatting effecten van visserij met staand want en fuiken

*Naast het wegvangen van een onbekende hoeveelheid vis is het belangrijkste effect van deze vormen van visserij naar verwachting verdrinking van vogels. In een onderzoek in het IJsselmeer is berekend, dat daar op jaarbasis circa 50.000 watervogels verdrinken in de staande netten. In dit onderzoek werd tevens geconcludeerd dat visetende vogels een veel groter risico lopen om gevangen te worden dan benthos-etende vogels, hetgeen waarschijnlijk gerelateerd is aan de manier van voedsel zoeken.*

*Ook kunnen (met name onvolwassen) zeehonden verdrinken in fuiken en netten. In de eerste helft van de jaren tachtig bleek in Nederland circa 10% van de sterfte onder onvolwassen zeehonden hierdoor veroorzaakt te worden. Hoewel door het toepassen van keerwanden dit percentage waarschijnlijk sterk is afgenomen, zijn toch nog enkele incidentele gevallen van verdrinking van zeehonden in fuiken in de Delta bekend.*

*Uit buitenlandse onderzoeken blijkt dat grote aantallen bruinvissen sterven als gevolg van bijvangst in de staand want visserij. Van de op de Nederlandse en Belgische kust aangespoelde dieren vertoont 10-20% sporen van bijvangst. In het Deltagebied is verdrinking van bruinvissen in fuiken niet bekend.*

#### 4.1.3 Effecten van schelpdiervisserij

Schelpdiervisserij vindt momenteel niet plaats in het studiegebied, maar aangezien het wel is toegestaan (zie hoofdstuk 2) wordt hieronder kort ingegaan op mogelijke effecten van schelpdiervisserij.

##### *Effecten op benthos*

Bij het vangen van schelpdieren door opzuigen wordt voortdurend in de gaten gehouden wat de opbrengst is. Zodra de marginale gebieden van een bank benaderd worden, neemt de vangst af en zal de visserij worden beëindigd of naar een andere locatie verplaatst. De effecten op het benthos strekken zich dus nauwelijks uit buiten de bank.

Hall *et al.* 1990 rapporteert over de effecten van visserij op mesheften in een Schots Loch. Direct na de vangst waren de effecten duidelijk in de winputten van enkele m<sup>2</sup>s. Na een storm was er echter geen verschil meer te zien omdat door verplaatsing van zowel zand als organismen verschillen werden uitgemiddeld.

De effecten van deze vorm van schelpdierwinning komen in beginsel overeen met de effecten van zandwinning (zie § 4.4.1).

Schelpdiervisserij met een mosselkor, een zwaar net bestaande uit metalen ringen in een frame, heeft per m<sup>2</sup> waarschijnlijk vergelijkbare effecten op de bodem en fauna als een boomkor. Er kan minder gericht worden gevist zodat ook verstoring buiten een schelpdierbank optreedt.

Andere toegepaste vormen van schelpdiervisserij zijn niet bekend binnen het studiegebied.

##### *Effecten op vogels*

Het effect van schelpdiervisserij op vogels grijpt vooral in op het niveau van voedselbeschikbaarheid voor de vogels. Er is een duidelijk verband tussen de hoeveelheid voor benthos etende vogels beschikbaar voedsel en het aantal aanwezige vogels.

In Denemarken is het effect van een grootschalige mosselvisserij op eidereenden onderzocht aan de hand van tellingen en waarnemingen betreffende het voedsel en het gewicht van eidereenden (Laursen *et al.* 1990). Het dieet van de eidereenden bleek, zowel wat betreft samenstelling als de grootte van de prooien, radicaal te veranderen als gevolg van de overbevissing van de mosselen. Daarnaast veranderde de verspreiding van de eidereenden, toen de mosselvisserij in intensiteit toenam. Het gemiddelde gewicht van de eidereenden nam gelijktijdig af, waaruit bleek dat de eidereenden in toenemende mate werden geconfronteerd met structurele voedseltekorten.

De opnamesnelheid is voor vogels sterk afhankelijk van de geschikte prooidichtheid. Kokkels vormen een belangrijke voedselbron voor veel benthos etende vogels in het intergetijdengebied. Het is niet eenvoudig om vogeldichtheden te relateren aan voedseldichtheden. Vogelsoorten eten meerdere prooi-soorten en het totale vleesgewicht van die soorten kan niet zomaar worden opgeteld om het totale voedselaanbod te meten. Bovendien hangen de aanwezige aantallen in een gebied niet alleen af van de ter plekke beschikbare voedselsituatie maar ook van de situatie elders (Van de Kam *et al.* 1999).

#### Samenvatting effecten van schelpdiervisserij

*Effecten van schelpdiervisserij zullen met name optreden op het benthos en vogels. De effecten op het benthos zijn sterk afhankelijk van de methode die gebruikt wordt voor het vangen van schelpdieren. Indien schelpdieren worden opgezogen, komen de effecten in beginsel overeen met de effecten van zandwinning (zie § 4.4.1). Schelpdiervisserij met een kornet heeft waarschijnlijk vergelijkbare effecten als visserij met een boomkor (zie § 4.1).*

*Het effect van schelpdiervisserij op vogels grijpt vooral in op het niveau van voedselbeschikbaarheid voor vogels.*

*Opgemerkt dient te worden dat schelpdiervisserij binnen het studiegebied wel is toegestaan, maar sinds enkele jaren niet meer wordt uitgeoefend (zie § 2.1.3).*

## 4.2 Recreatie

De belangrijkste effecten van de verschillende vormen van recreatie binnen het studiegebied zijn verstoring van vogels (broedvogels, foeragerende vogels, rustende vogels) en zehonden. Daarnaast kunnen bij bodemberoerende activiteiten, zoals plaatbezoek en pierenspitten, op lokale schaal effecten optreden op het benthos. In onderstaande paragrafen wordt voor de verschillende vormen van recreatie binnen het studiegebied ingegaan op de mogelijke effecten. Hierbij wordt een onderscheid gemaakt tussen strand- en plaatbezoek (inclusief pierenwinning), gemotoriseerde waterrecreatie (pleziervaart, speedboten, jetski's), zeilen en kanoën, (kite)surfen en deltavliegen en vliegeren.

#### 4.2.1 Strand- en plaatbezoek (inclusief pierenwinning)

##### *Effecten op kustbroedvogels*

Gericht onderzoek naar effecten van recreatie op kustbroedvogels is vrijwel alleen uitgevoerd aan de strandplevier (Arts 2000), vandaar de nadruk op deze soort bij het beschrijven van de effecten op broedvogels. Met de opkomst van strandrecreatie in de jaren vijftig en zestig verdwenen soorten als de strandplevier als broedvogel van de stranden (Arts & Meininger 1997).

De aanwezigheid van mensen op stranden oefent op diverse manieren invloed uit op de daar broedende kustbroedvogels. Naast de direct zichtbare verstoring door aanwezigheid van de mens beïnvloedt toerisme ook door middel van habitatvernietiging, vertrapping van nesten en jongen, toename van predatiedruk en afname van het uitkomstsucces (Arts 2000). Broedvogels verlaten de nesten door te vluchten voor mensen. Langdurige afwezigheid van het nest kan onderkoeling of oververhitting van de eieren/jongen tot gevolg hebben dan wel het roven van de eieren/jongen door predatoren.

De Roos (1981) onderzocht het effect van toerisme op broedende steltlopers. Zijn conclusie was dat de afname van het aantal nesten in vrij toegankelijke gebieden een gevolg was van de toename van het aantal bezoekers. Er vindt geen vestiging plaats in gebieden met veel recreatie. Indien er wel wordt gebroed dan is er een significant verschil tussen gebieden met weinig verstoring (< 4 personen-uren/10 ha/dag) en gebieden met veel verstoring (> 4 personen-uren/10ha/dag).

In door mensen druk bezochte gebieden gingen drie maal zoveel nesten verloren door verstoring, vertrapping, honden en dergelijke dan in minder intensief gebruikte gebieden (Schulz & Stock 1992). Gebieden met veel recreatie worden gemeden door de strandplevieren, maar gebieden worden weer in gebruik genomen nadat ze zijn afgesloten (Flore 1994). Menselijke stemmen en blaffende honden leiden al op een afstand van 100 m tot het kortstondig verlaten van het (verstopte) nest, met een vergrote predatiekans tot gevolg. Voor galopperende paarden is de verstoringafstand zelfs 500 m (Schulz & Stock 1992). Niet alleen storingsvrije broedlocaties zijn nodig, ook storingsvrije ruiplaatsen zijn voor de ontwikkeling van de strandplevierenpopulatie van cruciaal belang (Arts & Meininger 1997).

Er is beperkt onderzoek gedaan naar storingsafstanden door menselijke aanwezigheid voor verschillende kustbroedvogels. In tabel 5 wordt een overzicht gegeven van de meeste relevante resultaten.

Tabel 5. Verstoringafstanden van menselijke aanwezigheid voor verschillende kustbroedvogels, inclusief literatuurbron.

soort	reactie	afstand (m)	Bron
visdief	opvliegen en terugkeren	142	Siebolts 1998
visdief	wegvliegen	57	Siebolts 1998
amerikaanse dwergstern	opvliegen	100	Erwin 1989,
		154	Roger & Smith 1995
strandplevier	alarm voor kuiken	50-500	Tulp 1998
strandplevier	verlaten nest	50-65	Tulp 1998
strandplevier	verplaatsing foerageerlocatie	200-300	Tulp 1998
dwergplevier	gedrag jongen	160	Flemming <i>et al.</i> 1998
bontbekplevier	alarm voor kuiken	50-350	Tulp 1998
bontbekplevier	alarm nest	30-270	Tulp 1998
bontbekplevier	verlaten nest	30-170	Tulp 1998

#### *Effecten op foeragerende vogels*

Door Spaans *et al.* (1996) is veel onderzoek verricht naar verstoring van wadvogels door de aanwezigheid van mensen. Onderstaande gegevens zijn voornamelijk aan dit onderzoek ontleend.

Op het wad bleek dat rond een drooggevalen schip, waarvan de bemanning aan boord of vlak bij het schip bleef, in een gebied van 4,4 ha een afname van 50% van zowel het aantal soorten als het aantal aanwezige scholeksters plaatsvond. Het totale gebied waarbinnen een afname plaatsvond was ongeveer 22 ha, ofwel 265 m van de boot.

Opvliegafstanden van foeragerende vogels door menselijke aanwezigheid op het wad variëren per soort (zie tabel 6). In onderstaande tabel zijn de gemiddelden en de range van de opvliegafstanden voor menselijke aanwezigheid van foeragerende vogels weergegeven. Met uitzondering van de scholekster bleek er geen significant verschil te zijn tussen de opvliegafstanden in de Waddenzee en de Oosterschelde (Spaans *et al.* 1996). Daarom kan aangenomen worden dat dergelijke afstanden ook voor de Voordelta zullen gelden. Voor scholeksters waren de afstanden met 64,9 m voor de Waddenzee en 52,9 m voor de Oosterschelde wel significant verschillend (Spaans *et al.* 1996).

Tabel 6. De gemiddelde opvliegafstand in meters (tot een mens op het wad) en kleinste-grootste (range) gemeten waarden bij 22 vogelsoorten, op het wad gemeten (Bron: Spaans *et al.* 1996).

Soort	Opvliegafstand	Range
bonte strandloper	36,1	5-130
steenloper	42,4	12-135
bontbekplevier	46,6	12-70
kanoetstrandloper	53,5	10-137
zilvermeeuw	55,5	21-114
kokmeeuw	63,8	23-139
scholekster	64,9	22-200
goudplevier	70,4	33-170
stormmeeuw	72,8	26-127
groenpootruiter	73,3	39-137
rosse grutto	75,8	28-224
tureluur	79,5	24-163
wilde eend	80,4	39-146
regenwulp	84,3	36-136
zwarte ruiter	86,0	40-135
smient	88,8	63-130
zilverplevier	94,1	33-183
bergeend	101,9	38-220
lepelaar	112,9	78-152
pijlstaart	116,2	57-302
aalscholver	124,2	67-185
wulp	157,3	54-500

Na een verstoring door een mens op het wad keerde gemiddeld 72% van het aantal soorten aanwezige vogels binnen een uur terug naar de foerageerplek. Bij scholeksters bleek dat na een uur gemiddeld 53% van de aanwezige dieren teruggekeerd was. Van de wulpen en tureluurs keerden maar een klein deel terug (0-47%). Kok- en stormmeeuwen keerden allen terug en soms zelfs met andere nieuwe individuen (>100%). Wulpen bleven aanwezig maar hun foerageersucces ging significant achteruit (Spaans *et al.* 1996). De verstoringinvloed is deels afhankelijk van het prooiaanbod. Tijdens naderend voedseltekort blijven vogels langer foerageren en vliegen later op.

De grootte van het gebied rond een pierenspitter op het wad waarin een reductie van 50% van de aantallen vogels plaatsvond varieerde tussen onderzochte locaties en de soorten van 1,4 ha tot 15,2 ha. Het gebied rond een pierenspitter waarin vogels verdwijnen is groter dan de cirkel met als straal de opvliegafstand. Dit komt omdat vogels in de zone waarin ze niet meer wegvliegen zich toch, lopend, verwijderen van de verstoringbron (pierenspitters) (Spaans *et al.* 1996). Tabel 7 geeft een overzicht van verstoringafstanden van foeragerende vogels door pierenspitters.



Tabel 7. Gemiddelde afstanden (in meters) tot een pierenspitter waarbij 100%, 50% en geen afname in het aantal optrad. Onder 'afstand' staat de afstand in meters waarbij 'compensatie' (hogere aantallen in de verstoorde dan in de onverstoorde situatie) vastgesteld werd (bron: Spaans et al. 1996).

Soort	Reductie			Afstand
	100%	50%	0%	
wulp	150	220	290	-
silverplevier	150	200	250	-
rosse grutto	150	175	200	200
scholekster	50	66-180	187-310	100
kanoetstrandloper	50	170	290	-
bonte strandloper	50	65	100	-
tureluur	?	99	233	-
bergeend	?	93	205	-

#### *Effecten op rustende vogels*

Uit het onderzoek van Spaans et al. (1996) bleek dat het verlaten van hoogwatervluchtplaatsen (HVP's) door vogels vaker voorkwam bij menselijke verstoring dan bij natuurlijke verstoring. Bovendien was er geen verschil in reactie te zien tussen grote en kleine soorten steltlopers (wulp, scholekster, rosse grutto, silverplevier versus kanoetstrandloper en bonte strandloper). De keuze van vogels voor HVP's wordt reeds bepaald door minimaal voorkomen van menselijke verstoring. Gebieden die wel geschikt zijn, stranden en wadranden, maar die regelmatig door mensen worden bezocht, zijn niet in gebruik als HVP (Zwarts 1972).

#### *Effecten op zeezoogdieren*

Over het algemeen zijn gewone zeehonden gevoelig voor verstoring voor mensen op de plaat waar ze rusten. De hoogtestructuur en daarmee het al dan niet in zicht zijn op de plaat speelt daarbij een belangrijke rol. Sommige gebieden met veel verstoring worden gemeden door zeehonden. Dit lijkt het duidelijkst bij vrouwtjes die zogende jongen hebben (Dietrich & Koepff 1986). Tabel 8 (Basseur & Reijnders 1994) geeft een overzicht van verstoringafstanden van zeehonden door wandelaars.

Indien mensen op platen binnen 200 m van de zeehonden komen, gaan ze te water. Bij dergelijke verstoring keren ze veelal niet terug gedurende hetzelfde lage tij. Dit betekent dat de gewone zeehonden gedurende de betreffende laagwaterperiode niet terugkeren naar de (zelfde) zandplaat. Verstoring heeft het meeste invloed op de zeehondenpopulatie door de invloed op de overlevingskans van jonge zeehonden (Glopper 1993). Jonge zeehonden blijken namelijk niet in staat om de achterstand in gewichtstoename die ze hebben opgelopen, doordat ze een (deel) van de zoogperiode hebben gemist (melk = gewichtstoename), nadien in te halen. Het gewicht dat de jonge zeehonden hebben op het moment dat ze door hun moeder in de steek worden gelaten (na circa 3 weken zogen) is bepalend voor de overlevingskans van de jongen. Het missen van 1-3 zoogperiodes reduceert de overlevingskans van 70% tot bijna nul (Reijnders ongepub.).

Grijze zeehonden zijn over het algemeen minder schuw dan gewone zeehonden. Verstoringafstanden zullen daarom van dezelfde orde of kleiner zijn dan zoals vermeld voor gewone zeehonden. In de Voordelta komen geen voor de voortplanting van grijze zeehonden geschikte (permanent droogliggende) zandplaten voor. Bovendien werpen zij hun jongen in de winterperiode en in die periode is het plaatbezoek door mensen veel geringer dan in de zomer.

Tabel 8. Verstoringafstanden van zeehonden door wandelaars (Brasseur & Reijnders 1994).  
Reactie: K= kop omhoog; W= te water gaan.

Verstoringsbron	Verstoringsafstand (m)	Reactie	Bron	Gebied
Wandelaars	< 200	K	Allen et al. 1980	Californië, V.S.
Wandelaars aan de andere kant van een geul	< 1000	K	Allen et al. 1980	Californië, V.S.
Wandelaars	± 369	K	Brasseur & Reijnders 1994	Wadden, NL
Wandelaars	± 213	W	Brasseur & Reijnders 1994	Wadden, NL
Wandelaars	200 & 400	W	Reijnders 1972	Wadden, NL
Wandelaars	160 ± 86	W	Arts & Rijniers 1986	Wadden, NL

Het Duitse Waddeneiland Sylt wordt gekenmerkt door een groot aantal toeristen die daar zwemmen, surfen, vissen, jet-skiën en rondvaren. Hoewel in dit gebied veel interacties bekend zijn tussen toeristen en zeezoogdieren, krijgen bruinvissen in dit gebied jongen. Bruinvissen zwemmen met hun jong vaak minder dan 10 meter van het druk bezette strand of ze worden soms waargenomen binnen een meter van zwemmende of op luchtmatrassen drijvende mensen. Vaak proberen mensen de dieren aan te raken (Schmidt & Hüssel 1994). Ondanks al deze interacties is het gebied rond Sylt toch één van de belangrijkste (bekende) gebieden in en rond de Noordzee waar bruinvissen zich voortplanten. Vermoedelijk doordat hier een verder zeer schaars voorkomend uitstekend geschikt voortplantingshabitat aanwezig is, hebben de aanwezige dieren hier mogelijk een grotere tolerantie voor menselijke verstoring. Het uitblijven van fatale interacties resulteert mogelijk vervolgens in gewenning en jaarlijkse terugkeer. Het kan zijn dat op andere, minder geschikte, locaties de tolerantie lager is en minder gewenning optreedt.

#### *Effecten op benthos*

Bij het steken van wormen worden getijdeplaten betreden. Het sediment wordt hierdoor compacter (door betreding). Op de steekplaats wordt de opbouw van het sediment verstoord en worden de doelsoorten selectief verwijderd. Met het verdwijnen van de wadpier neemt de bioturbatie en aerering (doorluchting) van diepe sedimentlagen af. De schaal van het handmatig steken van pieren is meestal zo klein dat de dichtheid zich door immigratie snel herstelt en de effecten nihil zijn.

#### Samenvatting strand- en plaatbezoek (inclusief pierenspitter)

*Strand- en plaatbezoek heeft met name effecten op vogels en zeezoogdieren. Op lokale schaal kunnen ook effecten optreden op het benthos, maar dit betreft overwegend lokale effecten die meestal vrijwel nihil zijn.*

*De aanwezigheid van mensen op stranden en platen kunnen op diverse manieren invloed hebben op kustbroedvogels. Naast de direct zichtbare verstoring, waarbij de vogels bijvoorbeeld opvliegen of hun nest verlaten, kan de aanwezigheid van mensen ook leiden tot habitatvernietiging, vertrapping van nesten en jongen, toename van predatiedruk en afname van het uitkomstsucces. Verstoringafstanden van menselijke aanwezigheid voor kustbroedvogels verschillen per soort en variëren van 30 tot 500m*

*Door de aanwezigheid van mensen worden ook foeragerende vogels verstoord. Gemiddelde opvliegafstanden van foeragerende vogels variëren van 36 tot 157 en zijn enerzijds sterk afhankelijk van de soort, maar anderzijds ook sterk afhankelijk van het prooiaanbod. Afstanden tot een pierenspitter, waarbij foeragerende vogels worden verstoord, lopen uiteen van circa 100 tot 300 m.*

*Een effect van mensen op rustende vogels is het verlaten van hoogwater-vluchtplaatsen (HVP's). Gebieden die regelmatig door mensen worden bezocht, worden niet gebruikt als HVP.*

*Gewone zeehonden die op de zandplaten rusten, zijn zeer gevoelig voor verstoring door mensen. Indien mensen op platen binnen een afstand van 200 m van de zeehonden komen, gaan ze te water. De effecten zijn het grootst indien de verstoring plaatsvindt in de zoogperiode. Grijs zeehonden zijn iets minder gevoelig voor verstoring. Bruinvissen zijn meer gevoelig voor in het water plaatsvindende activiteiten.*

#### 4.2.2 Gemotoriseerde recreatievaart (pleziervaart, speedboten, jetski's)

##### *Effecten op vogels*

Over het algemeen wordt aangenomen dat snelle onvoorspelbare vaartuigen, zoals jetski's, speedboten en surfplanken een meer versturende invloed hebben dan langzamer en stabiele vaartuigen, zoals kleine jachten (Platteeuw & Henkens 1997a). Daarnaast reageren grotere groepen over grotere afstanden dan kleinere groepen. Het gebied dat wordt verstoord is  $2 \cdot v \cdot d + \pi \cdot d^2$  [m<sup>2</sup>], waarbij d de verstoringafstand [m] voor de betreffende soort is en v de snelheid van de boot [m/s] (Platteeuw & Henkens 1997b).

Effecten van verstoring zijn vaak moeilijk door te vertalen naar effecten op populatieniveau. Zo kon op het IJsselmeer geen negatief verband gevonden worden tussen het (toenemende) aantal sluispassages en het aantal doorgebrachte vogeldagen in aangrenzende gebieden in dezelfde periode. De verspreiding van recreanten en watervogels liet echter zien dat de grootste aantallen watervogels in die deelgebieden werden aangetroffen waar het recreatief gebruik het kleinst is (Platteeuw & Henkens 1997b).

Uit onderzoek in de Waddenzee naar de versturende effecten van langsvaren, door een geul (< 100 m afstand), op het voorkomen van op de oever foeragerende vogels bleek dat bij de wulp, scholekster, bonte strandloper en goudplevier geen effecten van langsvaren te zien was. Men dient wel te beseffen dat de dichtheid in de eerste 100 m langs de geul erg laag was. Alleen de dichtheid van stormmeeuwen nam sterk af. Voor de wulp konden voldoende protocollen van het foerageren gemaakt worden. Hieruit werd opgemaakt dat de voedselopname significant afgenomen was door de verstoring (Spaans *et al.* 1996). Uit dit onderzoek werd geconcludeerd dat verstoring door langsvarende recreatievaartuigen van op de plaat foeragerende vogels in de praktijk

weinig voorkomt vanwege de vaak te grote afstand tussen vaartuig en de zandplaat en de over het algemeen lage dichtheden aan foeragerende steltlopers langs relatief steile geulranden (Spaans *et al.* 1996).

In een gebied van 20 ha waar eidereenden gebruik maken van zandplaten om te rusten bleek dat de eidereenden geen gebruik meer maakten van de zandplaten indien tien of meer sportvissers aanwezig waren (Spaans *et al.* 1996).

#### *Effecten op zeezoogdieren*

Uit onderstaande informatie afkomstig van verschillend onderzoek blijkt dat het vrijwel onmogelijk is om de effecten van gemotoriseerde waterrecreatie op zeezoogdieren nauwkeurig te kwantificeren. Veelal is wel informatie beschikbaar over verstoringafstanden, maar dit valt niet door te vertalen naar effecten op de aanwezige populatieomvang. Welk kan aangemerkt worden dat vrijwaring van verstoring van zeehonden op de rustplaatsen een positieve uitwerking zal hebben op de populatieontwikkeling. In de Duitse Waddenzee bleek dat de grootste concentraties aan zeehonden met jongen voorkwamen op de zandplaten waar de minste boten bij in de buurt kwamen (Thiel *et al.* 1990).

In de Oosterschelde is onderzoek gedaan naar de gedragingen van gewone zeehonden en de invloed van verstoringbronnen hierop (Brasseur & Reijnders 1994, Werner *et al.* 1995, Reijnders *et al.* 2000, Brasseur & Reijnders 2001). Uit dit onderzoek blijkt, dat ter hoogte van de Oliegeul in de Oosterschelde boten ca. 28% van de verstoringreacties veroorzaakte. Sportvissers zorgden voor 19,5% van deze reacties en recreatievaartuigen voor 7,3%. In tabel 9 (Brasseur & Reijnders 1994) wordt een overzicht gegeven van verstoringafstanden van zeehonden door verschillende motorvaartuigen.

Tabel 9. Verstoringafstanden van verschillende motorvaartuigen op gewone zeehonden. (Brasseur & Reijnders 1994). Reactie: K= kop omhoog, W= te water gaan.

Verstoringbron	Verstoringafstand (m)	Reactie	Bron	Gebied
Rubberboot	10-125	K	Murphy & Hoover 1981	Alaska
Rubberboot	0-73	W	Murphy & Hoover 1981	Alaska
Rubberboot	± 547	K	Brasseur & Reijnders 1994	Wadden, NL
Rubberboot	± 265	W	Brasseur & Reijnders 1994	Wadden, NL
Speedboot	270 ± 270	W	Arts & Rijniers 1986	Wadden, NL
Motorkruiser	> 200	W	Reijnders 1972	Wadden, NL
Motorkruiser	± 348	W	Brasseur & Reijnders 1994	Wadden, NL
Motorkruiser	630 ± 493	W	Arts & Rijniers 1986	Wadden, NL
Motorkruiser	± 942	K	Brasseur & Reijnders 1994	Wadden, NL
Rondvaart	± 200	K	Dietrich & Koepff 1986	Nedersaksen
Rondvaart	± 100	K	De Glopper 1993	Wadden, NL
Rondvaart	100-160 & 500	W	Dietrich & Koepff 1986	Nedersaksen
Robbetochten	± 100	W	Reijnders 1972	Wadden, NL
Robbetochten	± 100	W	De Glopper 1993	Wadden, NL

Bij de Shetland eilanden, een gebied met de grootste concentratie aan bruinvissen in Groot-Brittannië, is onderzoek gedaan naar de versturende werking van vaartuigen op bruinvissen (Evans *et al.* 1995). De reactie van bruinvissen op boten bleek sterk te wisselen en is mede afhankelijk van de bewegingen van de boot en het seizoen evenals gewenning. Bij jachten bleek in tweederde van de gevallen dat de bruinvis zelfs naar het vaartuig toe zwom, terwijl bij speedboten de bruinvis altijd wegzwom. Indien boten stopten of van de bruinvis wegvoeren dan was er geen reactie. Aan de andere kant, indien het vaartuig van koers veranderde door naar de bruinvis toe te varen, dan zwom de bruinvis weg. In het voorjaar en vroege zomer, wanneer jonge dieren aanwezig zijn, lijkt de versturende invloed groter te zijn dan wanneer de jongen ouder zijn. Eveneens lijkt een individueel dier eerder te reageren op vaartuigen dan groepen bruinvissen (Evans *et al.* 1995). In tabel 10 (Evans *et al.* 1995) is een overzicht gegeven van hoor- en verstoringsafstanden van bruinvissen door verschillende motorvaartuigen. Uit deze tabel blijkt dat bruinvissen minder snel lijken te reageren dan zeehonden.

Tabel 10. Hoor- en verstoringsafstanden van verschillende motorvaartuigen op bruinvissen (Evans *et al.* 1995).

	zodiac	Jetski	6pk motor	tot 240 pk	speedboot	jacht
hoorafstand	1 km	450 m	1 km	1.1-3.1 km	-	-
Reactie afstand	-	-	-	-	233 m	90 m

#### Samenvatting effecten van gemotoriseerde recreatievaart (pleziervaart, speedboten, jetski's)

Gemotoriseerde recreatievaart heeft met name effecten op vogels en zeezoogdieren. Over het algemeen wordt aangenomen, dat snelle onvoorspelbare vaartuigen, zoals jetski's en speedboten een meer versturende invloed hebben op vogels dan langzame en stabiele vaartuigen, zoals kleine jachten. Het gebied dat wordt verstoord is  $2 \cdot v \cdot d + \frac{1}{2} \cdot p \cdot d^2$ , waarbij  $d$  de verstoringsafstand (m) voor de betreffende soort is en  $v$  de snelheid van de boot (m/s). Volgens Spaans *et al.* (1996) komt verstoring door langsvarende recreatievaartuigen van op de plaat foeragerende vogels in de praktijk weinig voor vanwege de vaak te grote afstand tussen vaartuig en de zandplaat en de over het algemeen lage dichtheden aan foeragerende steltlopers langs relatief steile geulranden.

De verstoringsafstanden voor gewone zeehonden zijn sterk afhankelijk van het type vaartuig. Voor rubberboten varieert de afstand van enkele tientallen meters tot circa 550 m, voor rondvaartboten en robbetochten van circa 100 tot 500 m, voor speedboten van circa 270 tot 540 m en voor motorkruisers van circa 200 tot 950 m. Bruinvissen lijken minder gevoelig te zijn voor verstoring door motorvaartuigen dan zeehonden.

De hierboven genoemde effecten zijn vaak moeilijk door te vertalen naar effecten op populatieniveau.

#### 4.2.3 Ongemotoriseerde recreatievaart (zeilen en kanoën)

##### Zeilen

###### *Effecten op vogels*

Tijdens een onderzoek naar de effecten van menselijke verstoring op wadvogels (Spaans *et al.* 1996) bleek, dat door de passage van een onder zeil zijnde tjalk op een afstand van minder dan 115 m van de foerageerlocatie het aantal foeragerende soorten significant afnam. Na drie kwartier was het aantal scholeksters weer op zijn oorspronkelijke niveau. Het effect van vaartuigen op vogels die zich zwemmend in het vaarwater bevinden is veel groter. Meestal verdwijnen de vogels (futen, aalscholvers, eenden en zaagbekken) uit het vaargebied (Platteeuw & Beekman 1994).

De verstoringafstanden van zeilboten zijn mogelijk groter dan voor motorjachten vanwege de grotere visuele zichtbaarheid van schepen onder zeil. Nauwkeurige gegevens zijn echter niet bekend.

###### *Effecten op zeezoogdieren*

Veelal is wel informatie beschikbaar over verstoringafstanden (zie tabel 11), maar dit valt evenals bij de gemotoriseerde pleziervaart veelal niet door te vertalen naar effecten op de aanwezige populatieomvang. De effecten zullen significant zijn indien aanwezige verstoring door zeilboten leidt tot verminderd zogen en rusten tijdens de periode van verharen.

Tabel 11. Verstoringafstanden van zeezoogdieren door zeilboten (Brasseur & Reijnders 1994).

Reactie: K= kop omhoog; W= te water gaan.

Verstoringsbron	Verstoringsafstand (m)	Reactie	Bron	Gebied
Zeilboot	290 ± 155	W	Arts & Rijniers 1986	Wadden, NL
Zeilboot	± 237	W	Brasseur & Reijnders 1994	Wadden, NL
Zeilboot	± 810	K	Brasseur & Reijnders 1994	Wadden, NL

##### Kanoën

###### *Effecten op vogels*

Er is weinig bekend over het effect van kano's op watervogels. Het tot op 100 m afstand van de geulrand bevaren van een geul had tot gevolg dat de soortdiversiteit van foeragerende vogels afnam dan wel min of meer gelijk bleef (Spaans *et al.* 1996).

###### *Effecten op zeezoogdieren*

De verstoringafstanden van kanoërs (zie tabel 12) ligt voor gewone zeehonden in dezelfde ordegrootte als die van wandelaars. De effecten van kanoën op zeezoogdieren zijn daarom vermoedelijk vergelijkbaar met de effecten van strandrecreatie en plaatbezoek (zie § 4.2.1).

Tabel 12. Verstoringsafstanden van gewone zeehonden door kanoërs (Brasseur & Reijnders 1994). Reactie: K= kop omhoog; W= te water gaan.

Verstoringsbron	Verstoringsafstand (m)	Reactie	Bron	Gebied
Kano	± 355	K	Brasseur & Reijnders 1994	Wadden, NL
Kano	± 248	W	Brasseur & Reijnders 1994	Wadden, NL

#### Samenvatting effecten ongemotoriseerde recreatievaart (zeilen en kanoën)

Ongemotoriseerde recreatievaart heeft met name effecten op vogels en zeezoogdieren.

Er zijn vrijwel geen gegevens bekend over de effecten van zeilboten en kanoërs op vogels. Mogelijk zijn verstoringsafstanden van vogels door zeilboten echter groter dan voor plezierjachten vanwege de grotere visuele zichtbaarheid van schepen onder zeil.

Verstoringsafstanden van zeezoogdieren door zeilboten variëren van circa 237 tot 810 m. De verstoringsafstanden van zeezoogdieren voor kanoërs liggen met circa 248 tot 355 m in dezelfde ordergrootte als die van wandelaars.

#### 4.2.4 (Kite)surfen

##### Effecten op vogels

Op het water zorgen surfers en kitesurfers voor verstoring van daar rustende en/of foeragerende vogels. Verstoring vindt met name in het (ondiepe) watergedeelte plaats.

Tijdens een eenmalige en kortstondige eigen waarneming in juli 2002 bleek het open water ter hoogte van het voormalige 'autostrand' (er stonden nog steeds enkele auto's op het strand) waar vijf kitesurfers opereerden, geheel vrij te zijn van vogels. Op het strand bevonden zich naast drie wandelaars ook twee vliegers en een strandkar die zich door middel van een vlieger liet voortbewegen. Op het strand was geen enkele vogel aanwezig. De vlakbij gelegen droogvallende slikkige gedeelten van de Westplaat waren echter dichtbezet met foeragerende steltlopers en (kok)meeuwen. Deze vogels toonde geen opvliegedrag zolang de kitesurfers minimaal 350 m van de slikrand vandaan bleven. Tussen de 250 en 350 m vloog een deel van de kokmeeuwen op en 'schoven' de steltlopers naar binnen. Kleinere afstanden tussen kitesurfers en slikranden dan 250 m werden niet waargenomen.

Windsurfers kunnen voorkomen in de ondiepe watergebieden die met name ook in trek zijn bij een groot aantal watervogels. Bovendien zijn windsurfers in alle seizoenen actief, maar met name in de periode juni-augustus. Windsurfers verstoren dus zowel broedende, ruiende als overwinterende vogels. Stuart (1988) gaf een voorbeeld waarbij door de aanwezigheid van vijf windsurfers in een deel van het Veerse Meer het foerageergebied voor futen en middelste zaagbekken met circa 150 ha werd verkleind. Gebieden die door windsurfers worden bevaren worden geheel verlaten door watervogels (Arts & Meininger 1995).

Voor de roodkeelduikers is het Brouwershavense Gat binnen het studiegebied het belangrijkste deelgebied. Ze komen hier voornamelijk voor tijdens de wintermaanden. Pleziervaart en windsurfers die ook in deze periode actief zijn, weerhouden de duikers

blijkbaar niet om hier te pleisteren. Wel is mogelijk dat deze vorm van recreatie een oorzaak is voor de grote aantalfluctuaties (Ouweneel 1993).

#### Samenvatting (kite)surfen

*(Kite)surfen zal naar verwachting met name effecten hebben op vogels. Er zijn echter geen specifieke onderzoeken bekend. Uit eenmalige eigen waarnemingen werd een verstoringafstand van circa 350 m vastgesteld.*

### 4.2.5 Deltavliegen en vliegeren

#### Deltavliegen

Nauwkeurige gegevens omtrent verstoringafstanden zijn onbekend. Aangenomen wordt dat de afstanden groter zullen zijn dan die voor kleine sportvliegtuigen. Bij visuele verstoring door vliegende voorwerpen geldt namelijk dat hoe langzamer en lager het voorwerp vliegt hoe groter de verstoringafstand is (van Veen 1987).

Het is onbekend wat de verstoringafstand en de impact van deltavliegen is op zeezoogdieren.

#### Vliegeren

Bij de scholekster is vastgesteld dat de hartslag toeneemt indien een vlieger binnen zichtafstand verschijnt (Hüppop & Hagen 1990). Nauwkeurige gegevens omtrent verstoringafstanden zijn onbekend. Aangenomen wordt dat de afstanden groter zullen zijn dan die voor wandelaars.

Het is onbekend wat de verstoringafstanden en de impact zijn van vliegeren op zeezoogdieren.

## 4.3 Beroepscheepvaart

Een belangrijk effect van de beroepsscheepvaart op het ecosysteem hangt samen met de introductie van een breed scala aan stoffen (olie, chemicaliën, afval etc.). Uit de literatuur blijkt echter niet dat de bestaande niveaus hiervan een ernstige bedreiging vormen voor het voorkomen van zeezoogdieren, zeevogels, vis of benthos (Bergman *et al.* 1991).

De bekendste effecten van de beroepsscheepvaart zijn de verstoring van vogels en zeehonden. Daarnaast kunnen door de productie van onderwatergeluid effecten op vissen en zeezoogdieren op treden. Aangezien in de literatuur geen gegevens gevonden zijn over de effecten van onderwatergeluid op vissen wordt in onderstaande paragrafen alleen ingegaan op de verstoring van vogels en zeezoogdieren.

#### *Effecten op vogels*

In het Ketelmeer is een uitgebreid onderzoek uitgevoerd naar de effecten van commerciële binnenscheepvaart op verstoring van watervogels (Platteeuw & Beekman 1994). Resultaten van dit onderzoek zijn in tabel 13 weergegeven.



Tabel 13. Kritische verstoringsafstanden (in meters) bij enkele soorten duikende watervogels op Ketelmeer en IJsselmeer (Platteeuw & Beekman 1994).

Soort	Kritische verstoringsafstand
Fuut	300
Grote zaagbek	> 300
Meerkoet	< 100
Brilduiker	500-1000
Kuifeend	> 400
Tafeleend	300
Toppereend	> 500

Duidelijk is dat de verstoringsafstanden bij deze vogelsoorten veel groter zijn dan bij op platen foeragerende watervogels (zie § 4.2.1). Het is onduidelijk hoe frequent dit type verstoring in het onderzoeksgebied voorkomt.

Kust- en zeevogelsoorten, zoals roodkeelduiker, zwarte zee-eend, grote zee-eend en eidereend worden als zeer verstoringsgevoelig beschouwd voor bewegende objecten (mensen, vaartuigen en vliegtuigen). Alken, zeekoeten, ijseenden en futen zijn iets minder gevoelig. Meeuwen en sterns zijn over het algemeen matig gevoelig (Camphuysen *et al.* 1999).

Beroepsscheepvaart vindt zo goed als niet plaats binnen de 20-m dieptezone van de Voordelta. Er vindt alleen beroepsscheepvaart plaats binnen de vaargeul het Slijkgat (Haringvlietsluizen) en niet daarbuiten. Omdat de vaarbewegingen relatief regelmatig zijn is deze vorm van scheepvaart voor vogels "voorspelbaar". Daarom wordt er vanuit gegaan dat het huidige gebruik van het studiegebied door beroepsscheepvaart geen negatieve impact heeft op voorkomende vogelpopulaties.

#### *Effecten op zeezoogdieren*

Door de geluiden die de scheepvaart voortbrengt kan de communicatie tussen zeezoogdieren beïnvloed worden, waardoor gedragsveranderingen op enkele kilometers afstand kunnen optreden. De veel gebruikte side-scan sonar apparatuur en echosounders gebruikt door vissers zal, ondanks dat het in hetzelfde bereik van de echolocatie van bruinvissen en dolfijnen ligt, de echolocatie van deze soortgroepen niet beïnvloeden, omdat de sonar-emissie en ontvangst directioneel zijn (Kastelein in Bergman *et al.* 1991).

Onderzoek naar de reactie van bruinvissen op scheepvaart in de kustzone van de Shetland eilanden (Evans *et al.* 1995) toonde aan dat bruinvissen schepen associeerden met gevaar. Hoe groter het motorvermogen, en dus hoe meer geluid geproduceerd wordt, hoe meer de schepen vermeden werden. Vermijdingsgedrag trad mogelijk al op indien de schepen zich op een afstand van 1-1,5 km bevonden, maar was sterker indien de afstand korter was dan 400 m. Bruinvissen reageerden minder op passerende schepen dan schepen waardoor ze benaderd werden. Ook bleken schepen die zeer frequent aanwezig waren (bijvoorbeeld veerboten) minder reactie op te leveren dan 'onbekende' schepen met een gelijk motorvermogen (Evans *et al.* 1995). Uit de verspreiding van het voorkomen van bruinvissen op het Nederlandse deel van de Noordzee blijkt echter niet

dat bruinvissen de scheepvaartroute voor de Nederlandse kust actief mijden (Baptist *et al.* 1996, Witte *et al.* 1998a).

In de belangrijkste bekende concentratiegebieden in Europa waar bruinvissen zich voortplanten komt (nagenoeg) geen beroepsscheepvaart voor. Dit heeft hoofdzakelijk te maken met het feit dat door de ondiepte het gebied ongeschikt is voor de beroepsscheepvaart. Het is onbekend in hoeverre de toegenomen scheepvaart in bijvoorbeeld de Westerschelde (Withagen 2000) een belemmering vormt voor het gebruik van de Westerschelde als gebied voor voortplanting (Witte 2001).

De versturende effecten van beroepsscheepvaart op zeehonden die op zandplaten rusten kunnen negatieve invloed hebben tot op een afstand van 200 tot 300 m (Brasseur & Reijnders 1994). De effecten zijn echter gering, omdat geluid en beweging relatief zeer regelmatig zijn, dat zeehonden hier aan kunnen wennen.

#### **Samenvatting effecten van de beroepsscheepvaart**

*De beroepsscheepvaart heeft met name effecten op vogels en zeezoogdieren.*

*Onderzoek naar de effecten van de commerciële binnenvaart op het Ketelmeer en IJsselmeer toonde aan, dat de verstoringafstanden van op open water foeragerende en/of rustende vogels veel groter zijn dan die van op droogvallende platen foeragerende vogels. De afstanden varieerden van <100 m tot circa 1000 m.*

*De beroepsscheepvaart kan tot op een afstand van ongeveer 200-300 m een versturende werking hebben op zeehonden die op zandplaten rusten. De effecten zijn echter gering, omdat geluid en beweging relatief regelmatig zijn, zodat zeehonden hieraan kunnen wennen.*

*Door scheepvaartgeluiden kunnen bij bruinvissen en dolfijnen gedragsveranderingen op enkele kilometers afstand optreden. Daarnaast kan het mogelijk het foerageersucces beïnvloeden.*

## **4.4 Delfstofwinning**

Aangezien schelpenwinning en exploratieonderzoek voor olie- en gaswinning naar verwachting slechts weinig plaatsvinden binnen het studiegebied wordt in onderstaande paragrafen voornamelijk ingegaan op de effecten van zandwinning. In deze paragrafen wordt niet ingegaan op de versturende effecten van de relatief hoge aanwezigheid van scheepvaartverkeer en mensen bij het winnen van delfstoffen. Voor een beschrijving van deze effecten wordt verwezen naar § 4.2 en § 4.3.

### **4.4.1 Zandwinning**

Rapporten die ingaan op de ecologische effecten van zandwinning zijn: De Groot (1983), Bijkerk (1988), en Van Daltsen (1999).

Effecten van een zandwinning in de Nederlandse kustzone in het kader van het Punaise project staan onder andere in van Moorsel & Munts (1995), Van Daltsen *et al.* (1999) en Van Daltsen & Lewis (2001). Een recent verslag, waarin de mening van een aantal experts wordt samengevat over de effecten van verschillende soorten zandwinning, is van Heinis & Van Daltsen (2001).

Bij ecologische effecten van zandwinning kan een aantal directe en indirecte effecten worden onderscheiden:

- verwijdering bodemfauna
- vertroebeling (doorzicht, reductie primaire productie)
- slibdeeltjes in de waterfase (verandering voedsel en efficiëntie filter feeding)
- storten van sediment (depositie organismen en begraven bodemfauna)
- verandering bodemtopografie en verdieping (verandering biotoop)
- verandering sedimentkarakteristieken (sedimentvoorkeur organismen)
- veranderde chemische samenstelling van het sediment (ecotoxicologie en eutrofiëring)
- verandering in de ecologie: voedselketen en predatie.

### **Verwijdering bodemfauna**

Met het opzuigen van bodemmateriaal wordt bodemfauna ter plekke verwijderd. Omdat de meeste bodemorganismen zich in de bovenste decimeters van het sediment ophouden, verdwijnt in de regel vrijwel alle bodemleven, zeker de endofauna die in de kustzone van de Noordzee qua biomassa van groot belang is (Groenewold & van Scheppingen 1990). Alleen bij zeer ondiepe winning is het in theorie mogelijk dat mesheften en andere diepgravende organismen kunnen overleven, vooral ook als ze zich snel kunnen ingraven bij verstoring. Van soorten met een hoge mobiliteit, zoals garnalen en sommige (zwem)krabben mag verwacht worden dat ze zich relatief makkelijk aan zandwinning onttrekken. Voor langzaam rondkruipende epifauna, zoals de zeester, is dit in mindere mate het geval.

Het herstel is afhankelijk van de hoeveelheid gewonnen zand en de diepte en grootte van de winlocatie. Bij een kleine winning overheerst migratie door adulten, bij een groot winoppervlak overheerst vestiging door larven.

### **Vertroebeling**

Fijne deeltjes die naar de bodem zinken worden ondertussen door de getijdenstroom meegevoerd. Hoe fijner de deeltjes hoe langer het verticale transportproces duurt en hoe verder de deeltjes worden getransporteerd. Naarmate de turbulenties van het water heviger zijn, zullen fijne deeltjes ook langer onderweg zijn naar de bodem.

Door vertroebeling neemt het doorzicht voor organismen af. Voor vissen en vogels die voor hun levensfuncties (voedsel zoeken) afhankelijk zijn van het zicht betekent dit een nadeel.

Door vertroebeling genieten bodemorganismen in beginsel juist bescherming tegen zichtjagers. Te denken valt bijvoorbeeld aan predatie door duikende zeevogels op grondels. Bij het foerageren van de zwarte zee-eend op *Spisula* zou het doorzicht geen rol van betekenis spelen. Ook wordt niet verwacht dat vertroebeling een negatieve invloed heeft op het foerageergedrag van zeehonden en bruinvissen. Deze soorten maken namelijk gebruik van sonar dan wel snorharen, waardoor ze zelfs zonder zicht prooien kunnen vangen (Witte *et al.* 2001). vertroebeling biedt in dit geval dus geen bescherming tegen predatie.

Door vertroebeling ontvangt plantaardig plankton minder licht. In de kustzone is licht toch al vaak een beperkende factor voor het fytoplankton, dus de onmiddellijke effecten van vertroebeling zijn bescheiden. Voor zover er toch een vermindering van de primaire productie is, kan dat lokaal leiden tot een verminderde beschikbaarheid van

voedsel voor het bodemleven, maar wellicht wordt de verminderde productie elders gecompenseerd. Een verminderde productie betekent ook vaak een verandering in de algensamenstelling. Omdat niet alle fytoplanktonsoorten even geschikt zijn als voedsel voor bodemdieren is het met de huidige kennis van zaken niet doenlijk om een eventuele verminderde primaire productie direct te vertalen in effecten op het bodemleven.

### **Slibdeeltjes in de waterfase**

Voor macrobenthos kan slib positief zijn (als voedsel) en / of negatief (door verdunning van voedsel en verontreiniging – zie ook: chemische samenstelling). Meestal wordt met name het negatieve effect benadrukt (Joordens *et al.* 1999).

De kwaliteit van slib is belangrijk. Slib bestaat voor een deel uit organisch materiaal in de vorm van dode en levende algen en bacteriën die als potentieel voedsel voor benthosorganismen een zekere voedingswaarde vertegenwoordigen. Daarnaast kan slib door verkleving en vlokvorming (flocculatie) bewerkstelligen dat een afstervende fytoplanktonbloei versneld uitzakt en op die manier als voedsel beschikbaar komt. Bij diverse tweekleppigen is aangetoond dat er een correlatie is tussen het gehalte aan chlorofyl en organisch materiaal in gesuspendeerd materiaal en de groei van deze schelpdieren. Soms kunnen door baggerwerkzaamheden zowel de dichtheid als de diversiteit toenemen (Poiner & Kennedy 1984).

Door de aanwezigheid van fijne slibdeeltjes in de waterfase kan het voor bodemorganismen lastig zijn onderscheid te maken tussen deze deeltjes en geschikt voedsel in de vorm van bijvoorbeeld algen. Naarmate de hoeveelheid onbruikbaar materiaal toeneemt, moeten ze meer energie stoppen in mechanismen om deze deeltjes van elkaar te scheiden. Bij vissen kan een hoge sliblast irritatie en mogelijk het verstoppert van kieuwen betekenen.

Afhankelijk van de concentratie van het fijne materiaal is het van belang rekening te houden met de voedingswijze van het bodemleven. Algemene filterfeeders zijn bijvoorbeeld de Amerikaanse zwaardschede, de halfgeknotte strandschelp en de kleine slangster. Algemene depositfeeders zijn de zandzagers en de hartegel. Het nonnetje kan overschakelen tussen beide voedingswijzen en is daardoor flexibel. Predatoren, zoals de gewone garnaal en de zeester, zijn voor hun voedsel van bovengenoemde voedingsspecialisten afhankelijk.

### **Storten van sediment**

Zowel door overstort van fijn sediment en slib op de winlocatie als door de storting van het opgezogen sediment elders in zee kunnen organismen begraven raken. Of dit leidt tot letale effecten is afhankelijk van de dikte en samenstelling van de sedimentlaag en de capaciteit van de betreffende soort om zich uit te graven of anderszins het contact met het sedimentoppervlak te herstellen (Bijkerk 1988). Kokerwormen zijn relatief kwetsbaar, omdat ze zich meestal minder goed kunnen verplaatsten dan vrij levende wormen. Sommige benthossoorten hebben het vermogen hun adembuizen te verlengen om zo weer een verbinding met de waterkolom te maken.

Afhankelijk van de transportcondities en –tijd, alsmede de omstandigheden op de stortlocatie, kan een deel van de opgezogen fauna overleven en in het stortgebied verder leven. De kans hierop is groter naarmate de omstandigheden in het win- en stortgebied

sterker overeenkomen (Saucier *et al.* 1978 in: Bijkerk 1988). Ook het seizoen is van belang. Macrobenhtossoorten zijn namelijk bij lage temperaturen minder actief, waardoor hun uitgraafcapaciteit in de winter gering is (Bijkerk 1988).

#### **Verandering bodemtopografie en verdieping**

Na zandwinning ontstaat een verdiepte locatie waarbij de kolonisatie opnieuw moet beginnen. Door veranderde diepte en sedimentcondities kan de levensgemeenschap op de winlocatie verschillen van de situatie vóór de winning. Herstel verloopt dus niet altijd in de richting van de oorspronkelijke situatie. Op een schaal die groter is dan de zandwinning zou dit gezien kunnen worden als een verhoging van de biodiversiteit.

Door verdieping bestaat er kans op zuurstofloze condities (Heinis & van Dalssen 2001).

Verdieping leidt tot verlaging van de maximale stroomsnelheid zodat fijne deeltjes en larven uitzinken (sedimentval). Het sedimenttransport stroomafwaarts wordt verlaagd. Indien een geul min of meer loodrecht op de richting van de overheersende getijdenstromen ligt heeft dit consequenties voor de watermassa ter breedte van de hele kustzone. In feite bestaat een dergelijke situatie al bij de Euro/Maasgeul en de IJgeul. Er is wel een maximale aanvoer van sediment, zodat de geul relatief snel opvult. Een geul evenwijdig aan de kust beïnvloedt in beginsel alleen een deel van de watermassa ter breedte van die geul. Door een lagere sedimentaanvoer slijt ze langzamer vol.

Een put met een gecompliceerde vorm kan worden beschouwd als een vergroting van het aantal biotopen.

#### **Verandering sedimentkarakteristieken**

Hoe dieper een put hoe groter de kans dat een andere sedimentsamenstelling ontstaat en hoe fijner het sediment dat neerslaat. Naarmate het oorspronkelijke sediment grover is, zal er sprake zijn van een sterkere waterbeweging en mag verwacht worden dat opvulling sneller optreedt.

Op den duur mag verwacht worden dat de van nature aanwezige sediment-samenstelling terugkeert, omdat dit een afspiegeling is van de waterbeweging ter plekke en deze in beginsel niet verandert. In de diepte is er echter een fijnere sedimentsamenstelling.

#### **Chemische samenstelling van het sediment**

Organische microverontreinigingen hechten makkelijk aan slibdeeltjes en komen daarmee in organismen terecht. Sommige stoffen accumuleren in het organisme en worden doorgegeven in de voedselketen. Dit is een zeer complexe problematiek, er kunnen synergetische effecten optreden, dosis-effect relaties zijn lang niet altijd lineair en chronische effecten van lage concentraties komen soms pas na lange tijd tot uiting. Er zijn grote verschillen in gevoeligheid tussen soorten en de gevoeligheid van soorten varieert bovendien in verschillende perioden van hun levenscyclus. Bij vissen zijn zowel het bevruchtungs- als het embryonale en larvale stadium zeer gevoelig voor een groot spectrum aan toxische stoffen (Sheehan *et al.* 1984).

Indien particulier organisch materiaal in de bodem terechtkomt, kunnen zich op geringe diepte onder het sedimentoppervlak zuurstofloze condities voordoen en kunnen

giftige zwavelverbindingen (sulfiden) en ammoniak ontstaan. Ook hierbij kennen sommige organismen dergelijke omstandigheden al van nature en vertonen dus een zekere tolerantie. Vastzittende en ingegraven tweekleppigen, zoals de mossel en slijkgaper, zijn veel toleranter dan soorten die aan het sedimentoppervlak leven, zoals de kokkel en zeester. Organismen die zich lopend en zwemmend uit de voeten kunnen maken, zoals krabben en garnalen, vertonen de laagste tolerantie (Essink 1993).

### **Verandering in de ecologie**

Het verdwijnen of verschijnen en de af- of toename van soorten als gevolg van de bovengenoemde directe effecten heeft secundaire ecologische consequenties. De dichtheid van soorten werkt door in de vorm van competitie om voedsel en ruimte en tevens in de voedselketen via predator-prooi-relaties.

Van der Veer *et al.* (1985) onderzochten de samenstelling van de bodemfauna van zandwinputten in de Waddenzee. Deze putten werden opgevuld met 'natuurlijk' sediment. Putten op een drietal locaties in getijdengeulen waren snel opgevuld (1-4 jaar), het slibgehalte was wat hoger geworden. Het herstel in termen van biomassa duurde hooguit een jaar. Import door immigratie van adulten was belangrijk om tot herstel van biomassa te komen. De soortenrijkdom bleef na een aantal jaren echter nog wat aan de lage kant waardoor het erop lijkt dat successie toch wel enige jaren in beslag neemt.

In een storting van slib in de oude Westereems waren de meest talrijke organismen de zandzager en het nonnetje. De toename van het nonnetje in de winter geschiedde door immigratie van juvenielen (Essink 1993).

Het herstel van de bodemfauna in zandwingebieden in de Nederlandse kustzone bedraagt in de regel enkele jaren (van Moorsel & Munts 1995, van Dalftsen *et al.* 1999, van Dalftsen & Lewis 2001).

#### **Samenvatting effecten zandwinning**

*Bij zandwinning zullen voornamelijk effecten optreden op het benthos. In mindere mate zijn effecten te verwachten op vissen en vogels. De aard en omvang van de effecten zijn sterk afhankelijk van de hoeveelheid gewonnen zand en de grootte van de winlocatie. De directe effecten op het benthos zijn onder te verdelen in:*

- *de verwijdering van bodemfauna door het opzuigen van bodemmateriaal;*
- *een mogelijke bescherming tegen predatie door op het zicht jagende vissen en vogels door vertroebeling;*
- *het extra aanbod van voedsel (positief) of juist verdunning van voedsel en verontreiniging door de aanwezigheid van slibdeeltjes in de waterfase;*
- *het begraven raken door het storten van sediment, waardoor benthosorganismen het contact met het sedimentoppervlak moeten herstellen (zichzelf moeten uitgraven);*
- *verandering van de bodemtopografie en verdieping (verandering biotoop);*
- *verandering sedimentkarakteristieken (sedimentvoorkeur organismen);*
- *chemische samenstelling van het sediment (ecotoxicologie en eutrofiëring).*

#### 4.4.2 Olie- en gaswinning

De grootste invloed van olie- en gaswinning op vogels ontstaat wanneer er olielozing plaats vindt. Het effect (aantal met olie verontreinigde vogels) is sterk afhankelijk van het seizoen en de weersomstandigheden. Met name concentraties zee-eenden en duikers zijn uiterst gevoelig voor deze vorm van vervuiling.

Affakkelvlammen hebben niet alleen invloed op lokaal aanwezige vogels maar juist ook (door middel van aantrekking) op langstreckende vogels. De effecten kunnen geminimaliseerd worden indien dit overdag plaats vindt. Bij voorkomende incidenten zal het veelal om aantallen gaan die verwaarloosbaar klein zijn ten opzichte van de totale populatie (Camphuysen & Leopold 1998). Het is niet uit te sluiten dat ook grootschalige incidenten met 1000-en slachtoffers plaats vinden. Met name eenden (waarvoor het studiegebied als beschermd gebied is gekwalificeerd) en ganzen zijn hiervoor erg gevoelig, evenals steltlopers en zangvogels.

Olie-exploitatie en gasboringen veroorzaken veelal een laag frequent geluid. Effecten hiervan op zeezoogdieren zijn nagenoeg niet bekend.

Zeehonden lijken, zowel in het water als op het droge, een grote tolerantie te vertonen voor geluiden geproduceerd tijdens seismologisch onderzoek. Indien zeehonden in een gebied verblijven waar ze foerageren of gebruik maken van ligplaatsen, lijkt de tolerantie groter dan in andere gebieden. Deels heeft dit te maken met het feit dat het geproduceerd geluid veelal kortstondig is met tussenliggende 'stille' perioden.

#### 4.5 Luchtverkeer

De aanwezigheid van vliegtuigen kan met name leiden tot verstoring van zeevogels en zeezoogdieren. Luchtverkeer zal naar verwachting geen effecten hebben op het benthos en vissen.

##### *Effecten op vogels*

Door Bureau Waardenburg is in 2000 in samenwerking met Alterra en OpdenKamp Adviesgroep (OAG) een onderzoek uitgevoerd naar "verstoring van fauna door de kleine burgerluchtvaart" (Van Rijn *et al.* 2000). In dit onderzoek zijn een groot aantal binnen- en buitenlandse bronnen geraadpleegd en samengevat. Hieronder wordt kort ingegaan op de resultaten van dit literatuuronderzoek.

Verstoring van vogels door vliegtuigen kent twee componenten, de visuele en de auditieve component. Beide componenten kunnen bij vogels een reactie induceren. Vogels zijn niet alle even gevoelig voor verstoring. Zo zijn individuen die langere tijd in een gebied verblijven (broedvogels, wintergasten) minder gevoelig dan individuen die nieuw zijn in een gebied. Voor de eerstgenoemde groep geldt dat ze de tijd hebben om aan het luchtverkeer te wennen. Daarnaast zijn wintergasten aan het begin van de winter (bij een groot voedselaanbod) gevoeliger dan aan het einde van de winter (gering

voedselaanbod). Waarschijnlijk wordt bij een afnemend voedselaanbod meer onrust getolereerd dan bij een ruim aanbod.

Ten aanzien van vlieghoogtes werd op basis van veld- en modelstudies geconcludeerd dat binnen een hoogte van 1000 m van een passerend klein vliegtuig verstoringen vallen te verwachten. Hoger vliegende toestellen brengen nauwelijks nog effecten teweeg. Er zijn aanwijzingen dat de kritische afstand in het horizontale vlak ligt tussen 1,5 en 2 km (Van Rijn *et al.* 2000). Ten aanzien van verschillende typen vliegtuigen werd geconcludeerd dat:

- helikopters op pleisterende vogels tijdens de trek en in overwinteringsgebieden steevast de grootste impact hebben, gevolgd door sportvliegtuigjes en straaljagers;
- de gemiddelde verstoringduur van straaljagers 1-2 minuten is, van sportvliegtuigjes 2-3 minuten en van helikopters 4-5 minuten;
- geluidlose deltavliegers veroorzaken reacties die vergelijkbaar zijn met die van een sportvliegtuig.

Door Van Veen (1987) is een literatuurstudie uitgevoerd naar de effecten van Ultra Lichte Vliegtuigen (ULV's) op vogels. Deze vliegtuigen vliegen met een lage snelheid (45-90 km per uur) en op een geringe hoogte (150-300 m). Hij concludeerde dat de verstoring door ULV's het meest vergelijkbaar is met die van een laagvliegend sportvliegtuigje.

#### *Effecten op zeezoogdieren*

Reacties van zeezoogdieren op luchtverkeer zijn afhankelijk van het type vliegtuig, de hoogte en het vliegpatroon. Verstoring is meestal auditief en niet visueel. Geluid van vliegtuigen boven zee verplaatst zich zowel door de lucht als door het water. Zeehonden horen de vliegtuigen zowel in het water, als wanneer zij op zandplaten liggen of hun kop uit het water steken.

Over het algemeen lijkt het erop dat vliegtuigen die hoger dan 1200 ft (350 m) vliegen nagenoeg geen verstoringe invloed hebben op zeezoogdieren (Richardson *et al.* 1985). Binnen het studiegebied vliegen grotere vliegtuigen veelal beduidend hoger, zodat invloed hiervan op aanwezige zeezoogdierpopulaties verwaarloosbaar klein geacht kunnen worden. Zeer laag overvliegende straaljagers en kustwachtvliegtuigen hebben een kortstondige verstoring tot gevolg.

Deze verstoring heeft alleen invloed op zeehondenpopulaties indien deze plaats vindt boven zandplaten waar jongen gezoogd worden (juni-augustus) en waarbij de dieren te water gaan. Dit kan tot verhoogde mortaliteit leiden onder jonge zeehonden. Hier staat tegenover dat bij druk bevlogen vliegvelden in estuaria (bijvoorbeeld Vancouver Island) de zeehonden als het ware aan het eind van de startbaan zogen, rusten en zonnen, zonder op vliegtuigen te reageren (Richardson *et al.* 1995). In dit geval speelt gewinning duidelijk een rol.



### Sportvliegtuigen en helikopters

Over het algemeen zijn zeehonden op zandplaten het meest gevoelig voor vliegtuigverstoring tijdens de geboorteperiode (juni-augustus) en het verharen (augustus-september). Uit buitenlands onderzoek bleek dat indien een sportvliegtuig lager dan 120 m over een groep gewone zeehonden vloog, de zandplaat voor een periode langer dan 2 uur verlaten werden (Richardson *et al.* 1995). In Californië reageerden gewone zeehonden op sportvliegtuigen die lager dan 150 m hoogte vlogen door de kop op te steken en zich over de plaat te bewegen. In twee van de elf gevallen vluchtten ze het water in (Richardson *et al.* 1995). Reacties op helikopters die lager vlogen dan 305 m waren vergelijkbaar met reacties op sportvliegtuigen die minder dan 150 m hoog vliegen (Richardson *et al.* 1995).

Uit persoonlijke observaties (R. Witte) aan zeehonden in de Voordelta bleek dat de zeehonden vrijwel niet reageerden op sportvliegtuigen die op 150 m hoogte vliegen en minimaal 400 m (horizontaal) bij de zandplaat vandaan bleven. Indien sportvliegtuigen richting de zeehonden vlogen en binnen een afstand van 250 m kwamen, vluchtten ze soms het water in. In de zoogperiode kan dit een verlaging van de overlevingskans van jonge zeehonden hebben (Witte *et al.* 2001).

In de Oosterschelde werd vastgesteld dat 3.3% van de reacties op verstoringsbronnen reacties op vliegtuigen betrof. Dit resulteerde echter geen enkele keer in het te water gaan (Brasseur & Reijnders 1994). Vlieghoogten, typen en afstanden werden in dit onderzoek niet genoemd.

Een overzicht van verstoringsafstanden van zeezoogdieren door verschillende typen vliegtuigen is gegeven in tabel 14.

Tabel 14. Verstoringsafstanden van zeezoogdieren door verschillende typen vliegtuigen (Brasseur & Reijnders 1994). Reactie: K= kop omhoog; W= te water gaan.

Verstoringsbron	Vlieghoogte (m)	Verstoringsafstand (m)	Reactie	Bron	Gebied
Vliegtuig		200-300	K	Allen e.a. 1980	Californië,
Sportvliegtuig		120-300	K	Richardson 1995	Californië,
Sportvliegtuig	≤ 120		W	Richardson 1995	Californië,
Sportvliegtuig	< 61		W	Hoover 1988	Alaska
Sportvliegtuig		1000	W	Reijnders 1972	Wadden,
Helikopter	≤ 305		W	Richardson 1995	Californië,

De gevoeligheid van zeezoogdieren voor verstoring door ULV's is onbekend, maar zullen naar verwachting overeenkomen met de verstoring van sportvliegtuigjes.

#### Samenvatting effecten luchtverkeer

*Luchtverkeer leidt met name tot verstoring van zeevogels en zeezoogdieren en heeft naar verwachting geen effecten op het benthos en vissen.*

*Uit een onderzoek naar de verstoring van fauna door de kleine burgerluchtvaart werd ten aanzien van vlieghoogtes geconcludeerd dat binnen een hoogte van 1000 m van een passerend klein vliegtuig verstoringen vallen te verwachten. Hoger vliegende toestellen brengen nauwelijks nog verstoringen teweeg. Er zijn aanwijzingen dat de kritische afstand in het horizontale vlak ligt tussen 1,5 en 2 km.*

*Ten aanzien van type vliegtuigen werd geconcludeerd dat helikopters op pleisterende vogels tijdens de trek en in overwinteringsgebieden steevast de grootste impact hebben, gevolgd door sportvliegtuigjes en straaljagers. De gemiddelde verstoringduur van straaljagers is 1-2 minuten, van sportvliegtuigjes 2-3 minuten en van helikopters 4-5 minuten. De verstoring door Ultra Lichte Vliegtuigen (ULV's) is vergelijkbaar met die van een laagvliegend sportvliegtuigje.*

*De verstoringafstanden van zeezoogdieren door luchtverkeer zijn eveneens afhankelijk van het type vliegtuig en de vlieghoogte. Grotere vliegtuigen die hoger vliegen dan circa 350 m lijken nagenoeg geen verstoring te hebben op zeezoogdieren. De horizontale verstoringafstand van dergelijke vliegtuigen is ongeveer 200-300 m. Voor sportvliegtuigjes varieert de verticale verstoringafstand (vlieghoogte) van circa 60 tot 120 m en de horizontale verstoringafstand is ongeveer 1000 m. Voor helikopters is alleen een verticale verstoringafstand bekend van circa <305 m. de gevoeligheid van zeezoogdieren voor ULV's is onbekend, maar zullen naar verwachting overeenkomen met verstoring door sportvliegtuigjes.*

## 4.6 Militaire activiteiten

De verstoringende werking van marineschepen is vergelijkbaar met de effecten, zoals beschreven onder recreatievaart en scheepvaart § 4.2.2, § 4.2.3 en § 4.3. Effecten van luchtverkeer zijn reeds aan de orde geweest in § 4.5.

Voor zover bekend heeft het militaire vliegverkeer in de Voordelta geen effecten van betekenis op de functie van de Voordelta voor vogels (Baptist & Meininger 1996).

Schok- en drukgolven als gevolg van explosies van o.a. dieptebommen en mijnenbestrijdingsmunitie, kunnen in een gebied met een straal tot honderd meter alle dieren dodelijk verwonden en vissen met een zwemblaas tot op afstanden van enkele honderden meters. Ook kan (letale) gehoorbeschadiging bij zeezoogdieren optreden (Bergman *et al.* 1991).

## 4.7 Objecten (windturbines, zendmasten, boorplatforms)

Aangezien er momenteel geen objecten binnen het studiegebied aanwezig zijn, wordt in onderstaande paragrafen slechts kort ingegaan op de effecten van de aanwezigheid van objecten.

### Windturbines

Van de plaatsing van windturbines direct onder de kust of verder uit de kust zijn verschillende effecten te verwachten. Deze zijn enerzijds samen te vatten onder de noemer "effecten op aquatische groepen onder water" en anderzijds op "effecten op vogels boven water". Deze effecten zijn uitgebreid beschreven in het MER-Near Shore Windpark (Lensink *et al.* 1999, Van Moorsel 1999) en het MER Q7 (Lensink *et al.* 2001, Van Moorsel & Van Dalven 2001).

Voor de soortgroepen onder de waterlijn zijn als gevolg van trilling, resonantie en reflectie negatieve effecten te verwachten op zeezoogdieren. De mate waarin en de omstandigheden waaronder zijn onbekend; beide factoren zijn in genoemde MER's aangemerkt als een kennislacune.

De aanleg van een windpark in zee brengt met zich mee dat een bepaalde oppervlakte zeegebied uit veiligheidsoverwegingen wordt gesloten voor andere gebruiksfuncties. Als gevolg hiervan vallen voor benthos en vis positieve effecten te verwachten, omdat exploitatie achterwege blijft. Aangezien een zeereservaat al uitsluiting van andere gebruiksfuncties impliceert, is dit effect niet specifiek voor een windpark. Daarnaast biedt de oprichting van objecten onder water mogelijkheden voor de vestiging van gemeenschappen van hard substraat; analoog aan de vestiging en ontwikkeling van deze gemeenschappen op bijvoorbeeld scheepswrakken en kunstriffen (Van Moorsel & Waardenburg 2001).

Aanleg van een windpark in zee heeft gevolgen voor vogels. In de duiding van effecten wordt onderscheid gemaakt in aanvaringsrisico, verstoring en barrièrewerking. Het aanvaringsrisico wordt sterk bepaald door het aanbod aan vliegende vogels en dan met name in de donkerperiode (Winkelman 1989, 1992, Musters *et al.* 1991). Dicht onder de kust is dit vermoedelijk groter (near-shore) dan verder op zee (offshore). Daarnaast is dit risico in getijdengebieden mogelijk groter dan op volle zee. Verstoring door windturbines heeft een reikwijdte van enkele honderden meters waardoor habitat (foerageren, rusten) minder geschikt wordt voor de betrokken soorten. Van barrièrewerking kan sprake zijn wanneer vogels dwars op de door hun gekozen vliegrichting een langere of kortere lijnopstelling vinden, waardoor ze zich genoodzaakt voelen om de barrière heen te vliegen (Van der Winden *et al.* 1996, Spaans *et al.* 1998).

### Zendmasten

Onder zendmasten worden in dit verband verstaan hoge objecten (ordegrootte honderden meters) die bedoeld zijn voor het uitzenden van radio of televisie. Aan de oprichting van dergelijke hoge objecten kleven verschillende risico's (Dirksen *et al.* 1999). Deze zijn het gevolg van de verandering van het aardmagnetisch veld rond de zendmast.

De reikwijdte van de verandering is afhankelijk van de sterkte van de zender maar gaat gemiddeld niet verder dan enkele tientallen tot honderd meter. Voor vogels, zeezoogdieren en vissen geldt dat zij hierdoor slechts korte tijd beïnvloed worden en zich vrij snel weer kunnen heroriënteren, waardoor de effecten waarschijnlijk gering zijn. Daarnaast geldt voor vogels het risico van een aanvaring met het object, de tuidraden of de zenddraden. Dit is op grond van studies aan hoge zendmasten in de Verenigde Staten een reëel risico, vooral tijdens donkere nachten met slecht weer en sterke trek (review in Dirksen *et al.* 1999).

#### **(Boor)platforms**

Van boorplatforms gaat net als van andere hogere objecten een versturende invloed uit. Deze zal beperkt blijven tot de directe omgeving. Daarnaast zorgen de aan- en afvoer van mensen en materieel voor een versturende invloed, zowel door de lucht als over water.

Afhankelijk van de gebruiksfunctie van het platform, staat het object 's nachts in het volle licht. Deze lichtkoepel werkt versturend op de oriëntatie van (trekkende) vogels waardoor vogels rond het platform blijven vliegen. Onder landvogels kunnen als gevolg van uitputting slachtoffers vallen; de omvang van dit fenomeen is niet bekend. Het affakkelen van gas dat vrijkomt bij de winning olie en gas, kan tot slachtoffers leiden (Camphuysen & Leopold 1998).

De aanleg van een platform in zee brengt met zich mee dat een bepaalde oppervlakte zeegebied uit veiligheidsoverwegingen wordt gesloten voor andere gebruiksfuncties. Als gevolg hiervan vallen voor benthos en vis positieve effecten te verwachten omdat exploitatie achterwege blijft (Lindeboom *et al.* 2002). Aangezien een zeeservuaat al uitsluiting van andere gebruiksfuncties impliceert, is dit effect niet specifiek voor een platform. Daarnaast biedt de oprichting van objecten onder water mogelijkheden voor de vestiging van gemeenschappen van hard substraat; analoog aan de vestiging en ontwikkeling van deze gemeenschappen op bijvoorbeeld scheepswrakken en kunstriffen (Van Moorsel & Waardenburg 2001).

### **4.8 Samenvatting effecten per soortsgroep**

In onderstaande tabellen (tabel 15a t/m 15d) worden de effecten van de verschillende gebruiksfuncties per soortsgroep samengevat. Tevens wordt aangegeven in hoeverre de effecten positief dan wel negatief zijn voor het voorkomen van de betreffende soortsgroep. Opgemerkt dient te worden dat dit een zeer vereenvoudigde tabel is die slechts een globale indruk geeft. Als voorbeeld kan genoemd worden dat in de tabellen 15a en 15b aangegeven wordt, dat de boomkorvisserij sterk negatieve effecten heeft op het benthos en vissen. Deze inschatting is gemaakt, omdat verwacht wordt, dat de negatieve effecten op deze soortgroepen (het wegvangen van doelsoorten, bijvangst, sterfte en beschadiging van soorten) sterker zullen wegen dan de positieve (extra voedselbeschikbaarheid door discards). Deze inschatting kan niet kwantitatief worden onderbouwd.

Tabel 15a. Effecten van de verschillende gebruiksfuncties op het benthos

Categorie	Gebruiksfunctie	Effecten
Visserij	boomkorvisserij	sterk negatief: -bijvangst : per kilo marktwaardige vis 4 kilo ongewervelden, waarvan de helft van de krabben en weekdieren sterft en circa 10% van de zeesterren en ondermaatse garnalen. -21% sterfte in het bodemspoor van de 4 m en 12 m boomkor.
	garnalenvisserij	negatief: geen kwantitatieve gegevens; naar verwachting soortgelijke, maar minder sterke effecten als die van de boomkorvisserij. Omdat de netten over de bodem rollen zullen er in vergelijking met de boomkorvisserij minder effecten optreden op de organismen die dieper in de bodem leven.
	schelpdierversierij	geen effect; wordt de laatste jaren niet meer uitgeoefend. Indien wel weer uitgevoerd ->zie effecten zandwinning.
	visserij met staand	
	want en fuiken	geen effect
Recreatie	strand- en plaatbezoek	geen effect (lokale kleinschalige verstoring vaak snel hersteld door immigratie).
	gemotoriseerde recreatievaart	
	(pleziervaart, speedboot, jetski)	geen effect
	ongemotoriseerde recreatievaart	
	(zeilen en kanoen)	geen effect
	(kite)surfen	geen effect
	deltavliegen en vliegeren	geen effect
Scheepvaart	beroepsvaart	geen effect
Delfstoffenwinning	zandwinning	sterk negatief*: verwijdering van het bodemleven in de bovenste decimeters
	olie- en gaswinning	geen effect; momenteel niet aanwezig
Luchtverkeer	grotere vliegtuigen	geen effect
	sportvliegtuigen en	
	helikopters	geen effect
Militaire	vlieg oefeningen	geen effect
activiteiten	mijnenleggers en -vegers	onbekend; geen gegevens bekend
Objecten	windturbines, zendmasten en	
	boorplatforms	geen effect; momenteel niet aanwezig

\* Hoewel vertroebeling en de aanwezigheid van slibdeeltjes in het water een positief effect kan hebben op het benthos door het beperken van het doorzicht voor zichtjagende predatoren wordt ervan uitgegaan dat dit positieve effect teniet wordt gedaan door het negatieve effect van verwijdering.

Tabel 15b. Effecten van de verschillende gebruiksfuncties op vissen.

Categorie	Gebruiksfunctie	Effecten
<i>Visserij</i>	boomkorvisserij	sterk negatief: -kans op overbevissing, verschuiving van langlevende soorten naar kortlevende soorten. -bijvangst : per kilo marktwaardige vis wordt 1 tot 2 kilo andere vis over boord gezet, waarvan het grootste gedeelte sterft)*.
	garnalenvisserij	negatief: naar verwachting soortgelijke, maar minder sterke effecten als die van de boomkorvisserij. Het wegvangen van garnalen heeft naar verwachting echter geen effecten op de totale garnalenstand, vanwege de snelle voortplanting van de garnaal.
	schelpdierversierij visserij met staand	geen effect; wordt de laatste jaren niet meer uitgeoefend.
	want en fuiken	geen effect
<i>Recreatie</i>	strand- en plaatbezoek gemotoriseerde recreatievaart	geen effect
	(pleziervaart, speedboot, jetski)	geen effect
	ongemotoriseerde recreatievaart	
	(zeilen en kanoen)	geen effect
	(kite)surfen	geen effect
	deltavliegen en vliegeren	geen effect
<i>Scheepvaart</i>	beroepsvaart	geen effect
<i>Delfstoffenwinning</i>	zandwinning	geen effect
	olie- en gaswinning	geen effect; momenteel niet aanwezig
<i>Luchtverkeer</i>	grotere vliegtuigen	geen effect
	sportvliegtuigen en	
	helikopters	geen effect
<i>Militaire</i>	vlieg oefeningen	geen effect
<i>activiteiten</i>	mijnenleggers en -vegers	onbekend; geen gegevens bekend
<i>Objecten</i>	windturbines, zendmasten en	
	boorplatforms	geen effect; momenteel niet aanwezig

\* Hoewel discards ook positieve effecten op vissen kan hebben (vissen profiteren enerzijds van de dode en beschadigde soorten die overboord gezet zijn en anderzijds van de bentische aaseters die hierdoor aangetrokken worden) wordt ervan uitgegaan dat dit positieve effect teniet wordt gedaan door het negatieve effect van de kans op overbevissing en bijvangsten.

Tabel 15c. Effecten van de verschillende gebruiksfuncties op vogels.

Categorie	Gebruiksfunctie	Effecten
Visserij	boomkorvisserij	positief: -discards (90% van het snijafval, 80%, van de rondvis, 20% van de platvis en 10% van het benthos wordt door vogels, met name meeuwen, geconsumeerd).
	garnalenvisserij	positief: -discards (41% van de platvis, 79% van de rondvis, 23% van de evertibraten en 10% van de ondermaatse garnalen wordt door vogels, met name meeuwen geconsumeerd).
	schelpdierversierij	negatief: minder voedsel voor zee-eenden (< 20 m diep) en andere benthoseters (getijdengebied).
	visserij met staand want en fuiken	negatief: sterfte van met name duikende viseters die in de netten verdrinken. In de Voordelta is het percentage vogels dat in de netten verdrinkt onbekend.
Recreatie	strand- en plaatbezoek	negatief voor kustbroedvogels: indien een strand of plaat druk bezocht wordt, is het ongeschikt als broedgebied voor kustbroedvogels. Indien er minder dan 4 personen-uren/10ha/dag komen, kan wel op het strand gebreed worden. negatief voor rustende vogels: stranden en permanent droogliggende zandplaten kunnen gebruikt worden als slaappleats. Alertheid voor aanwezige recreanten kost 2,1 keer zoveel energie als de basale energiebehoefte. De maximale verstoringafstand is ca. 500 meter. negatief voor foeragerende vogels: verstoringen leiden tot verhoogde energieuitgaven en een verminderde energieopname en is afhankelijk van frequentie en duur. Effecten zijn het grootst indien compensatie voor de extra-energie uitgaven niet of onvoldoende kan plaatsvinden.
	gemotoriseerde recreatievaart (pleziervaart, speedboot, jetski)	zie strand- en plaatbezoek. Geldt nu voor op open water rustende en foeragerende soorten en op voorgenoemde soortgroepen indien voorkomend binnen verstoringafstand, Het gebied dat verstoord wordt is $2 \cdot v \cdot d + \pi \cdot d^2$ [m <sup>2</sup> ] (zie § 4.2.2).
	ongemotoriseerde recreatievaart (zeilen en kanoen)	zie gemotoriseerde recreatievaart. De verstoringafstand van zeilboten is vermoedelijk groter dan die van plezierjachten.
	(kite)surfen	zie strand- en plaatbezoek. verstoringafstand en zijn echter onvoldoende bekend.
Scheepvaart	deltavliegen en vliegeren beroepsvaart	idem. zie gemotoriseerd recreatievaart. De maximale verstoringafstand is ca. 1000 meter.
Delfstoffenwinning	zandwinning	geen effect
Luchtverkeer	olie- en gaswinning	geen effect; momenteel niet aanwezig
	grotere vliegtuigen sportvliegtuigen en helikopters	geen effect zie strand- en plaatbezoek. Indien vlieghoogte > 3000 ft, en horizontale afstand 1500-2000 m dan is geen effect meer meetbaar. De gemiddelde verstoringduur is 2-3 minuten voor sportvliegtuigen en 4-5 minuten voor helikopters.
Militaire activiteiten	vlieg oefeningen	zie luchtverkeer; verstoringafstanden zijn kleiner dan bij sportvliegtuigen en helikopters. De gemiddelde verstoringduur is 1-2 minuten
Objecten	mijnenleggers en -vegers windturbines, zendmasten en boorplatforms	onbekend; geen gegevens bekend geen effect; momenteel niet aanwezig

\*: Gauthier *et al.* (1984) berekende dat alertheid bij vogels 2,1 keer zoveel kost als de basale energiebehoefte (Eb) en normaal zwemmen 2,2 keer zoveel. Verstoord zwemmen kost echter 4,2 keer de Eb hoeveelheid. Gespendeerde energie kan worden gekoppeld aan gewichtsverlies doordat 1 gr vet (bij ganzen) 13 kcal oplevert (Drent *et al.* 1981). Aan de hand van de aantal vogeldagen, tijdsduur en frequentie van verstoring kan de extra energiebehoefte voor de verschillende soorten uitgerekend worden. De verstoringdruk is echter tot op heden onbekend.

Tabel 15d. Effecten van de verschillende gebruiksfuncties op zeezoogdieren.

Categorie	Gebruiksfunctie	Effecten
<i>Visserij</i>	boomkorvisserij	geen direct effect
	garnalenvisserij	geen direct effect
	schelpdiervisserij	geen direct effect
	visserij met staand want en fuiken	negatief. Sterfte van met name onvolwassen zeehonden door verdrinking in netten (ca 10-20%)
<i>Recreatie</i>	strand- en plaatbezoek	negatief. Door verstoring wordt de overlevingskans van zogende zeehonden verminderd (tot 70%). De maximale verstoringafstand is ca. 500 m.
	gemotoriseerde recreatievaart (pleziervaart, speedboot, jetski)	negatief, zie strand- en plaatbezoek. Geldt nu ook voor bruinvissen. Speedboten en jetski's resulteren in vermijden of verlaten van een gebied door bruinvissen. De verstoringafstand voor op platen rustende/zogende zeehonden is maximaal 1200 meter.
	ongemotoriseerde recreatievaart (zeilen en kanoen)	negatief, zie gemotoriseerde recreatievaart.
	(kite)surfen	negatief, zie strand- en plaatbezoek. Verstoringafstanden zijn echter onvoldoende bekend.
	deltavliegen en vliegeren	idem.
	<i>Scheepvaart</i>	beroepsvaart
<i>Delfstoffenwinning</i>	zandwinning	geen direct effect
	olie- en gaswinning	geen direct effect; momenteel niet aanwezig
<i>Luchtverkeer</i>	grotere vliegtuigen	geen direct effect
	sportvliegtuigen en helikopters	negatief, zie strand- en plaatbezoek. Indien de vlieghoogte > 3000 ft, en de horizontale afstand 1500-2000 m is, dan is geen effect meer meetbaar.
<i>Militaire activiteiten</i>	vlieg oefeningen	negatief, zie luchtverkeer.
	mijnenleggers en -vegers	onbekend
<i>Objecten</i>	windturbines, zendmasten en	
	boorplatforms	momenteel niet aanwezig



## 5 Herstelmogelijkheden van aquatische soortgroepen in een zeereservaat

### 5.1 Onzekerheden bij het inschatten van herstellmogelijkheden

#### 5.1.1 Natuurlijke versus antropogene verstoring

De huidige en potentiële levensgemeenschappen zijn niet alleen een functie van de aanwezige gebruiksfuncties, maar ook van de milieuomstandigheden. Een aantal van deze milieuomstandigheden komt voor de levensgemeenschappen neer op een vorm van verstoring. Het is dan ook zinvol om te kunnen beschikken over een korte karakterisering van de huidige milieuomstandigheden, zo mogelijk in termen van natuurlijke verstoring. Dit vormt de achtergrond waartegen de effecten van gebruiksfuncties, die immers ook vaak neerkomen op een vorm van verstoring, kunnen worden afgezet. Deze korte karakterisering is in bijlage 6 opgenomen.

Belangrijke natuurlijke verstoringen die op een korte tijdsschaal effecten kunnen hebben op levensgemeenschappen zijn bijvoorbeeld stormen (golfwerking), strenge winters met ijsgang, en sterke schommelingen in zoutgehalten in de monding van het Haringvliet als gevolg van afvoeren van de Rijn en de Maas. Vooral in ondiepe delen kunnen dergelijke vormen van natuurlijke verstoring grote invloeden uitoefenen op de daar aanwezige levensgemeenschappen.

Daarnaast hebben langjarige milieufunctuaties in parameters als vervuiling, eutrofiëring of temperatuur (mogelijk broeikas-effect en/of het effect van de Noord-Atlantische Oscillatie (NAO) direct of indirect ook gevolgen voor mariene organismen (Ter Hofstede 2001).

Natuurlijke fluctuaties in één of meer parameters van een systeem vormen een belangrijke onzekerheid bij het voorspellen van veranderingen in levensgemeenschappen door wijziging van gebruiksfuncties.

#### 5.1.2 Frequentie, intensiteit en periode van verstoring

De intensiteit van de verschillende gebruiksfuncties en het oppervlak (schaalniveau) waarbinnen deze gebruiksfuncties worden uitgeoefend zijn van groot belang voor het bepalen van de effecten en daarmee voor het inschatten van de herstellmogelijkheden. Zo kunnen gebruiksfuncties die weinig effecten hebben op aquatische natuurwaarden, maar frequent worden uitgeoefend, uiteindelijk grotere gevolgen hebben dan gebruiksfuncties die grote effecten hebben maar slechts beperkt worden uitgeoefend. Op dezelfde manier geldt dat weinig verstoring op een groot oppervlak grotere gevolgen kan hebben dan veel verstoring op een klein oppervlak.

Voor sommige organismen is eveneens de periode van het jaar waarin de verstoring door gebruiksfuncties plaatsvindt van belang. Verstoring vóór het seizoen waarin de meeste larven van benthossoorten zich vestigen (voorjaar en zomer) leidt sneller tot herstel dan een verstoring in of vlak na het seizoen. Zeezoogdieren zijn het meest gevoelig voor verstoring in de periode waarin ze jongen krijgen.

### 5.1.3 Het potentiële voorkomen van verschillende soortgroepen

Voor het inschatten van herstelmogelijkheden zou het potentiële voorkomen van levensgemeenschappen bekend moeten zijn, d.w.z. de soortensamenstelling die op de lange termijn ontstaat zonder het effect van menselijk gebruik. Zowel aan de hand van vergelijkingen in de ruimte als in de tijd kan in theorie een beeld van de potentiële situatie verkregen worden door:

#### 1. Vergelijking in de ruimte aan de hand van referentiegebieden elders

Er bestaan geen gebieden in het Nederlandse deel van de Noordzee waar alle gebruiksfuncties zijn uitgesloten. De scholbox wordt wel gememoreerd, maar dit is een gebied waar wel degelijk met boomkorren en wekkerkettingen wordt gevestigd. Gesloten gebieden elders, hebben door andere omstandigheden en/of een andere soortensamenstelling, slechts een beperkte waarde als referentie.

In Gareloch, bij Glasgow bevindt zich bijvoorbeeld een onderzeebootbasis waardoor er daar gedurende 30 jaar geen visserij plaatsvond (Tuck *et al.* 1998). Uit een experimentele verstoring met een bordentrawl bleek dat ter plekke sommige opportunistische soorten wormen (cirratuliden en capitelliden) profiteerden van de verstoring. Na het stoppen van de visserij profiteerden spioniden: deze worden ook als opportunist beschouwd, maar ze kunnen niet tegen verstoring. Sommige epifaunasoorten zoals zeeanemonen waren in anderhalf jaar nog niet hersteld. Deze studie is niet goed vergelijkbaar met de Voordelta: het Gareloch werd gekarakteriseerd door fijn slib. Door de beschutte ligging vond er van nature weinig opwerveling van sediment plaats. De soorten die afnamen de verstoring konden niet goed tegen hogere sedimentatie.

#### 2. Vergelijking in de tijd aan de hand van de oorspronkelijke situatie

Er is weinig informatie bekend over de situatie in de zuidelijke Noordzee vóórdat menselijk gebruik haar intrede deed. Bovendien is het gebied van de Haringvlietmonding en Voordelta sinds de aanleg van de Deltawerken volop in verandering geweest en heeft er ter plekke dus eigenlijk nooit een ongestoorde versie van de huidige situatie bestaan.

Het is voorstelbaar dat de oorspronkelijke situatie door de eerste menselijke ingrepen al sterk veranderde. Te denken valt bijvoorbeeld aan het verdwijnen van gemeenschappen waarin epifaunaorganismen en structuurvormende organismen een belangrijke plaats innamen. Vervolgens ontstond een andere situatie waarop de huidige ingrepen hun effect doen gelden. Onderzoeken naar de effecten van verschillende gebruiksfuncties vinden dus plaats in een systeem dat al zodanig lang beïnvloed is, dat de natuurlijke (ongestoorde) situatie van dat systeem niet meer valt te achterhalen.

Als voorbeeld kan de visserij worden genoemd. Onderzoek naar effecten van de visserij vinden in het algemeen plaats op plaatsen waar al decennia tot eeuwen wordt gevestigd. De resultaten hebben dus uitsluitend betrekking op de soorten die ondanks deze visserijverstoring redelijk algemeen zijn gebleven. Er worden eigenlijk alleen pionierstadia onderzocht.

Omdat echter al sinds mensenheugenis wordt gevist kunnen complete ecosystemen verdwenen zijn voordat het bestaan ervan werd opgetekend. In de woorden van Dayton *et al.* (1995):

*It is considered that all efforts to evaluate bycatch and environmental effects of heavy fishing on natural systems are too late because most sensitive species have long been impacted, leaving no concept of natural relationships or patterns.*

Hall (1999) is voorzichtiger in zijn oordeel: Hij ziet visserij als een mogelijke oorzaak voor lange termijn trends, maar het bewijs is niet waterdicht. Er zijn conflicterende resultaten en andere veranderingen in het milieu zouden ook de oorzaak voor de trends kunnen zijn.

Een van de weinige studies die ingaat op lange termijn veranderingen in de bodemfauna in de kustzone is die van Reise (1982). Hij vergeleek gegevens over de bodemfauna van de Waddenzee rond het begin van de 20e eeuw met recente gegevens. Met name soorten die geassocieerd waren aan oesterbanken, zoals sponzen en hydroïden, *Sabellariabanken* en zeegrasvelden bleken te zijn verdwenen. Vooral borstelwormen bleken te zijn toegenomen, met name soorten met een levensstrategie die duidde op een aanpassing aan verstoorte milieus.

Beide mogelijkheden voor het reconstrueren van een potentiële situatie bieden dus niet veel aanknopingspunten. Duidelijk is wel dat bij afwezigheid van menselijke beïnvloeding structuurvormende organismen en langlevende soorten een verhoogde kans hebben om zich te ontwikkelen.

## 5.2 Herstelmogelijkheden aquatische soortgroepen

In onderstaande paragrafen worden de herstellmogelijkheden na het beëindigen van de verschillende gebruiksfuncties per soortsgroep ingeschat. Allerlei interacties tussen de verschillende soortgroepen worden bij deze inschatting niet in beschouwing genomen. Er wordt dus slechts een inschatting gegeven van de directe effecten, niet van de indirecte effecten. De complexe voedselketen en het veelal ontbreken van voldoende inzicht in de sturende processen maakt nauwkeurige kwantificering van de herstellmogelijkheden onvoldoende mogelijk.

### 5.2.1 Herstelmogelijkheden benthos

Uit tabel 15a (zie § 4.8) blijkt dat boomkorvisserij en zandwinning waarschijnlijk de meest negatieve effecten hebben op het benthos. Over de effecten van de garnalenvisserij zijn vrijwel geen kwantitatieve gegevens bekend, maar naar verwachting heeft deze vorm van visserij met name negatieve effecten op bodemdieren die op de bodem leven (epifauna). Herstelmogelijkheden voor het benthos lijken dan ook het meest vergroot te kunnen worden door deze gebruiksfuncties te beperken dan wel te

beëindigen. Het beperken of beëindigen van de overige gebruiksfuncties zal naar verwachting minder tot geen invloed hebben op het herstel van bodemdieren.

Door Lavaleye *et al.* (2000) is een inschatting gemaakt van de soortensamenstelling van de bodemfauna wanneer er geen visserij zou zijn. Hierbij is een grafische vergelijking gemaakt tussen een door visserij beïnvloed ecosysteem, het vermoedelijke aanzien van een "ongestoord" ecosysteem en een mogelijke toekomst met een combinatie van beide. In een door visserij beïnvloed systeem zal een soortensamenstelling ontstaan die optimaal is aangepast aan de visserijdruk. In de huidige situatie zijn de langlevende (>2 jaar), pas na een aantal jaren reproducerende soorten, verdwenen of sterk in aantal teruggelopen en is hun plaats ingenomen door kortlevende, zich snel en veelvuldige reproducerende soorten, de zogenaamde "opportunisten" (Lavaleye *et al.* 2000). Een dergelijk ecosysteem kenmerkt zich door veel wormen en platvissen, maar een lage biodiversiteit. Bij uitsluiting van de visserij krijgen de langlevende soorten weer een kans om zich te herstellen. Er zouden meer schelpenbanken voorkomen van bijvoorbeeld kokkels en oesters, waarbij ook individuele organismen de kans hebben een hoge leeftijd te bereiken. Van oesters is bijvoorbeeld bekend dat ze 20 tot 30 jaar oud kunnen worden. Bij handhaving van de huidige visserijdruk is te berekenen dat een 6-jarige oester al een heel grote zeldzaamheid zou zijn. Ook het zaagje en de rechtsgestreepte platschelp die, bijvoorbeeld bij het Friese Front, vooral na 1980 een grote achteruitgang hebben gehad, kunnen weer in redelijke aantallen voorkomen. Het systeem wordt gekenmerkt door een hoge biodiversiteit. Aangezien grotere schelpdieren maar eens in de zoveel tijd succesvol nageslacht produceren, kan het echter wel enkele tientallen jaren duren voordat deze organismen zich ontwikkelen. In een systeem waarbij bepaalde gebieden gesloten worden voor visserij zal zich een systeem ontwikkelen waarbij de biodiversiteit toeneemt, maar een aantal soorten niet in staat is terug te keren. De ontwikkeling in een dergelijk systeem is sterk afhankelijk van het oppervlakte van de gesloten gebieden (zie ook hoofdstuk 6).

Dat uitsluiting van visserij volgens bovengenoemde inschatting een positieve invloed heeft op de soortenrijkdom van het benthos wordt ondersteund door enkele praktijkvoorbeelden. In de Silverspit, een zeegebied bij Engeland, zijn grote verschillen in soortenrijkdom waargenomen tussen onbeviste en beviste gebieden. Het onbeviste gebied werd gekenmerkt door een groter aantal soorten ten opzichte van het beviste gebied (Lavaleye *et al.* 2000). In IMPACT II is voor gebieden in het Duitse deel van de Noordzee hetzelfde gevonden (Lavaleye *et al.* 2000).

Een algemene beschrijving van de potentiële ontwikkeling van het benthos is opgenomen in § 5.3.

### 5.2.2 Herstelmogelijkheden vissen

Uit tabel 15b blijkt dat de boomkorvisserij en de garnalenvisserij waarschijnlijk de meeste negatieve effecten hebben op vissen. Hierbij dient opgemerkt te worden dat dankzij de in gebruik name van de roterende sorteermachines in de garnalenvisserij de sterfte van vissen als bijvangst sterk is afgenomen, waardoor de negatieve effecten van de garnalenvisserij op vissen beduidend minder zijn dan die van de boomkorvisserij. De herstellmogelijkheden voor vissen kunnen naar verwachting het meest vergroot worden door de boomkorvisserij en in mindere mate de garnalenvisserij te beperken dan wel te beëindigen. Het beperken of beëindigen van de overige gebruiksfuncties zal naar verwachting echter minder tot geen invloed hebben op het herstel van vissen.

In het algemeen kan verwacht worden dat uitsluiting van de visserij net als bij het benthos een verschuiving van kortlevende vissoorten naar langlevende vissoorten tot gevolg zal hebben. Tegenwoordig worden van een aantal vissoorten alleen nog de jongste jaarklassen aangetroffen. Andere soorten die vroeger een zeer algemene verschijning waren in het Nederlandse kustgebied, zoals bijvoorbeeld haaien en roggen, zijn nu praktisch geheel verdwenen (Lavaleye *et al.* 2000).

Door het beperken of beëindigen van de visserij krijgen deze soorten een kans om zich te herstellen. Als praktijkvoorbeeld kan de haringvisserij in de Noordzee genoemd worden. In het verleden heeft de haringvisserij geleid tot overbevissing en daarmee sterke achteruitgang van de haring. Sinds het instellen van vangstquota treedt weer enigszins herstel op van de haringpopulatie. Het effect van sluiting van gebieden voor visserij is sterk afhankelijk van de grootte van het gesloten gebied (zie hoofdstuk 6).

### 5.2.3 Herstelmogelijkheden vogels

Uit tabel 15c blijkt dat de verschillende vormen van recreatie en luchtverkeer waarschijnlijk de meeste negatieve effecten hebben op vogels. Daarnaast blijkt dat de visserij met staand want en fuiken negatieve effecten kan hebben op visetende vogels die in de netten kunnen verdrinken. Herstelmogelijkheden voor vogels lijken dan ook voornamelijk vergroot te kunnen worden door het beperken dan wel beëindigen van de verschillende vormen van recreatie en luchtverkeer en specifiek voor visetende vogels de visserij met staand want en fuiken.

#### *Kustbroedvogels*

De keuze van broedlocatie bij kustbroedvogels wordt bepaald door de aanwezigheid van geschikt (broed)habitat, afstand tussen broedlocatie en geschikte foerageergebieden, plaatstrouw, mate van predatie en aanwezigheid van menselijke verstoring. In potentie is het strand een geschikt broedhabitat voor kustbroedvogels, zoals strandplevieren en dwergsterns (Meininger & Graveland 2002). Vanwege het huidige intensieve menselijk gebruik zijn stranden niet in gebruik als broedgebied. Geschikt broedbiotoop voor deze soorten kan gecreëerd worden door in de broedperiode stukken strand te vrijwaarden van menselijke verstoring. Daarbij geldt een bufferzone van ca. 500 meter (Arts *et al.*

2000). Buiten Nederland zijn verschillende voorbeelden te vinden van het effect van het afsluiten van stranden voor mensen ten behoeve van broedvogels. Het gaat daarbij met name om broedplaatsen voor sterns en plevieren. In België, Duitsland, Engeland en Spanje is gebleken dat als mensen buiten de afgezette broedkolonies blijven de aantallen sterk toenemen en goede broedsuccessen worden bereikt (Schultz & Stock 1992, Potel *et al.* 1998, van Waeyenberge in Meininger & Graveland 2002). In een primair duingebied nabij Heist nam het aantal broedgevallen na afsluiting voor recreatie in twee jaar toe van enkele mislukte broedpogingen tot succesvol broeden van 83 paar dwergsterns en 30 paar strandplevieren (Waeyenberge in Meininger & Graveland 2002).

Om het herstel voor vogels te bevorderen zou de mens de natuur een handje kunnen helpen door bijvoorbeeld kunstmatige eilandjes aan te leggen. Praktijkervaring op de Westplaat leert namelijk dat aangelegde eilandjes (die bij hoog water droog blijven) zeer snel in gebruik worden genomen door kustbroedvogels om te broeden (Meininger *et al.* 2000). Naast vrijwaring van menselijke verstoring is het van belang om te zorgen dat deze eilanden niet wegspoelen. Indien een laag schelpen wordt aangebracht dan vergroot dit de aantrekking van sterns en plevieren. Indien het eiland jaarlijks overspoeld wordt met zout water wordt een te sterke vegetatieontwikkeling tegengegaan. Naast meeuwen, sterns en plevieren kunnen ook kluten op dergelijke eilanden broeden. De kluten en plevieren zullen met name eilanden gebruiken die aan slikkige foerageergebieden grenzen.

#### *Overwinterende en trekkende vogels*

Het voorkomen van benthos etende wadvogels, zoals allerlei steltlopers wordt bepaald door de voedseldichtheid, verstoring en aanwezigheid van geschikte rustgebieden (HVP locaties). Foerageergebieden zijn veelal droogvallende enigszins slikrijke zandplaten met een hoge dichtheid aan bodemdieren. Maatregelen ter vergroting van de prooidichtheid en het foerageergebied, in combinatie met vrijwaring van menselijke verstoring (zowel vanaf het land, water als vanuit de lucht), zal de betekenis van een gebied voor deze soortsgroep kunnen vergroten. Vermindering van verstoring verhoogt de energieopname van foeragerende vogels door een toename van de foerageertijd en verlaging van energieverbruik van rustende vogels door het verminderen van alertheid en opvliegen. Daarmee wordt de overlevingskans van deze vogels vergroot. Het aantal foeragerende vogels in een gebied waar de verstoring afneemt kan toenemen, enerzijds doordat het beschikbare areaal toeneemt en anderzijds doordat de foerageertijd toeneemt.

De afgesloten delen van de stranden die in het voorjaar/zomer in gebruik zijn als broedgebied kunnen in het winterhalfjaar gebruikt worden als HVP. Indien vogels tijdens het rusten minder verstoord worden, zullen ze minder energie verbruiken en daardoor gedurende de foerageerperiode minder energie op hoeven nemen. Hierdoor kan in een gebied met een bepaalde voedselbeschikbaarheid een grotere aantal vogels aan voldoende voedsel komen.

De keuze voor overwintering- dan wel ruiplaats van schelpdieretende duikeenden, zoals eidereenden en zwarte zee-eend, hangt nauw samen met het voorkomen van schelpdierbanken. Deze schelpdierbanken dienen niet dieper te liggen dan 20 m en bovendien moet de locatie niet te vaak verstoord worden door bijvoorbeeld scheepvaart.

Herstel in het voorkomen van schelpdierbanken zal de voedsel functie van het gebied voor deze soortsgroep vergroten.

Visetende soorten, zoals duikers en zaagbekken foerageren in ondiep open water. Het Brouwershavensche Gat is bijvoorbeeld een belangrijk overwinteringsgebied voor onder andere roodkeelduikers. Gezien de gevoeligheid van deze vogelsoorten voor menselijke verstoring zal het vrijwaren van menselijke activiteiten in de periode dat deze soorten hier aanwezig zijn een verhoging van het aantal overwinterende vogels tot gevolg kunnen hebben. Elders verloren gegane foerageergebieden kunnen hierdoor mogelijk gecompenseerd worden. Daarnaast zal vrijwaring van onbedoelde bijvangsten in staande netten, deze soortsgroep is daar het meest gevoelig voor, de overlevingskans vergroten.

#### 5.2.4 Herstelmogelijkheden zeezoogdieren

Uit tabel 15d blijkt dat de verschillende vormen van recreatie en luchtverkeer waarschijnlijk de meeste negatieve effecten hebben op zeezoogdieren. Daarnaast blijkt dat de visserij met staand want en fuiken in mindere mate negatieve effecten kan hebben op zeehonden en bruinvissen die in de netten kunnen verdrinken. Herstelmogelijkheden voor zeehonden en bruinvissen lijken dan ook voornamelijk vergroot te kunnen worden door het beperken dan wel beëindigen van de verschillende vormen van recreatie en luchtverkeer en in mindere mate de visserij met staand want en fuiken.

##### *Gewone zeehonden*

Het feit dat zwangere vrouwtjes naar de Waddenzee trekken om daar hun jong te werpen (Brasseur & Reijnders 2001) en het feit dat nagenoeg geen jongen in de het Deltagebied worden geboren (Witte 1998, 2001) lijkt een indicatie van een tekort aan geschikte voortplantingsgebieden in de (Voor)delta voor de gewone zeehond. Naast de juiste structuur van de ligplaats is vooral vrijwaring van menselijke verstoring de belangrijkste bepalende factor voor de keuze en geschiktheid van ligplaatsen (Reijnders 1972, Brasseur *et al.* 1998). Daarnaast is o.a. de hoeveelheid beschikbaar voedsel bepalend voor de potentiële populatieomvang.

Het 'zeereservaat' in de Voordelta kan een grote betekenis krijgen voor gewone zeehonden indien aanwezige droogvallende zandplaten gevrijwaard worden van menselijke verstoring. De overlevingskans van jonge zeehonden hangt direct samen met de mate van verstoring tijdens de zoogperiode. Hierdoor is verstoring van invloed op de populatieomvang. Thans lijkt het erop dat de 2-6 jonge zeehonden die jaarlijks in de Delta geboren worden in de eerste levensweken sterven dan wel als huiler aanspoelen. Vrijwaren van verstoring zal de overlevingskans van jonge zeehonden terugbrengen tot het 'natuurlijke' niveau van 70%. Rekening houdende met de maximale verstoringsafstanden die in verschillende onderzoeken zijn vastgesteld, zou een bufferzone van ca. 1200 het meeste profijt bieden. Het gaat daarbij niet alleen om menselijke aanwezigheid op de grond maar (in mindere mate) ook om vliegtuigen die over de ligplaatsen heen vliegen.

De locatie van Maasvlakte 2 vormt thans een onderdeel van het foerageergebied van de gewone zeehonden in de Voordelta. Het is echter onbekend in hoeverre

voedselbeschikbaarheid een beperkende factor is voor het voorkomen van zeehonden in het gebied. Daardoor is het onduidelijk in hoeverre compensatie van het verlies aan foerageergebieden binnen het 'reservaatsgebied' de waarde van het gebied voor zeehonden vergroot.

#### *Bruinvissen*

De Nederlandse kustzone, en dus ook de Voordelta, vormt een onderdeel van het leefgebied van de bruinvis. De bruinvis is maar gedurende een deel van het jaar in dit gebied aanwezig.

De twee belangrijkste factoren die de Noordzee populatie en daarmee het voorkomen van bruinvissen in de Nederlandse kustzone beïnvloeden, zijn de haringstand van de Noordzee en het percentage bruinvissen dat jaarlijks door verdrinking in stand want netten om het leven komt. In de jaren dertig en veertig was de bruinvis in de Nederlandse kustzone, voor zover bekend, het meest algemeen in de zomerperiode en werden er ook jongen geboren. Tegenwoordig is de bruinvis het meest algemeen in de periode februari – mei. Ondanks dat het menselijke gebruik van de Nederlandse kustzone sinds die jaren sterk is toegenomen, zijn er geen duidelijke verbanden bekend tussen menselijke verstoring en het voorkomen van een zich in de kustzone voortplantende populatie. Wel is bijvoorbeeld bekend dat speedboten en jetski's tot gevolg kunnen hebben dat bruinvissen een bepaald gebied verlaten.

Het 'zeereservaat' in de Voordelta kan een grotere betekenis krijgen voor bruinvissen indien het vissen met stand want uitgesloten wordt dan wel het gebruik van 'pingers' (zenders die geluidspulsen uitzenden die bruinvissen afschrikken) wordt verplicht. Daarnaast kan de aantrekkelijkheid vergroot worden door delen te vrijwaren van speedboten en jetski's. Daarbij geldt over het algemeen een bufferzone van minimaal 500 meter.

### **5.3 Potentiële ontwikkeling levensgemeenschappen**

Een aantal soorten bodemdieren vormt een belangrijke voedselbron voor sommige vissen en vogels en kan zodoende direct bepalend zijn voor de verspreiding van deze predatoren. Andere vis – en vogelsoorten, maar ook zeezoogdieren, kunnen op hun beurt weer prederen op deze bodemdiereters en zijn zodoende indirect afhankelijk van de aanwezigheid van bepaalde bodemdieren. Voor een beschrijving van de potentiële ontwikkeling van aquatische soortgroepen wordt daarom in onderstaande paragraaf de potentiële ontwikkeling van het benthos als basis genomen.

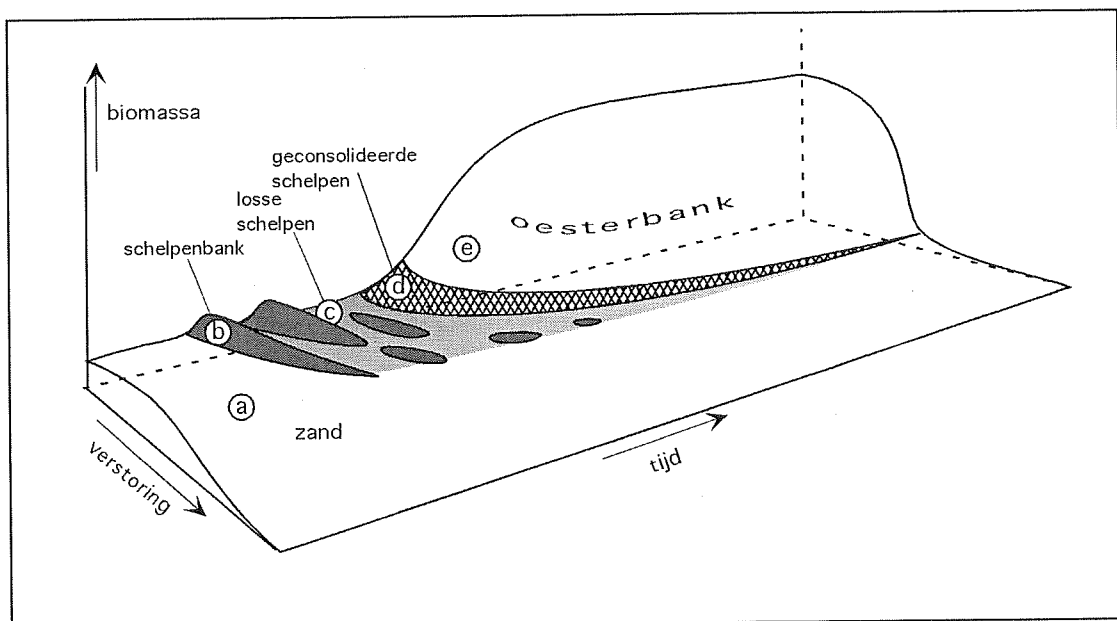
In Figuur 4 wordt een schematische voorstelling gegeven van de manier waarop verschillende levensgemeenschappen in de kustzone in de loop van de tijd in elkaar over kunnen gaan waarbij ook de mate van verstoring is aangegeven. Vertikaal is de ontwikkeling in termen van biomassa weergegeven. De volgende stadia worden onderscheiden:

- a) Een zandige situatie zal zich onder invloed van verstoring ontwikkelen tot een gemeenschap die wordt gedomineerd door borstelwormen. Wormen als de



schelpkokerworm (*Lanice conchilega*) en *Spiophanes bombyx* bieden tot op zekere hoogte weerstand tegen verstoring door middel van verkitting van zand tot woonbuizen. Een beperkte mate van verstoring is mogelijk gekoppeld aan een wat verhoogde biomassa, maar naarmate de verstoring toeneemt daalt de biomassa naar nul.

- b) Bij een niet te hoge verstoring zullen in de zandige situatie na verloop van tijd biomassarijke banken ontstaan van ingegraven schelpdieren, zoals kokkels of halfgeknotte strandschelpen. De ruimtelijke en temporele variatie is in Figuur 4 weergegeven door middel van verschillende concentraties. De positie daarvan wisselt uiteraard.
- c) Naarmate er op een locatie vaker schelpenbanken aanwezig zijn zullen daar meer losse schelpen accumuleren. Ingegraven schelpen vormen een basis voor zeeanemonen, zoals de wedueroos en slibanemoon. Voor zover losse schelpen aan het zandoppervlak liggen, kunnen ze begroeid raken met hydroïden en mosdiertjes. Er is echter slechts een beperkte verstoring nodig om losse schelpen te verplaatsen zodat de epifaunagemeenschap veelal een efemeer karakter heeft.



Figuur 4. Schematische voorstelling van levensgemeenschappen in de kustzone als functie van de tijd en de mate van verstoring. Vertikaal is de ontwikkeling in termen van biomassa weergegeven.

- d) Blijft verstoring uit dan kunnen schelp(rest)en onder invloed van organismen aan elkaar verkitten (biostabilisatie). Te denken valt aan mosselen die door de vorming van byssusdraden hun substraat (ondergrond) consolideren. Deze gemeenschap is al wat beter bestand tegen verstoring en de epifauna-gemeenschap kan zich uitbundiger ontwikkelen. Slakken en inktvissen kunnen er hun eikapsels op afzetten.

- e) Situatie d zal uiteindelijk overgaan in e zodra er structuurvormende epifaunasoorten verschijnen die een basis vormen voor soortgenoten en andere organismen. Omdat deze organismen bij voorkeur op soortgenoten vestigen is er in de ontwikkeling aanvankelijk sprake van een positieve terugkoppeling en neemt de biomassa snel toe. Zodra de bedekking 100% is, vindt verdere groei alleen aan de het oppervlak van de bank plaats en neemt de biomassa niet langer toe. Bekende voorbeelden zijn mosselen en oesters die tot banken kunnen uitgroeien met een zeer hoge biomassa. Zijn deze eenmaal aanwezig, dan is er een relatief grote verstoring nodig om dit type over te laten gaan naar de zandige uitgangssituatie.

De huidige bodemdiergemeenschappen in de Voordelta (zie tabel 1) behoren tot de stadia a, met als typisch voorbeeld de kurkentrekkerwormgemeenschap, stadium b, of een overgang daartussen.

Stadium c is wellicht in beperkte mate aanwezig maar is niet zo algemeen dat dat tot uiting komt in de bodemdiergemeenschappen die worden onderscheiden. Grote schelpen vormen een stabiel substraat dan kleine. Banken van de grote strandschelp (*Mactra corallina*) bieden dan ook meer potenties dan die van de halfgeknotte strandschelp (*Spisula subtruncata*). Schelpen van zwaardscheden vormen ook een relatief stabiel substraat, omdat ze door hun lange vorm gedeeltelijk in het zand verankerd kunnen zijn. Ook grote slakkenhuizen zoals van de wulk en noordhoorn kunnen een eerste aanzet vormen voor de ontwikkeling van hardsubstraatfauna.

In stadium d kunnen velden met hydropoliepen (Hydrozoa) ontstaan of een gemeenschap die wordt gedomineerd door mosdierpjes (Bryozoa). In de Waddenzee staan de eerste bekend als zeemosvelden.

In stadium e ontstaan levensgemeenschappen waarvan het framework wordt opgebouwd uit epifauna-organismen. Daarbij kan worden gedacht aan banken die bestaan uit schelpdieren (oesters, mosselen en paardemosselen) of honingraatwormen (*Sabellaria*).

Met name oesterbanken vormen een ingewikkelde driedimensionale structuur die een stabiele ondergrond vormt voor een breed scala aan andere organismen. Het begrip biocoenose (=levensgemeenschap) werd ooit geformuleerd naar aanleiding van een studie van de platte oester (Moebius 1877). Voor meer informatie over *sabellaria* en oester zie onderstaande boxen.

In stadium d en e komt een natuurlijke verstoring, zoals een storm, afhankelijk van de intensiteit, neer op een verplaatsing, verkleining en/of heroriëntatie van het substraat. Stadium d zal veelal aanwezig blijven en van daaruit kan de ontwikkeling weer opgepakt worden (Figuur 4). In het geval een verstoring tevens neerkomt op het definitief verwijderen van substraat, dan vormt dat een terugval naar het zandige stadium a. De ontwikkeling moet dan weer van voren af aan beginnen. Dit is bijvoorbeeld het geval bij oestervisserij, waarbij niet alleen het schelpdiervlees maar ook de schelpen uit het milieu worden verwijderd.

Bij aanwezigheid van hard substraat in de uitgangssituatie in de vorm van (stabiele) stenen, veenbanken en dergelijke is deze al vergelijkbaar met stadium d.

#### Box: Sabellaria

In het Duitse gedeelte van de Waddenzee vormde zich na de eerste wereldoorlog, na een stagnatie van de visserij van vijf jaar(!), een atol (eiland) van louter *Sabellaria* kokers op 10 km ten westen van Busum (Richter 1927). In Frankrijk zijn zelfs 10 km lange en 6 m hoge riffen gesignaleerd. De meeste riffen in de Waddenzee zijn nu verdwenen en de oorzaak hiervan wordt door Reise (1982) aan de garnalen- en sleepnetvisserij toegeschreven, die wellicht bewust de lastige onderzeese riffen hebben vernietigd. Slechts op een enkele plek zijn nog resten overgebleven (pers. med. R. Berghahn). Ook langs de kust van Groot-Brittannië is de worm sterk achteruitgegaan en alleen in de Wash zijn beneden de getijdezone nog enige riffen bekend. Evenals in de Duitse Waddenzee wordt ook hier door verschillende onderzoekers de oorzaak van de achteruitgang aan de garnalenvissers toegeschreven (Davidson *et al.* 1991). In Stikvoort en Faasse (2001) \*mist in lit.lijst worden diverse (recente) meldingen gedaan van *Sabellaria spinulosa* in de Voordelta zodat bankvorming *a priori* niet moet worden uitgesloten omdat de soort hier niet aanwezig zou zijn.

#### Box: Oesterbanken

Oesterbanken waren niet alleen aanwezig in de Waddenzee, maar ook in de Noordzee. In de visserijatlas van Olsen uit 1883 staat een grote oesterbank tussen Helgoland en de Doggersbank. Deze bank wordt ook door Moebius (1877) beschreven. Maar ook zuidelijker kwam de oester voor in de Noordzee: zeer grote wilde oesters zijn onder andere bekend van het Steendiep, 10 km uit de kust van Walcheren (Van Benthem Jutting 1943 \*mist in lit. lijst). De aanwezigheid van de Oester in de Oosterschelde ligt versterkt in het geheugen.

In diverse publicaties wordt aangenomen dat de oester is verdwenen door overexploitatie (Moebius 1877, Koringa 1946, Eisma 1980, Reise 1982). Door het met de oesters wegvissen van het meest geschikte substraat – de oesterschelpen zelf – verdwenen de vestigingsmogelijkheden voor oesterlarven.

Mits geschikt substraat aanwezig is lijkt het dus mogelijk dat de oester in beginsel ook in de Voordelta zou kunnen gedijen. Een complicatie is wel dat de oorspronkelijke Platte oester (*Ostrea edulis*) in het deltagebied (Grevelingenmeer, Oosterschelde) de laatste jaren is verdrongen door de geïmporteerde Japanse oester (*Crassostrea gigas*). Niettemin mag verwacht worden dat banken die bestaan uit Japanse oesters een levensgemeenschap vormen die vergelijkbaar is met banken in het verleden.

#### Zeegras

Zeegrasvelden vormen een gemeenschap die niet wordt gedomineerd door bodemdieren, maar door een hogere plant (*Zostera marina*). Zeegrasvelden kunnen niet goed in figuur 4 worden ondergebracht. Het Zeegras stabiliseert het sediment. Eenmaal verdwenen keert het moeilijk terug. In het recente verleden gedijde zeegras vooral goed in het Grevelingenmeer toen de saliniteit daar terugliep.

#### Biodiversiteit

Een gebied, bijvoorbeeld ter grootte van een hectare, zal nooit volledig uit een structuur zoals een oesterbank bestaan. Zo'n gebied bestaat waarschijnlijk uit een mozaïek van diverse ontwikkelingsstadia zodat de totale biodiversiteit gezien kan worden als een integratie van al deze stadia.

Van a naar e is er dus een toename in de biodiversiteit. Dit wordt overigens fraai geïllustreerd door de lage diversiteit van de kurkentrekkerworm-gemeenschap (stadium a).

## 6 Discussie en conclusies

### Uitgangssituatie

Welke gebruiksfuncties binnen het zeereservaat beperkt dan wel beëindigd zouden moeten worden, is sterk afhankelijk van de uitgangssituatie die nagestreefd wordt. Er kunnen twee uitgangspunten gehanteerd worden:

- de huidige bekende, maar mogelijk onnatuurlijke situatie;
- de potentiële situatie.

De huidige natuurwaarden zijn een functie van de milieuomstandigheden in combinatie met de aanwezigheid van gebruiksfuncties. De soorten die aangetroffen worden hebben dus een zekere tolerantie voor de verschillende vormen van verstoring die veroorzaakt worden door de aanwezige gebruiksfuncties. Indien men structuurvormende epifaunaorganismen en langlevende organismen, die sinds tientallen jaren in de Noordzee ontbreken, terug wil krijgen dan dient de verstoring gedurende lange tijd zo gering mogelijk tot nihil te zijn.

### Reductie van gebruiksfuncties en kwantificering van de effecten

Binnen het zoekgebied zijn een beperkt aantal mogelijkheden waarbij reductie van gebruiksfuncties een vergroting van de natuurwaarden tot gevolg heeft. Uit voorliggende studie is echter gebleken dat kwantificering slechts op zeer beperkte schaal mogelijk is. Dit wordt hoofdzakelijk veroorzaakt door het beperkte inzicht in:

- de (heterogene) verspreiding van organismen binnen het studiegebied;
- het complexe ecosysteem/voedselweb situatie;
- natuurlijke fluctuaties versus verstoring door gebruiksfuncties.

Reductie van boomkorvisserij laat zich bijvoorbeeld moeilijk in getallen doorvertalen naar verandering van bodemdieren. Er ontstaat een verandering in mortaliteit, voedselsituatie en concurrentiepositie. Daardoor zullen veranderingen in soortensamenstelling en dichtheden ontstaan. Bodemdieren vormen voor een deel de voedselbron voor bepaalde vissoorten. Visserij heeft directe invloed op de mortaliteit van de vissen maar ook indirect door verandering in voedselaanbod en soortensamenstelling. Deze meervoudige interactie schakelt weer door in het voedselweb naar vogels en zeezoogdieren. Een complicerende factor is dat het studiegebied geen gesloten ecosysteem is, maar onderdeel vormt van een veel groter gebied. Vissen bijvoorbeeld zijn maar voor een deel van hun tijd of levensfase in het studiegebied aanwezig. Ingrepen op onderdelen laat zich moeilijk vertalen naar totale effecten. Hierdoor is het slechts mogelijk om op grove schaal te zeggen waarop en in welke mate (positief, geen, negatief) beperking van bepaalde gebruiksfuncties invloed heeft.

Op het **open water** lijkt het effect van beperking van gebruiksfuncties op vergroting van de natuurwaarde het geringst. De grootste dichtheden aan organismen komen dicht onder de kust voor in ondiep water. De delen met open water binnen het studiegebied zijn het belangrijkste voor een bepaald type bodemdieren, vissen, visetende vogels en zeezoogdieren. Beperking of (uitsluiting) van met name boomkorvisserij en zandwinning

zal naar verwachting het grootste effect hebben op de bodemdieren en vissen. Voor vogels wordt de aanwezige populatie waarschijnlijk het meest beïnvloed door verstoring veroorzaakt door menselijke aanwezigheid (boten, surfplanken, laag overvliegende helikopters etc.) in die gebieden waar zij rusten of op vis jagen. Voor zeezoogdieren lijkt het gebruik van jetski's, speedboten en staand want visserij de grootste impact te hebben op de (lokale) populatieontwikkeling.

Het gebied van **droogvallende platen** is rijk aan bodemdieren, foeragerende vogels en rustende / zogende zeehonden. Boomkor- en schelpdiervisserij lijken de grootste invloed te hebben op het bodemleven en daarmee op de voedselbeschikbaarheid voor vogels. Menselijke aanwezigheid (met name plaatbezoek en laagovervliegende vliegtuigen) heeft een grote versturende invloed op de foeragerende vogels en zeehonden. Verstoring heeft bij de vogels tot gevolg dat ze enerzijds minder voedsel (energie) opnemen en anderzijds meer energie verbruiken doordat ze bijvoorbeeld opvliegen. De energie die trekvogels opdoen (opvetten) is bepalend voor de overlevingskans tijdens de trek en het broedsucces in de ver weg gelegen broedgebieden. Verstoring van zogende zeehonden heeft een effect op de populatie, omdat de overlevingskans van jongen zeehonden sterk afneemt.

De hoger gelegen **droge delen** zijn met name van belang als broedgebied voor kustbroedvogels en hoogwatervluchtplaatsen voor overtijdende steltlopers. Het intensieve recreatieve gebruik van deze gebieden heeft tot gevolg dat hier geen kustbroedvogels broeden. Deze gebieden kunnen alleen maar een zinvolle betekenis hebben voor beide functies indien ze volledig afgesloten worden voor menselijk gebruik.

### **Soortgroepenconcept**

In het kader van dit project blijkt het niet goed mogelijk te zijn om te werken met een gedetailleerd soortgroepenconcept. Afhankelijk van de gebruiksfunctie kunnen namelijk voor de verschillende soortgroepen diverse criteria worden gebruikt voor de beschrijving van de effecten. Voorbeelden van criteria zijn de verschillende levenswijzen en –strategieën binnen een soortgroep, zeldzaamheid van soorten binnen een soortgroep en de taxonomische indeling van soorten binnen een soortgroep.

Voor het benthos worden voor de verschillende levenswijzen en –strategieën criteria gebruikt als epifauna versus endofauna of grote langlevende (K-strategen) versus kleine kortlevende (r-strategen). Voor vissen kan onderscheid gemaakt worden in marien pelagische en demersale vissen, marien benthische vissen, anadrome (paait in zoet water) vissen en katadrome (paait in zee) vissen. Voor vogels kan onderscheid gemaakt worden in broedvogels en doortrekkers/wintergasten oftewel een indeling volgens jaarcyclusfase. Binnen deze indeling kan voor vogels vervolgens weer onderscheid gemaakt worden in de verschillende foerageerhabitats (estuaria/intergetijdgebied, Noordzee kustzone of Noordzee offshore). In dit rapport is voor de beschrijving van de effecten op vogels alleen onderscheid gemaakt in benthoseters en viseters (indeling aan de hand van voedseltype). De herbivore vogels (planten en zaadeters) zijn buiten beschouwing gelaten maar komen aan de rand van het studiegebied wel voor.

Door deze verschillende levenswijzen en – strategieën binnen de verschillende soortgroepen bestaan er grote verschillen in gevoeligheid voor verstoring door gebruiksfuncties. Op de verschillen in kwetsbaarheid voor soorten binnen de soortgroep benthos wordt ingegaan in bijlage 7.

Naast de verschillende levenswijzen en -strategieën is zeldzaamheid van verschillende soorten binnen een soortgroep een belangrijk criterium. In veel verschillende beleidsnota's zijn aandachtssoorten aangewezen die beschermd dienen te worden.

Soortgroepen op basis van taxonomie hebben soms ook betekenis: zo behoren sponzen en hydroiden vrijwel altijd tot de epifauna. Bij weekdieren is het scala aan levensvormen echter veel meer divers, zodat het eigenlijk al niet goed mogelijk is om te werken met de groep 'ingegraven tweekleppige'. Zo komen soorten als zwaardschede en *Spisula* overeen als belangrijke biomassarijke filterfeeders, anderzijds verschillen ze qua kwetsbaarheid en voedselbron voor vogels sterk, omdat de eerste veel dieper ingegraven leeft dan de laatste.

#### **Ruimte- en tijdschalen**

Natuurlijke populaties kunnen beschouwd worden als complexe mozaïeken die tot stand komen op verschillende overlappende schalen, zowel in de ruimte als in de tijd. Bij het inschatten van herstel mogelijkheden dient daarom rekening gehouden te worden met beide schalen.

Het belang van de ruimtelijke schaal wordt duidelijk door bijvoorbeeld te kijken naar de mobiliteit van organismen. Voor soorten met een beperkte mobiliteit zijn er in een beperkt reservaat goede mogelijkheden voor herstel. Indien soorten een groter leefgebied hebben dan de oppervlakte van het zeereservaat vormt het reservaat slechts een beperkt deel van het leefgebied van zo'n soort. Deze soorten krijgen buiten het reservaat alsnog te maken met de effecten van de verschillende gebruiksfuncties

Het belang van de ruimtelijke schaal blijkt ook uit het volgende voorbeeld. Voor benthos komen de kwalitatieve effecten van gebruiksfuncties, zoals zand-, schelpen- en schelpdierwinning overeen: het lokaal vrijwel verdwijnen van alle benthos. Naarmate de grootte van de verstoring groter is, duurt het herstel langer. Boomkorvisserij heeft per m<sup>2</sup> geringere effecten, omdat er dieren achterblijven.

Een ander effect is echter beschadiging van organismen, en de bevoordeling van aaseters (door *discards*). Omdat de boomkorvisserij meestal een groot gebied beslaat, zijn de effecten op het bodemleven relatief groot. Zo lang de bodemgemeenschappen in de zuidelijke Noordzee als geheel onder invloed staan van een geringe predatiedruk (doordat de visserij predatoren wegvangt) is het de vraag of de instelling van een zeereservaat hier veel aan verandert. De visstand zal alleen stijgen als de schaal van een gesloten gebied groot is in vergelijking met de mobiliteit van deze predatoren. Zo zal een gesloten gebied in de Voordelta te klein zijn om de toename van platvis (mogelijke verschuiving in de richting van aaseters door visserij) terug te dringen. Door migratie vormt de Voordelta maar een beperkt deel van het leefgebied.

Ter illustratie van het belang van de tijdschaal kan de uitgangssituatie versus potentiële situatie voor benthos (zie § 5.3) genoemd worden. Een eventuele ontwikkeling van deze situatie lijkt alleen haalbaar als gebruiksfuncties die grote oppervlakken beslaan langdurig (tientallen jaren) worden uitgesloten. Het verschijnen van structuurvormende epifauna-organismen en langlevende organismen is namelijk allereerst afhankelijk van het verschijnen van geschikt substraat. Op een termijn van 5 à 10 jaar kan waarschijnlijk beoordeeld worden of het sediment zich in deze richting ontwikkelt. Vervolgens is het verschijnen en de ontwikkeling van bovengenoemde organismen afhankelijk van de aanwezigheid van voldoende larven. Hierbij spelen mechanismen een rol die doen denken aan een toevalsproces, zoals de wisselende aanwezigheid in tijd en ruimte van larven van soorten.

Hierdoor zou het nog wel eens een of twee decennia kunnen duren alvorens met enige zekerheid te zeggen is of er kansen zijn voor bodemgemeenschappen, zoals die in het verleden in de zuidelijke Noordzee aanwezig waren. Zolang het optimale substraat, zoals schelpen of kokers van de eigen soort, ontbreekt en de aanvoer van larven beperkend is, kan de ontwikkeling van levensgemeenschappen (met name tot stadium e in figuur 4) moeizaam verlopen. Uit onderzoek moet blijken of het mogelijk is om de natuur een handje te helpen door substraten of soorten te introduceren.

Zoals hierboven genoemd biedt een beperkt zeereservaat voor soorten met een beperkte mobiliteit goede potenties voor herstel. Zo zijn vastzittende soorten, zoals oesters immers plaatsgebonden. De larven van veel vastzittende soorten worden door zeestromen echter over tientallen kilometers verplaatst en het is dan ook twijfelachtig of een lokale populatie qua voortplanting *self-supporting* kan zijn. Het kan van belang zijn om met deze processen rekening te houden door een beperkt zeereservaat in de richting van de reststroom te oriënteren. Voor soorten met bentische larven is dit van minder belang. Oriëntatie van een beperkt zeereservaat loodrecht op de kust lijkt weliswaar aantrekkelijk, omdat het reservaat al snel meerdere levensgemeenschappen bevat, maar om bovenstaande redenen kunnen de potenties voor handhaving en ontwikkeling van een aantal relevante soorten gering zijn.

#### **Effecten van gebruiksfuncties vergeleken met natuurlijke fluctuaties**

Voor de Hollandse kust neemt de diepte zeewaarts eerst snel toe, daarna minder snel. De 10 m dieptelijn ligt gemiddeld op ongeveer 2 km van de kust, de 20 m dieptelijn op 10 km. De ondiepe milieus beslaan dus een veel kleiner oppervlak en zijn zeldzamer. Anderzijds staan juist ondiepe milieus al bloot aan relatief grote natuurlijke verstoringen door golfwerking, ijsgang en zoet-zoutfluctuaties. Hierdoor is in de huidige situatie menselijke verstoring in ondiepe dynamische gebieden minder merkbaar dan in beschutte diepere gebieden.

De winst die op korte termijn ondiep (high-energy environment) te behalen valt door menselijke gebruiksfuncties uit te sluiten is dus groot vanuit het argument zeldzaamheid, maar relatief klein vanuit de optiek van natuurlijke verstoring.



### **Eindbeschouwing**

Hoewel er allerlei onzekerheden meespelen bij het inschatten van de herstel mogelijkheden van aquatische natuurwaarden binnen het studiegebied, zoals natuurlijke fluctuaties en de frequentie, intensiteit en periode van verstoring door de verschillende gebruiksfuncties, biedt het beperken dan wel beëindigen van bepaalde gebruiksfuncties goede mogelijkheden voor het herstellen dan wel vergroten van de aquatische natuurwaarden. Voor benthos en vissen lijken de herstel mogelijkheden het meest vergroot te worden door beperking of beëindiging van de boomkorvisserij en de garnalenvisserij, voor vogels en zeezoogdieren valt naar verwachting de meeste winst te halen door beperking of uitsluiting van verschillende vormen van recreatie en luchtverkeer.

Welke gebruiksfuncties beperkt dan wel beëindigd zouden moeten worden binnen het zeereservaat is afhankelijk van de situatie die men nastreeft: de huidige of de potentiële situatie (zie § 5.3). Aangezien er voor de verschillende soortgroepen diverse criteria gebruikt kunnen worden voor de beschrijving van de effecten (levenswijzen en -strategieën, zeldzaamheid, taxonomie) is ook van belang te bepalen voor welke soorten men dit nastreeft.

Bij herstelprocessen dient zowel rekening gehouden te worden met ruimte- als met tijdschalen. Voor het bepalen van de ruimtelijke schaal waarbinnen men gebruiksfuncties zou moeten beperken dan wel beëindigen, dient rekening gehouden te worden met de mobiliteit van verschillende soorten. De omvang van het gesloten gebied dient groot te zijn in vergelijking met de mobiliteit van de soorten waarvan de aanwezigheid c.q. het herstel is gewenst. De tijdschaal waarop de gewenste effecten op kunnen treden is o.a. afhankelijk van de situatie die wordt nagestreefd en van toevalsprocessen. Onderzoek zal uit moeten wijzen in hoeverre het proces versneld zou kunnen worden door de natuur een handje te helpen door middel van het introduceren van (natuurlijke) substraten of in de Nederlandse kustzone thuishorende soorten.

### **Aanbevelingen vervolgonderzoek**

In deze studie is alleen ingegaan op de directe effecten van de verschillende gebruiksfuncties op de verschillende soortgroepen. Indirecte effecten (effecten die via de ene soortgroep doorwerken op een andere) zijn buiten beschouwing gelaten. In een vervolgonderzoek zou een model gemaakt kunnen worden waarin in eerste instantie de interacties tussen de verschillende soortgroepen weergegeven worden, oftewel een overzicht van alle directe en indirecte relaties binnen de complexe voedselketen.

Aan de hand van de kwantitatieve gegevens over de aanwezige gebruiksfuncties die uit het onderzoek van Arcadis beschikbaar komen en de in dit rapport gekwantificeerde effecten van de verschillende gebruiksfuncties kan vervolgens per gebruiksfunctie een (kwantitatieve?) inschatting worden gemaakt van de eventuele veranderingen in deze voedselketen wanneer de betreffende gebruiksfunctie beperkt dan wel beëindigd zou worden. Aangezien de soortgroepbenadering niet goed bruikbaar blijkt te zijn voor het kwantificeren van de herstel mogelijkheden zou voor deze inschatting per soortgroep een aantal voorbeeldsoorten gekozen moeten worden.

In deze studie zijn drie soorten kennisleemtes naar voren gekomen die in een vervolgonderzoek nader onderzocht zouden kunnen worden. In de eerste plaats

ontbreekt kennis over effecten van sommige huidige gebruiksfuncties. Zo zijn er vrijwel geen kwantitatieve gegevens bekend over de effecten van de garnalenvisserij op bentos, vissen en vogels, het verstorende effect van (kite)surfen, deltavliegen en vliegeren op vogels en zeezoogdieren en het effect van de geluidsproductie van schepen op vissen. Ten tweede ontbreekt kennis over het effect van beëindiging van bepaalde gebruiksfuncties. Hoewel er verschillende voor visserij gesloten gebieden bestaan worden niet altijd verschillen waargenomen tussen beviste en onbeviste gebieden. Indien er wel verschillen worden waargenomen blijken deze bovendien vaak moeilijk gerelateerd te kunnen worden aan het stilleggen van de visserij in die gebieden. Tenslotte ontbreekt kennis over indirecte effecten. Er zijn vrijwel geen onderzoeken bekend waarin directe effecten op de ene soortsgroep doorvertaald worden naar effecten op een andere soortsgroep. Ook over de doorvertaling van effecten op lokaal niveau naar effecten op populatieniveau zijn nauwelijks gegevens beschikbaar.

## 7 Literatuur

In onderstaande lijst staat alleen de gerefereerde literatuur vermeld. In bijlage 8 is een lijst met niet gerefereerde literatuur opgenomen.

- Addink, M.J., M. Garcia Hartmann & C. Smeenk, 1995. The harbour porpoise *Phocoena phocoena* in Dutch waters: life history, pathology and historical records. IWC SC/47/SM5.
- Addison, J., U. Damm, E. Fahy, S. Jansen, J. Lancaster, A. Lawler, T. Neudecker, H. Polet, M. Purps, A. Revill, P. Sand Kristensen, A. Temming & H. Welleman 2000. Report of the working group on Crangon fisheries and life history. ICES CM 2000/G:11 (O:\Scicom\LRC\WGCRAN\Reports\2000\Wgcran00.Doc).
- Anonymus, 2002. Gevolgen voor bodemfauna nog niet duidelijk. Vorm in Verandering, Nieuwsbrief Voordelta 26 (juli 2002).
- Arts, F.A., 2000. Literatuuronderzoek naar effecten van recreatie en vegetatiesuccessie op kustbroedvogels. Delta ProjectManagement, RIKZ Werkdocument RIKZ/OS/2000.822x, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.
- Arts, F.A. & P.L. Meininger, 1995. Ecologisch profiel van de Middelste Zaagbek *Mergus serrator*. Rapp.nr. 95.24. Bureau Waardenburg bv, Culemborg, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.
- Arts, F.A. & P.L. Meininger, 1996. Viseters in de Voordelta. In: H.J.M Baptist & P.L. Meininger, Vogels van de Voordelta 1975-95. Rapp.nr. RIKZ-96.0184, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.
- Arts, F.A. & P.L. Meininger, 1997. Ecologisch profiel van de strandplevier *Charadrius alexandrius*. Rapp.nr. RIKZ 97.01. Bureau Waardenburg bv, Culemborg, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.
- Arts, B. & J. Rijniers, 1986. De invloeden van verstoringen op de zeehondenpopulatie in de Nederlandse Waddenzee. De broedbiologie van de gewone zeehond (*Phoca vitulina*) in gevangenschap. Intern Rapp.. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Texel.
- Bal D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen & P.J. van der Reest, 1995. Handboek Natuurdoeltypen in Nederland. Rapp. IKC Natuurbeheer nr. 11.
- Baptist, H.J.M & P.L. Meininger, 1996. Vogels van de Voordelta 1975-95. Rapp.nr. RIKZ-96.0184, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.
- Baptist, H.J.M., R.H. Witte & P.A. Wolf, 1997. Harbour porpoise *Phocoena phocoena* monitoring on the Dutch sector of the North Sea: 105-108 in: Evans, P.G.H., E.C.M. Parsons & S.L. Clarks (eds.). European Research on Cetaceans - 11. Proceeding of the eleventh annual conference of the European Cetacean Society, Stralsund, Germany 10-12 March 1997.
- Bergman, M.J.N. & M. Hup, 1992. Direct effects of beam trawling on macrofauna in a sandy sediment in the southern North Sea. ICES J. Mar. Sci 49, 5-11.

- Bergman, M.J.N. & J.W. van Santbrink, 2000. Fishing mortality of populations of megafauna in sandy sediments. pp. 49-68 in Kaiser & De Groot 2000.
- Bergman, M.J.N., H.J. Lindeboom, G. Peet, P.H.M. Nelissen, H. Nijkamp & M.F. Leopold, 1991. Beschermde gebieden Noordzee – noodzaak en mogelijkheden -. Nioz-Rapport 1991-3, Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Texel.
- Berevoets, C.M., R.C.W. Strucker & P.L. Meininger, 2000. Watervogels in de Zoute Delta 1998/99. Rapport RIKZ-2000.003, Rijksinstituut voor Kust en Zee / RIKZ, Middelburg, Delta ProjectManagement, Culemborg.
- Bijkerk, R. 1988. Ontsnappen of begraven blijven, de effecten op bodemdieren van een verhoogde sedimentatie als gevolg van baggerwerkzaamheden. RDD aquatic ecosystems, Groningen.
- Boddeke, R., 1989. Management of the brown shrimp (*Crangon crangon*) stock in dutch coastal waters. pp. 35-62 in: J.F. Caddy (ed.), *Marine invertebrate fisheries: Their assessment and management*. Wiley, New York.
- Brasseur, S.M.J.M. & P.J.H. Reijnders, 1994. Invloed van diverse verstoringsbronnen op het gedrag en habitatgebruik van gewone zeehonden: consequenties voor de inrichting van het gebied. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO) Wageningen, IBN-Rapp. 13.
- Brasseur, S.M.J.M. & P.J.H. Reijnders, 2001. Zeehonden in de Oosterschelde, fase 2. Effecten van extra doorvaart door de Oliegeul. Alterra-rapport 353, Alterra Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Brenninkmeijer, A. & Stienen, E. van, 1994. Ecologische profiel van de grote stern *Sterna sanvicensis*. RIN Rapp. 92/17, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Wageningen.
- Camphuysen, C.J. & M.F. Leopold, 1998. Kustvogels, zeevogels en bruinvissen in het Hollandse kustgebied. Nioz Rapp. 1998-4. CSR Rapp. 1998-2, Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Texel.
- Camphuysen, C.J., K. Ensor & R.W. Furness, 1993. Seabirds feeding on discards in winter in the North Sea. NIOZ Report 1995-5: 1-142. Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Texel.
- Camphuysen, C.J., M.S.S. Lavaleye & M.F. Leopold, 1999. Vogels, zeezoogdieren en macrobenthos bij het zoekgebied voor gaswinning in mijnbouwwak Q4 (Noordzee). Nioz Rapp. 1999-4: 1-72. Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Texel.
- Carlström *et al.*, 2002. Effect on porpoise distribution of Dukane pingers. Presentation at the POD workshop 22-23 October 2001, NERI, Roskilde, Denmark.
- Craeymeersch, J.A. & M.A. van der Land, 1998. De schelpdierbestanden in de Voordelta 1993-1997. RIVO/DLO Rapp. C056/98.
- Craeymeersch, J.A., W. Dimmers & W. Sijm 1998. Het macrobenthos in het mondingsgebied van de Nieuwe Waterweg en het Haringvliet. Een voorstudie in het kader van Maasvlakte 2.
- Davidson, N.C. *et al.*, 1991. Nature conservation and estuaries in Great Britain. Nature Conservancy Council, Peterborough. 422 p.

- Dayton, P.K., SF. Thrush, M.T. Agardy & R.J. Hofman, 1995. Environmental effects of marine fishing. *Aquat. Cons.: Mar. & Freshw. Ecosyst.* 5, 205-232.
- De Groot, S.J., 1983. Een overzicht van onderzoek betrekking hebbende op de invloed van menselijke activiteiten op het bodemleven, met name bodem vistuigen, baggeren, winning bodemmaterialen, storten specie, het leggen van pijpleidingen en telefoonkabels. RIVO Rapp. nr. CA83-05b, RIVO DLO, IJmuiden.
- De Groot, S.J., 1984. The impact of bottom trawling on benthic fauna of the North Sea. *Ocean Management* 9: 177-190.
- De Groot, S.J. & B.L. Verboom, 1994. Overzicht in kaartvorm van de bodembevising van de Noordzee door de Nederlandse visserij 1974-1993. RIVO Rapp. nr. C009/94 RIVO DLO, IJmuiden.
- De Jong, P.D. 1996. Voorkomen van vissen in de monding van het Haringvliet in vergelijking met de Voordelta, Oosterschelde en Westerschelde, periode 1986-1995. RIVO Rapp. nr. C031/96, RIVO DLO, IJmuiden.
- Den Boer, T., F. Arts, R.B. Beijersbergen & P.L. Meininger, 1993. Actieplan Dwergstern. Actie Rapp. 8. Vogelbescherming Zeist.
- Dietrich, K. & C. Koepff, 1986. Erholungsnutzung des Wattenmeeres als Störfactor für Seehunde. *Natur und Landschaft* 61: 290-292.
- Dirksen S., R. Lensink, G.W.N.M. van Moorsel & J. van der Winden 1999. Ecologische aspecten van de plaatsing van zendmasten van Delta Radio in de Noordzee. Twee Notities. Rapp. nr. 99.28, Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Drent, R, B. Ebbing, & B. Weijand, 1981. Balancing the energy budgets of arctic-breeding geese through-out the annual cycle: a progress report. *Verh. Ornithol. Ges. Bayern*, 23: 239-264.
- Essink, K, 1993. Baggerspecie storten in de Eems, effecten op de bodemfauna. *Waddenbull.* 28 (4) 234-236.
- Essink, K, 1999. Dispersal and development of *Marenzelleria* spp. (*Polychaeta: Spionidae*) populations in NW Europe and The Netherlands. *Helgoländer Meeresunters.* 52, 367-372.
- Eisma, D., 1980. De Noordzee. Het Spectrum, Utrecht.
- Erwin, R.M., 1989. Responses to human intruders by birds nesting in colonies: experimental results and management guidelines. *Colonial Waterbirds* 12: 104-108.
- Evans, P.G.H., Q. Carson, P. Fisher, W. Jordan, R. Limer & I. Rees, 1995. A study of the reactions of harbour porpoises to various boats in the coastal waters of southeast Shetland. In: Evans, P.G.H., 1995, *European Research on Cetaceans – 8, Proceedings of the eight annual conference of the European Cetacean Society, Montpellier, France, 2-5 March 1995.*
- Expertisecentrum PMR 2001. Advies over natuurcompensatie bij een tweede Maasvlakte. Advies ten behoeve van PKB-plus deel 3 en de adviesaanvraag bij de Europese Commissie.

- Flemming, SP., R.D. Chiasson, P.C. Smih, P.J. Austin-Smith & RP. Bancroft, 1988. Piping plover statu in Novia Scotia. Related to its reproductive and behavioural responses to human disturbance. *J. Field. Orn.* 59: 321-330.
- Flore, B.-O., 1994. Grundlagen für Artenhilfsprogramme für Seeregenpfeifer und Zwergseeschwalben im Wattenmeer von Niedersachsen. Bericht über die Untersuchungen 1994. Landesamtes für Ökologie / Staatliche Vogelschutzwarte, Hannover.
- Gauthier, G., Y. Bedard & J. Bedard, 1984. Comparison of daily energy expenditure of greater snow geese between two habitats. *Can. J. Zool.* 62: 1304-1307.
- Glopper, A. de 1993. Vergelijkend onderzoek naar het gedrag van de gewone zeehond (*Phoca vitulina vitulina*) met betrekking tot verstoring. Stageverslag, IBN-DLO Texel.
- Gotjé, W. & F. Heinis, 1999. Huidige situatie natte natuur, (Inter)nationale diversiteit ecosystemen en (inter)nationale diversiteit soorten. AquaSense, NR-99285, pp. 50, 11 Bijl.
- Groenewold, S. 2000. The effect of beam trawl fishery on the food consumption of scavenging epibenthic invertebrates and demersal fish in the southern North Sea. PhD thesis, Univ. Hamburg 2000.
- Groenewold, S. & J.S. van Scheppingen, 1990. De ruimtelijke verspreiding van het benthos in de zuidelijke Noordzee. De Nederlandse kustzone, overzicht 1988-89. Milzon benthos Rapp. 02(14-18), Rijkswaterstaat Directie Noordzee / SBNO, 's-Gravenhage.
- Hall, S.J., 1999. The effects of fishing on marine ecosystems and communities. Blackwell Science.
- Havinga, B., 1933. Der Seehund in der Hollandische gewarssern. *Tijdschr. Ned. Dierk. Ver.* (3) 3: 79-111.
- Heinis, F. & J. van Dalfsen, 2002. Ecological effects of large scale dredging in relation to extraction depth, an international expert panel's view. HWE Consultancy, Bussum & Argo Consultancy, Delft.
- Holtmann, S.E., A. Groenewold, K.H.M. Schrader, J. Asjes, J.A. Craeymeersch, G.C.A. Duineveld, A.J. van Bostelen, J. van der Meer 1996. Atlas of the zoobenthos of the Dutch Continental Shelf. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, North Sea Directorate, Rijswijk, pp. 244.
- Hovenkamp, F. & H.W. Van der Veer, 1993. De visfauna van de Nederlandse estuaria: een vergelijkend onderzoek. NIOZ-Rappor 1993-13, Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Texel.
- Hüppop, O. & K. Hagen, 1990. Der Einfluss von Störungen auf wildtiere am Beispiel der Herzsclagrate brütender Austernfischer *Haematopus ostralegus*. *Vogelwarte* 35: 301-310.
- Integraal Beleidsplan Voordelta 1993. Vorm in verandering. Integraal Beleidsplan Voordelta. Rijkswaterstaat Directie Noordzee/Bestuurlijk Overleg Voordelta, Rijswijk.

- Jauniaux, T., G. Boseret, M. Desmecht, J. Haelters, C. Manteca, J. Tavenier, J. Van Gompel & F. Coignoul, 2001. Morbillivirus in common seals stranded on the coasts of Belgium and Northern France during summer 1998. *Vet. Rec.* 148: 587-591.
- Jauniaux, T., D. Petitjean, C. Brenez, M. Borrens, L. Brosens, J. Haelters, J. Tavenier & F. Coignoul, 2002. Post-mortem findings and causes of death of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) stranded from 1990 to 2000 along the coastlines of Belgium and Northern France. *J. Comp. Pathol.*
- Joordens, J., J. van Wetten & M. Kriesch 1999. Een verkenning van de ecologische rol van slib in de Nederlandse kustzone. AIDEnvironment Amsterdam.
- Kaiser, M.J. & S.J. De Groot, 2000. Effects of fishing on non-target species and habitats. Blackwell Science, Oxford, pp. 399.
- Kaiser, M.J. & B.E. Spencer, 1994. Fish scavenging behaviour in recently trawled areas. *Marine Ecology Progress Series* 112: 41-49.
- Kelle, 1976. Sterblichkeit untermassiger Plattfische im Beifang der Garnelenfischerei. *Meeresforschung* 25: 77-89.
- Korringa, P., 1946. The decline of the natural oysterbeds. *Basteria* 10 (3/4): 36-41.
- Laar, van, 2001. Desorientatie van vogels door gaswinlokaties op de Noordzee. Nederlandse Aardolie Maatschappij bv.
- Lavaleye, M. & N. Dankers 1993. Voorstudie naar de effecten van de garnalenvisserij op de bodemfauna, met advies over te sluiten gebieden en uit te voeren onderzoek. IBN Rapp. 001. IBN DLO, Texel.
- Lavaleye, M, H. Lindeboom & M.J.N. Bergman, 2000. Macrobenthos van het NCP, Rapport Ecosysteendoelen Noordzee. NIOZ-Rapport 2000-4. Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Directie Wetenschap en Kennisoverdracht van LNV.
- Laursen, K., K. Asferg & J. Frikke, 1990. Effects on mussel fishing on Eiders *Somateria mollissima* in the Danish Wadden Sea. *Summ. Lect. Joint Meeting IWRB's West. Pal. Seaduck Database. IWRB Newsletter December 1990.*
- Leaper, G., 1998. Ecological profile of the harbour propoise *Phocoena phocoena*. National Institute for Coastal and Marine Management / RIKZ, The Hague, The Netherlands.
- Lensink R., J. & S. Dirksen 1999. Vliegveld Midden-Zeeland. Rapp. nr. 01-014, Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Lensink R., J. van der Winden & S. Dirksen 1999. Hoofdstuk 8 deelstudie vogels. in Haskoning (red.) MER locatie demonstratieproject Near Shore Windpark. Rapp., Ministeries EZ & VROM, Den Haag.
- Lensink R., J. van der Winden & S. Dirksen 2001. MER Offshore Windark Q4/Q7-WP, onderdeel biotisch milieu vogels. Rapp. nr. 00-068, Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Leopold, M.F, 1996. *Spisula subtruncata* als voedselbron voor zee-eenden in Nederland. BEON rapp. 96-2.

- Lindeboom, H.J. & S.J. De Groot, 1998. The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystems. NIOZ rep. 1998-1 / RIVO-DLO Rep. C003/98.
- Lindeboom, H.J., M.F. Leopold, N.M.J.A. Dankers, S.M.J.M. Brasseur, V. Bezemer & J.C.A.M. Bervae, 2002. Een zeereservaat in de Voordelta als mariene compensatie voor Maasvlakte II. Alterra, Texel/Wageningen [concept].
- Meininger, P.L., C.M Berrevoets & R.C.W. Strucker, 1995. Watervogels in de Zoute Delta 1991-94. Rapport RIKZ-95-025, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Den Haag.
- Meininger, P.L. & J. Graveland, 2002. Leidraad ecologische herstelmaatregelen voor kustbroedvogels. Balanceren tussen natuurlijke processen en ingrijpen. Rapp. RIKZ/2001.046. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.
- Meininger, P.L., F.A. Arts, S.J. Lilipaly, R.C.W Strucker & P.A. Wolf, 2000. Broedsucces van kustbroedvogels in het Deltagebied in 1999. Werkdocument RIKZ/OS/2000.813x, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.
- Moebius, K., 1877. Die Auster und die Austernwirthschaft. Wiegandt, Hempel and Parey, Berlin.
- Mulekom, L.L. van, 1993. Zeesportvisserij in Waddenzee en Voordelta. NVVS.
- Noordzee Atlas, 1992. Noordzee atlas voor het Nederlandse beleid en beheer. Stadsuitgeverij Amsterdam.
- Ouweneel, G.L., 1993. Roodkeelduikers *Gavia stellata* in het Brouwershavense Gat. Limosa 66 (40): 164-166.
- PKB-1, 2000. Ruimte maken, ruimte delen. Ministerie van Volkshuisvesting, ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, vijfde Nota Ruimtelijke Ordening, 2000-2020.
- PKB-plus Deel 3, 2001. PKB-pluss Deel 3: Kabinetsstandpunt, Tweede Kamer, vergaderjaar 2001-2002, 24 691, nrs. 29-30. Sdu Uitgevers 's-Gravenhage, Project Mainportontwikkeling, Rotterdam.
- Platteeuw, M. & J.H. Beekman, 1994. Verstoring van watervogels door scheepvaart op ketelmeer en IJsselmeer. Limosa 67: 27-33.
- Platteeuw, M. & R.J.H.G. Henkens, 1997a. Possible impacts of disturbance to waterbirds: individuals, carrying capacity and populations. Wildfowl 48: 225-236.
- Platteeuw, M. & R.J.H.G. Henkens, 1997b. Waterbirds and quatic recreation at lake IJsselmeer, The Netherlands: the potential for conflict. Wildfowl 48: 210-224.
- Poiner, I.R. & R. Kennedy 1984. Complex patterns of change in the macrobenthos of a large sandbank following dredging. I. Community analysis. Mar. Biol. 78: 335-352.
- Polet, H. B. Ball, W. Blom, S. Ehrich, K. Ramsay, & I. Tuck 1998. Fishing gears used by different fishing fleets. pp 83-120 in Lindeboom & De Groot (eds) 1998.
- Reijnders, P.J.H, 1972. Onderzoek naar levensomstandigheden en gedrag van de zeehond (*Phoca vitulina*) in het reservaat 'Eierlandse Gat". Scriptie natuurbeheer, Landbouwhogeschool Wageningen, ALH 72.31.
- Reijnders, P.J.H., 1985. Verdrinking van zeehonden in fuiken. RIN Rapp. 85/19, Texel..



- Reijnders, P.J.H., 1992. Harbour porpoises *Phocoena phocoena* in the North Sea: numerical responses to changes in environmental conditions. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 26 (1): 75-85.
- Reijnders, P.J.H., S.M.J.M. Brasseur & A.G. Brinkman, 2000. Habitatgebruik en aantalsontwikkeling van gewone zeehonden in de Oosterschelde en het overige Deltagebied. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Alterra-Rapp. nr. 078.
- Reise, K. 1982. Long-term changes in the macrobenthic invertebrate fauna of the Wadden Sea: Are polychaetes about to take over? *Neth. J. Sea Res.* 16: 29-36.
- Richardson, W.J., Greene, C.R., Mame, C.I. & Thomson, D.H. (1995). *Marine Mammals and Noise*. Academic Press Inc, San Diego, USA.
- Richter, R. 1927. "Sandkorallen"-Riffe in der Nordsee. *Natur und Museum* 57: 49-62.
- Rodgers, J.A. & H.T. Smith, 1995. Set-back distances to protect nesting bird colonies from human disturbance in Florida. *Conservation Biology* 9: 89-99.
- Rumohr, H., S. Ehrich, R. Knust, T. Kujawski, C.J.M. Philippart & A. Schroeder, 1998. Fishing mortality in invertebrate populations due to different types of trawl fisheries in Dutch sector of the North Sea in 1994 in: H.J. Lindeboom & S.J. de Groot, 1998. Impact II, the effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic Ecosystem. NIOZ-Rapp. nr. 1998-1, Texel, RIVO-DLO Rapp. nr. C003/98, IJmuiden.
- Schultz, R. & M. Stock, 1992. Seeregenpfeifer und Touristen. Landesamt für den Nationalpark, Tonning/ WWF-Wattenmeerstelle, Hüsüm.
- Siebolts, U., 1988. Reaktionen der Flußseeschwalbe *Sterna hirundo* gegenüber Menschen in verschiedenen Brutkolonien. *Vogelwelt* 119: 271-277.
- Sheehan, P.J., D.R. Millar, G.C. Butler & P. Bourdeau, 1984. Effects of pollutants at the ecosystem level (part I). John Wiley & Sons, N.Y.
- Smeenk, C., 1987. The harbour porpoise *Phocoena phocoena* in the Netherlands: stranding records and decline.
- Spaans, B., L. Bruinzeel & C.J. Smit, 1996. Effecten van verstoring door mensen op wadvogels in de Waddenzee en de Oosterschelde. IBN-Rapp. 202, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.
- Stralen, M.R. van & J.J. Kesteloo-Hendrikse, 1997. Het kokkelbestand in de Oosterschelde, de Westerschelde, de Waddenzee en de Voordelta in 1997. RIVO-DLO.
- Stuart, J.J., 1988. Voorkomen en voedsel van watervogels in het Veerse Meer. Rijksuniversiteit Gent Rapp. W.W.E. nr. 5. / Rijkswaterstaat Dienst Getijdenwateren nota GWA 89.1001. Gent/Middelburg.
- Strucker, R.C.W., R.H. Witte & S.J. Lilipaly, 2000. Vliegtuigtellingen van watervogels en zeezoogdieren in de Voordelta 1999/2000, met gegevens van zeehonden in de Oosterschelde en Westerschelde. Delta ProjectManagement, Culemborg. Werkdocument RIKZ/IT/2000.857x. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

- Swennen, C., 1991. Ecology and population dynamics of the Common Eider in the Dutch Wadden Sea. PhD thesis, Rijksuniversiteit Groningen.
- Teilmann, J., 1999. Where do they go? Harbour porpoises unaware of borders. How do we avoid the drowning of porpoises in fishing nets? Vortrag am 12. Januar 1999 in der `Alten Apotheke`, Germany. Abstract: <http://www.cetacea.de/wum1998/teilmann.htm>.
- Ter Hofstede, R., 2001. De introductie van nieuwe soorten in de Nederlandse Noordzee. Een ecologische graadmeter volgens de GONZ-systematiek. RU Groningen, Mariene Biologie.
- Thiel, M., G. Nehls, S. Braeger & J. Meissner, 1990. The impact of boating on the distribution of seals and moulting ducks in the Wadden Sea of Schleswig-Holstein in N. Dankers, C.J. Smit & M. Scholl (eds.) Present and future conservation of the Wadden Sea Proceedings of the 7<sup>th</sup> International Wadden Sea Symposium, Ameland. No.20: 221-233.
- Tregenza, N.J.C., S. Berrow, R. Leaper & P.S. Hammond, 1996. Cetacean bycatch in set gill nets in the Celtic Sea. In Conference Abstracts, European Cetacean Society, 10<sup>th</sup> Annual Conference.
- Tuck, I., B. Ball & A. Schroeder 1998. Comparison of undisturbed and disturbed areas. pp.245-280 in: Lindeboom & De Groot (eds) 1998.
- Tulp, I., 1998. Reproductie van Strandplevieren *Charadrius alexandrinus* en bontbekplevieren *Charadrius hiaticula* op Terschelling, Griend en Vlieland in 1997. Limosa 71(3): 109-120.
- Van Dalfsen, J. 1999. Ecologische effecten van grootschalige zandwinning. Werkdocument t.b.v. visieontwikkeling op kustplannen. Werkdocument RIKZ/AB-98.105x.
- Van Dalfsen, J.A. & W.E. Lewis, 2001. Punaise\*3. Lange-termijn effecten op de bodemfauna van een tijdelijke zandwin/overslagput in de kustzone ter hoogte van Heemskerk (NH). TNO Rapp. nr. R2001/494, Delft.
- Van Dalfsen, J.A., O.W.M. Duijts & B. Storm 1999. Effecten op de bodemfauna van het gebruik van een tijdelijke zandwin/overslagput in de kustzone ter hoogte van Heemskerk. Punaise 2. Rapp. nr. 99-13, Koeman & Bijkerk, Haren.
- Van de Kam, J., B. Ens, Th. Piersma & L. Zwarts, 1999. Ecologische Atlas van de Nederlandse Wadvogels. Uitgave in samenwerking met Vogelbescherming, Schuyt & Co, Haarlem.
- Van den Tempel, M.W., 2001. Advies over natuurcompensatie bij een tweede Maasvlakte. Advies ten behoeve van PKB-plus deel 3 en de adviesaanvraag bij de Europese Commissie.
- Van der Land, M. A., 1995. Effecten van de schelpdiervisserij op het bodemleven in de Voordelta: De schelpdierbestanden in de Voordelta in 1994. BEON Rapp. nr. 1995-1.
- Van der Land, M. A., 1996. Effecten van de schelpdiervisserij op het bodemleven in de Voordelta: De schelpdierbestanden in de Voordelta in 1995. BEON Rapp. nr. 96-11, Den Haag.

- Van der Veer, H.W., M.J.N. Bergman & J.J. Beukema 1985. Dredging activities in the Dutch Wadden Sea: effects on macrobenthic infauna. *Neth. J. Sea Res.* 19: 183-190.
- Van der Winden, J. van der, S. Dirksen, L.M.J. van den Bergh & A.L. Spaans 1996. Nachtelijke vliegbewegingen van duikeenden bij het Windpark Lely in het IJsselmeer. Rapp. nr. 96.34. Bureau Waardenburg, Culemborg / Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Wageningen.
- Van Eerden M.R., W.Dubbeldam & J. Muller 1999. Sterfte van watervogels door visserij met staande netten in het IJsselmeer en Markermeer. RIZA rapport 99.060.
- Van Moorsel, G.W.N.M. & J. van Dalen 2001. MER Offshore Windark Q4/Q7-WP, onderdeel biotisch milieu onderwaterleven. Rapp. nr. 00-068, Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Van Moorsel, G.W.N.M. & R. Munts, 1995. Effecten van zandoverslag met de "Punaisell" op sediment en macrobenthos. Onderzoek in het kader van strandsuppletie bij Bloemendaal-Zandvoort 1993 t/m 1995. Rapp. nr 95.47, Bureau Waardenburg bv, Culemborg,
- Van Moorsel, G.W.N.M., H. Waardenburg 2001. Kunstmatige riffen in de Noordzee in 2001, de status 9 jaar na aanleg. Rapp. Nr.01-071, Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Van Rijn, U., R. Lensink, S. Dirksen, M. Goossen & A. v. Elteren, 2000. Onderzoek verstoring fauna en recreatie door de kleine burgerluchtvaart, bouwstenen voor toekomstig beleid. Rapp. MERlijn/2000.
- Van Stralen, M.R. & J.J. Kesteloo-Hendrikse, 1993. De ontwikkeling van schelpdierbestanden in de Voordelta in de periode 1984-1993 in relatie tot de schelpdiervisserij. RIVO-DLO, rapp. C026/93.
- Van Veen, R., 1987. Ultra Lichte Vliegtuigen en vogels. Onderzoek naar de effecten van ULV's op v vogels. Wetenschapswinkel Biologie Utrecht.
- Voslamber, B., E. van Winden & M. van Roomen, 2000. Midwintertelling van Watervogels in Nederland, januari 1999. SOVON-monitoringrapport 2000/02, RIZA-rapport BM9914, Expertisecentrum LNV coproductie C-31. SOVON Vogelonderzoek Nederland,Beek-Ubbergen.3
- Walter, U. & P.H. Becker, 1996. Occurrence and consumption of seabirds scavenging on shrimp trawler discards in the Wadden Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 54: 684-694.
- Werner, M.H.J., S.M.J.M. Brasseur, E.H. Ries & P.J.H. Reijnders, 1995. Habitatgebruik, activiteitspatroon en gedrag van teruggezette, gerevalideerde gewone zeehonden in de Oosterschelde: winterperiode 1993/94. IBN-Rapp. 180. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Wageningen.
- Winkelman, J.E. 1989. Vogels en het windpark nabij Urk (NOP): aanvaringslachtoffers en verstoring van pleisterende eenden, ganzen en zwanen. RIN-rapport 89/15. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.

- Winkelman, J.E. 1992. De invloed van de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vogels, 4: verstoringsonderzoek. RIN-rapport 92/5. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Arnhem.
- Withagen, L., 2000. Delta 2000, inventarisatie huidige situatie Deltawateren. RIKZ/2000.047, Middelburg.
- Withagen, L., 2000. Delta 2000: Inventarisatie huidige situatie Deltawateren. Rapportnr RIKZ/2000.047, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.
- Witte, R.H., 2001. De betekenis van de Westerschelde voor de Gewone Zeehond. De Levende Natuur 102 (3): 32-33.
- Witte, R.H., H.J.M. Baptist & P.V. Bot, 1998a. Increase of harbour porpoise *Phocoena phocoena* in the Dutch Sector of the North Sea. Lutra 40 (2): 33-40.
- Witte, R.H., R.C.W. Strucker, C.M. Berrevoets & P.L. Meininger, 1998b. Watervogels en zeezoogdieren in de Voordelta 1997/98 inclusief tellingen van zeezoogdieren in Oosterschelde en Westerschelde. Rapp. RIKZ-98.033.
- Witte, R.H., G.W.N.M. van Moorsel, R.J. W. van de Haterd & S. Dirksen, 2001. An airport island in the Dutch sector of the North Sea: effect on marine mammals. Flyland – Marine Ecology & Morphology. Rapp. nr. 01-085 Bureau Waardenburg bv.
- Zwarts, L., 1972. Verstoring van wadvogels. Waddenbulletin 7(3): 7-12.

## **Bijlage 1 Karakterisering verschillende natuurdoeltypen binnen het studiegebied (Gotjé & Heinis 1999)**

**Noord-zee open zee:** De open zee, het deel van de Noordzee met een diepte van meer dan 20 m, is van groot belang als leefgebied voor vele soorten vis, waarvan een deel ook van commerciële betekenis is. De open zee heeft ook een foerageerfunctie voor zeevogels (bijvoorbeeld de Zeekoet) en een aantal aan ondiep water gebonden soorten zeezoogdieren, zoals de Bruinvis en de Gewone zeehond.

**Noordzee-kustzone:** In de kustzone, de circa 10 km brede zone gelegen tussen het strand en de 20 m dieptelijn, is door de geringe diepte en de aanvoer van voedselrijk water de biologische productiviteit hoog. Dit komt tot uiting in hoge concentraties algen en een hoge biomassa bodemdieren. Hierdoor is het gebied van groot belang als foerageergebied voor vogels en als kinderkamergebied voor jonge vis. Daarnaast vervult de kustzone een functie als paaigebied voor een aantal vissoorten en als doortrek- en rustgebied voor vogels en vindt er transport van op de Noordzee geboren vislarven naar de Waddenzee plaats. Omdat het ondiepe deel van de kustzone (<10 m) belangrijk is als opgroeigebied voor vissen en tevens een andere bodemdierensamenstelling heeft dan het diepe deel van de kustzone (tussen 10 en 20 m diepte) wordt een onderverdeling binnen het ecosysteem kustzone gehanteerd.

De harde substraten in het gebied omvatten de harde zeezwerings bij de Haringvlietdam en de huidige Maasvlakte (Zuiderdam). Op harde substraten is vaak een zeer diverse levensgemeenschap aanwezig van planten en dieren die van nature thuishoren aan rotskusten. Dijken en dammen vormen een aantrekkelijk foerageergebied voor bepaalde vogelsoorten (o.a. Paarse strandloper).

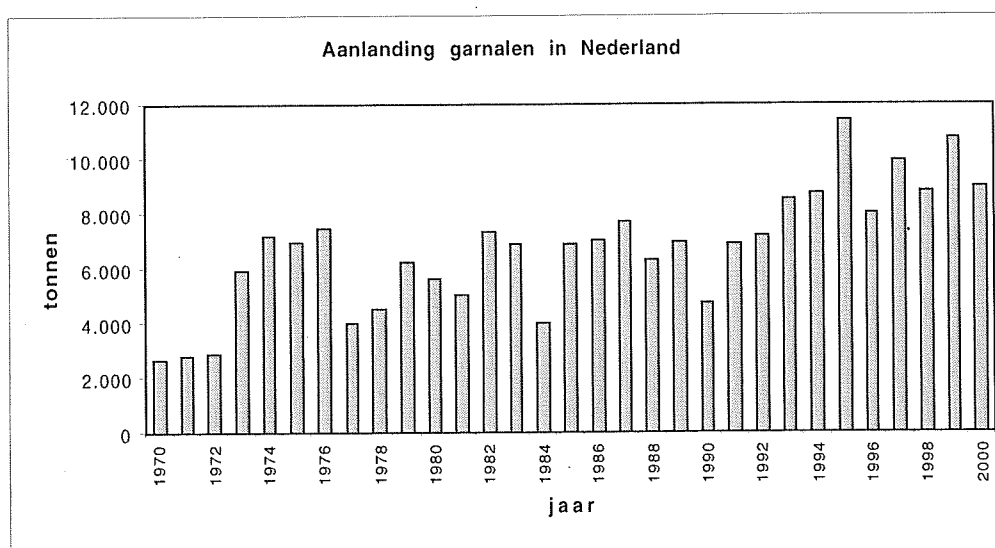
**Getijdengebied:** Het getijdengebied is een kust- of zeearmlandschap, waarin natuurlijke processen ongestoord kunnen plaatsvinden en getijdenbeweging de vorming van geulen, platen, slikken en schorren veroorzaakt (Bal *et al.* 1995). Na de aanleg van de Maasvlakte, de baggerspecieberging en de afsluiting van het Haringvliet en de Grevelingen ontstond in de Voordelta van Voorne een getijdengebied in de oorspronkelijke buitendelta van het Haringvliet. Dit ecosysteem is vrij zeldzaam in noordwest Europa. Het getijdengebied strekt zich uit tussen de 3 m waterdieptelijn die voor de Hinderplaat langs loopt, de Maasvlakte, de Brielse Gatdam en de stranden van Voorne en Goeree. Slikken en platen vallen twee keer per dag droog tijdens laagwater, schorren overstromen minimaal enkele keren per jaar bij springvloed. Eb- en vloedstromen verplaatsen dagelijks grote hoeveelheden water, waarin zand, slib en voedingsstoffen worden meegevoerd. Schoren zijn met hogere planten begroeid en de ecologie van schorren wordt besproken in de SMV2 notitie "Huidige situatie Terrestrische Natuur".

Slikken en platen zijn niet of schaars begroeid. Slikken worden gekenmerkt door een rijke bodemfauna (o.a. kokkels, strandgapers en wadpieren), die grote aantallen trekvogels en foeragerende broedvogels aantrekt. De platen zijn arm aan bodemleven, maar vormen een rustplaats voor zeehonden. In het verleden functioneerde het getijdengebied in de Haringvlietmond als een natuurlijk estuarium waar het zoutgehalte voortdurend wisselde door samenspel van door getijdewerking aangevoerd zeewater en aanvoer van zoet rivierwater. Als gevolg van ingrepen in het verleden (aanleg van Haringvlietdam en -sluizen) is nu echter sprake van een zoetwaterbekken aan de landzijde van de sluizen (de Haringvlietmond). Het grootste deel van het jaar functioneert het laatstgenoemde gedeelte van het gebied niet als riviermond. Alleen bij zeer hoge rivierafvoeren worden grote hoeveelheden zoet water via de Haringvlietssluzen de Haringvlietmond in gespuid. Dit heeft lokaal vrijwel volledige verzoeting van het milieu tot gevolg.

## Bijlage 2 De garnalenvisserij in Nederland

De vangstinspanning van Nederland is groot. De laatste jaren bedraagt het Nederlandse aandeel van de garnalenaanvoer van de Noordzeelanden zo'n 35 tot 40% (Addison *et al.* 2001). Van alle vangstinspanning (in termen van afgeviste vierkante kms) komt 42% van Nederland (Addison *et al.* 2000).

Aan de hand van een ICES document van Addison *et al.* (2001) kon een overzicht worden gemaakt van de jaarlijkse aanlanding van garnalen in Nederland sinds 1970. Er is sprake van een geleidelijke toename, maar sinds 1995 stabiliseert de aanvoer. Dat de aanvoer stabiel is wil niet zeggen dat de vangstinspanning gelijk is gebleven.



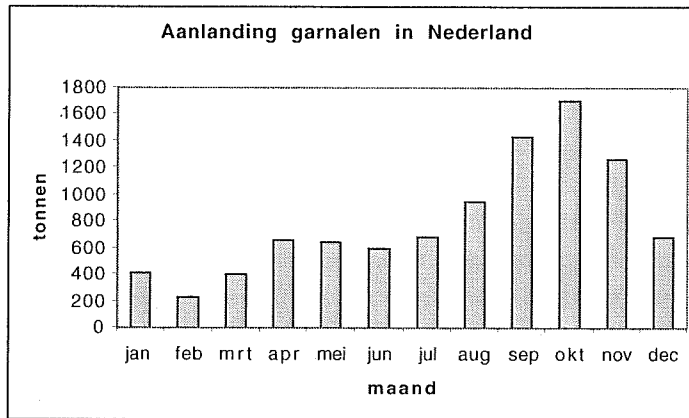
De twee slechte seizoenen 1983/84 and 1990/91 worden in verband gebracht met een abnormale ruimtelijke verdeling van predatoren in de vorm van jonge kabeljauwachtigen zoals Kabeljauw en Wijting (Addison *et al.* 2000).

Addison *et al.* (2001) geven ook een overzicht van de aanlanding per maand. De onderstaande tabel geeft een indruk van de variatie in de laatste jaren.

Tabel 1 Aanlanding van consumptiegarnalen in tonnen in Nederland.

Jaar	Jan	Feb	Mar	Apr	May	June	July	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
1995	332	268	307	468	573	338	351	1055	2096	2923	2007	666
1996	429	197	208	211	325	404	548	1032	1061	1421	1027	1175
1997	680	197	504	742	863	713	755	663	1197	2052	1056	505
1998	435	335	500	938	794	685	632	655	1015	1016	1224	620
1999	220	233	451	711	522	799	1286	1537	1842	1500	1095	558
2000	376	188	438	836	791	624	481	772	1384	1321	1145	581

Bovenstaande cijfers zijn verwerkt tot maandgemiddelden en verwerkt in onderstaand histogram.





## Bijlage 3A Een overzicht van de bodemdieren-gemeenschappen, zoals onderscheiden in het plangebied (Gotjé & Heinis 1999)

**Bodemgemeenschappen 1 (*Paraonis fulgens/Nephtys*-type; cluster 1)** is kenmerkend voor het ondiepe gedeelte van de kustzone direct ten zuidwesten van de Hinderplaat met een diepte variërend van 2,7 tot 4,2 meter. Blijkens het grootschalig morfodynamisch onderzoek (Steijn, 1996) gaat het om een plek waar door golfslag een zeer dynamisch milieu aanwezig is. De opvallendste soort in de gemeenschap is *Paraonis fulgens* (Kurkentrekkerworm) die als een kurkentrekker ingegraven in het sediment leeft en daardoor sterke stromingen en golfwerking kan weerstaan (Craeymeersch et al., 1998). De worm leeft van door de stroming meegevoerd dierlijk en plantaardig materiaal (Rasmussen, 1973). Vergeleken met de overige gemeenschappen is de biomassa van de gemeenschap zeer laag (0,2 g asvrijdrooggewicht/m<sup>2</sup>) en is vrijwel geheel afkomstig van 3 soorten wormen (*Nephtys cirrosa*, 37%; *Magelona papillicornis*, 7%; Wapenworm (*Scoloplos armiger*), 3%), de Breedpootkrab (17%), een heremietkreeft (13%), een kreeftachtige (6%) en de Tere platschelp (8%). De Kurkentrekkerworm vormt slechts 2 % van de totale biomassa van de gemeenschap. Als voedselbron voor andere soorten is de gemeenschap door de geringe biomassa per m<sup>2</sup> van weinig betekenis. Omdat de gemeenschap voor het plangebied zeer uniek van samenstelling is en slechts een klein gebied met specifieke condities bedekt (zeer dynamisch milieu door golfslag) is de gemeenschap ten aanzien van de diversiteit aan soorten en als brongebied voor de kolonisatie van andere gebieden met dergelijke condities van groot belang.

**Bodemgemeenschap 2 (Buldozerkreeft/Wapenworm-type; cluster 2)** is kenmerkend voor de open zee en het diepe deel van de kustzone, maar wordt incidenteel ook aangetroffen in het ondiepe deel van de kustzone. De gemiddelde biomassa per m<sup>2</sup> van de gemeenschap bedraagt 13,5 g asvrijdrooggewicht, waarvan 30% wordt gevormd door schelpdieren van het geslacht zwaardschede (*Ensis spec.*) en 15% wordt gevormd door het schelpdier de Halfgeknotte strandschelp. Beide soorten vormen een belangrijke voedselbron voor duikeenden in de kustzone. Echter wordt de gemeenschap met name aangetroffen in het gebied dieper dan 10 meter. Duikeenden kunnen weliswaar tot circa 30 meter diepte duiken maar foerageren bij voorkeur op enkele meters diepte (Cramp & Simmons, 1977). Door landaanwinning dan wel het uitvoeren van zandwinning zal een deel van de gemeenschap aangetast raken dan wel verdwijnen. De effecten voor duikeenden, die van de schelpenbanken leven, zullen gering zijn in de diepere delen van de kustzone en de open zee. Echter leven ook platvissen, zeesterren en garnalen van met name jonge Halfgeknotte strandschelpen. Overigens wordt een groot deel van de biomassa van deze gemeenschap door relatief veel soorten gevormd.

**Bodemdierengemeenschap 3 (Glanzende tepelhoorn/Rechtsgestrepte platschelp-type; cluster 3)** wordt vrijwel alleen aangetroffen in het diepe deel van de kustzone op een diepte tussen 11 en 16 meter. De gemiddelde biomassa van de gemeenschap is hoog in vergelijking met de andere gemeenschappen (38,1 g asvrijdrooggewicht/m<sup>2</sup>), waarbij het grootste deel van de biomassa wordt gevormd door de Halfgeknotte strandschelp (*Spisula subtruncata*, 66%). Deze soort vormt dichte schelpenbanken en is als zodanig een belangrijke voedselbron voor duikeenden, platvissen, zeesterren en garnalen (Leopold, 1996). In het plangebied is de gemeenschap met name aanwezig in het gebied waar de landaanwinningsvarianten zijn gepland. De rijke schelpenbanken in het plangebied zullen dan ook deels verdwijnen. Vanwege het grote belang als voedselbron voor duikeenden, vissen en andere dieren moet deze cluster dan ook aandacht krijgen in de effectvoorspelling.

**Bodemdierengemeenschap 4 (*Spio filicornis*/Schelpkokerworm-type)** wordt voor het overgrote deel aangetroffen direct ten westen van de Hinderplaat in het ondiepe deel van de kustzone en is in mindere mate vertegenwoordigd in het diepe deel

van de kustzone en het ondiepe sublitorale deel van de Haringvlietmond. De gemeenschap wordt over het algemeen aangetroffen op een diepte van 2 tot 13 meter en is omschreven als typisch marien met een voorkeur voor sedimenten met een laag slibgehalte (Craeymeersch et al., 1998). De relatief geringe biomassa van de gemeenschap (6,3 g asvrijdrooggewicht/m<sup>2</sup>) wordt voor het grootste deel (31%) gevormd door schelpdieren van het geslacht zwaardschede (met name *Ensis arcuatus* of te wel de Grote zwaardschede), terwijl het grootste deel van de rest van de biomassa uit de Schelpkokerworm (16%), de Halfgeknotte strandschelp (13%) en de Zandzager (8%) bestaat. Vooral een zuidelijke variant, met name de estuariumvariant, ligt in het gebied waar deze gemeenschap wordt gevonden. De lage biomassa van de gemeenschap suggereert dat de gemeenschap niet van groot belang is als voedselbron voor de aanwezige vogels en vissen. Verder komt de gemeenschap ook ten noorden van de monding van de Nieuwe Waterweg voor en is dus niet echt zeldzaam. Omdat verder bij de aanleg van een landaanwinningvariant ook nieuw ondiep kustgebied wordt gecreëerd en de soortensamenstelling van de gemeenschap erg lijkt op die van gemeenschap 2 en 3, zullen op de langere termijn de effecten op deze gemeenschap gering zijn.

#### **De bodemdierengemeenschap 5 (*Spio filicornis*/Strandgaper/Kokkel-type)**

wordt vrijwel uitsluitend aangetroffen in het sublitorale deel van de Haringvlietmond tot een diepte van circa 6,5 meter en is kenmerkend voor zanderige substraten met weinig slib. De bodemdierengemeenschap bestaat uit diverse wormen en schelpdieren waarvan de Strandgaper (65%), Kokkel (16%), de Halfgeknotte strandschelp (10%) en de Draadworm (*Heteromastus filiformis*, 4%) het grootste deel van de totale biomassa (14,3 g asvrijdrooggewicht/m<sup>2</sup>) vormen. De gemeenschap is van groot belang als voedselbron voor vogels en vissen in de Haringvlietmond en veranderingen van de gemiddelde biomassa van de gemeenschap zal een grote invloed op de totaal beschikbare hoeveelheid voedsel voor vissen en vissende vogels in de Haringvlietmond.

**Bodemdierengemeenschap 6 (Slijkgarnaal-type)** wordt gekenmerkt door de Slijkgarnaal, diverse wormen en schelpdieren (o.a. Kokkel en Strandgaper) en wordt vrijwel uitsluitend aangetroffen in het slikkige intergetijdengebied in de Haringvlietmond. De gemiddelde biomassa over de periode 1987-1997 is iets hoger dan in het sublitorale deel van de Haringvlietmond (18,8 g asvrijdrooggewicht/m<sup>2</sup>), terwijl het aantal individuen zeer hoog is (20.000 ind./m<sup>2</sup>). De grootste bijdrage aan de biomassa wordt geleverd door de Strandgaper (*Mya arenaria*, 34%), de zeeduizendpoot (*Nereis diversicolor*, 29%), de Platte slijkgaper (*Scrobicularia plana*, 12%), de Slijkgarnaal (*Cofophium voluntator*, 8%), Nonnetje (*Macoma balthica*, 5%) en de Draadworm (*Heteromastus filiformis*, 4%). De gemeenschap is de belangrijkste voedselbron voor steltlopers en bij hoogwater boven slikken foeragerende vissen (Bot, Schar, Schol en grondels) in de Haringvlietmond.

## Bijlage 3B Typering huidige bodemgemeenschappen zuidelijke Noordzee

In hun bespreking van het macrobenthos van de Noordzee geven Duineveld *et al.* (1991) aan dat de structuur van de levensgemeenschap van ondiepe zandige gebieden in de Noordzee grotendeels wordt bepaald door fysische stress. Deze wordt veroorzaakt doordat getijstromen en golven, die samenhangen met stormen, de bodem omwoelen. Hierdoor blijven de levensgemeenschappen voortdurend in een pionierstadium. Veel van de algemene soorten, zoals de wormen *Spio filicornis* en *Spiophanes bombyx* vertonen dan ook sterke fluctuaties, met grote aantallen in de zomer en lage aantallen nadat stormen hun invloed hebben doen gelden. Het zijn typische r-strategen die worden gekarakteriseerd door een snelle vestiging na onvoorspelbare verstoringen. De genoemde wormen komen inderdaad voor in de Voordelta, net als andere polychaete opportunisten: de Wapenworm (*Scoloplos armiger*) en *Magelona papillicornis*. Ook de relatief grote schelpkokerworm (*Lanice conchilega*) kan snel vestigen en uitgroeien (Van Moorsel & Munts 1995).

De aanwezigheid van deze polychaeten duidt dus op een sterke dynamiek in de levensgemeenschap. Dit wordt nog eens bevestigd door het ontbreken van langlevende soorten (K-strategen) die in de kustzone nauwelijks (meer) voorkomen (Lindeboom 2000).

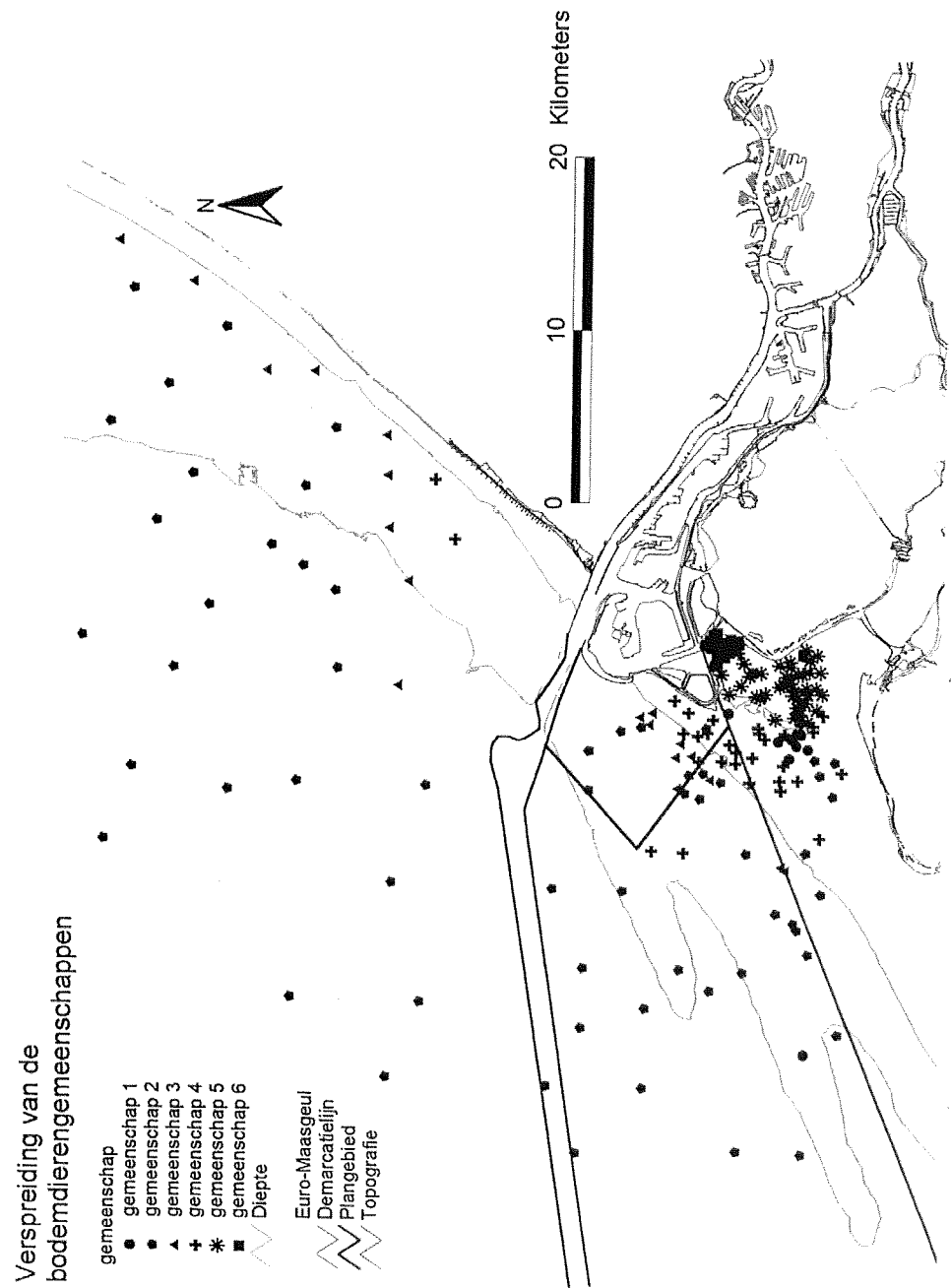
Veel soorten in de kustzone vertonen van nature een grote ruimtelijke en temporele variatie. Naar de oorzaken kunnen we meestal slechts gissen.

Ruimtelijke variatie wordt niet alleen veroorzaakt door een combinatie van fysische factoren, zoals diepte en type sediment. Bij veel soorten zijn er aanwijzingen dat de ruimtelijke (en temporele) variatie in de aanvoer van larven een grote rol speelt in de ontwikkeling van een macrobenthosgemeenschap ('supply-side ecology', Van Moorsel *et al.* in prep.). De hoeveelheid larven in het plankton varieert gedurende het jaar en de verhouding tussen soorten wisselt sterk, zodat het voor de kolonisatie van een verstoorde locatie van belang is in welk jaargetijde de betreffende locatie beschikbaar komt. Of en hoeveel larven er van een soort in het water aanwezig zijn hangt samen met veel factoren: de oorsprong van het water (stromingspatroon), de afstand tot ouderpopulaties, het reproductieve succes daarvan en de levenstrategie van de soort.

Diverse soorten brengen in een periode van een aantal jaren slechts éénmaal succesvol een nageslacht voort. Als voorbeeld noemt Beukema (1985) de hartegel (*Echinocardium cordatum*). Deze kent een bijzonder onregelmatige voortplanting: in de helft van de jaren wordt er totaal geen broed gevonden. (Lindeboom (2000) benadrukt echter juist het grote voortplantingspotentieel van deze soort met een jaarlijkse productie van eieren en larven, hetgeen aantoont dat zelfs ons inzicht in de ecologie van zo'n algemene soort nog in de kinderschoenen staat).

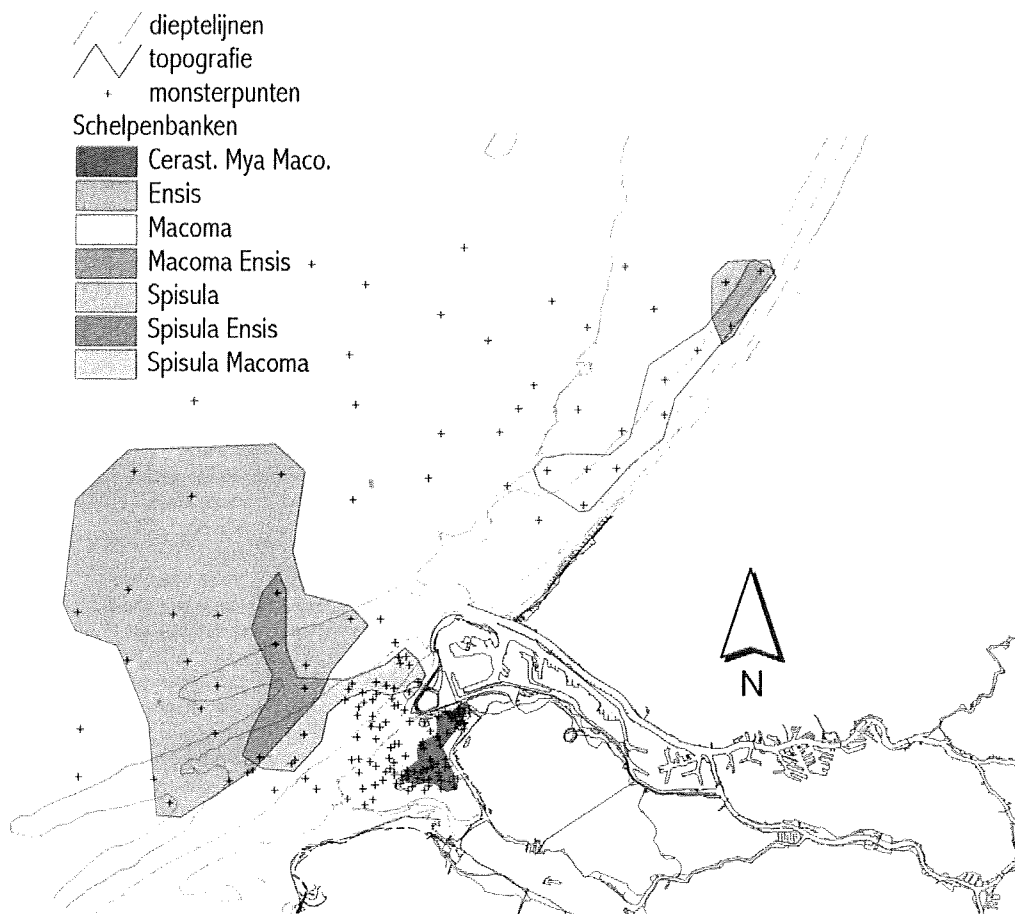
In de levensgemeenschappen van de Noordzee is op verschillende ruimte- en tijdschalen dus een grote variatie aanwezig. Dat het vaak zo buitensporig moeilijk is om de effecten van ingrepen zoals vervuiling op het benthos van de Noordzee te kwantificeren (Duineveld *et al.* 1991), ondanks dat dit een van de best onderzochte zeeën ter wereld is, houdt vooral verband met deze variatie.

## Bijlage 3C De verspreiding van de bodemdiergemeenschappen (Gotjé & Heinis 1999)



Figuur 3.1 De verspreiding van de bodemdiergemeenschappen in het studiegebied

## Bijlage 3D De ligging van de schelpdierconcentraties (Gotjé & Heinis 1999)



## Bijlage 4 (Gotjé & Heinis 1999)

Bijlage 4 In het studiegebied aangetroffen vissoorten 1986-1995 (bron: De Jong, 1996; Van Beek et al., 1995)

	VD	OS	WS	OW	OK	DK	er gebruik	Doelsoorten in natuurdoeltype	Bechermd/Bedreigd	Van Beek et al. (1995)	Belang
Bot	+	+	+	+	+	+	er			ZA	E
Botervis	+	+	+	+	+	+	er				
grondels	+	+	+	+	+	+	er	Gg-1.1/Gg-1.2/Gg2.1/Gg2.2			VW
Grote zeenaald	+	+	+	+	+	+	er				
Rilste zeenaald	+	+	+	+	+	+	er	Gg-1.1/Gg-1.2/Gg2.1/Gg2.2/Nz-1.1			
Koomarvis	+	+	+	+	+	+	er				
Pruitaal	+	+	+	+	+	+	er	Gg-1.1/Gg-1.2/Gg2.1/Gg2.2/Nz-1.1			
Slakdolf	+	+	+	+	+	+	er	Gg-1.1/Gg-1.2/Gg2.1/Gg2.2/Nz-1.1			
Vijfdradige meun	+	+	+	+	+	+	er	Gg-1.1/Gg-1.2/Gg2.1/Gg2.2/Nz-1.1			
Zeedonderpad	+	+	+	+	+	+	er	Gg-1.1/Gg-1.2/Gg2.1/Gg2.2/Nz-1.1			
Zwarte grondel	+	+	+	+	+	+	er	Gg-1.1/Gg-1.2/Gg2.1/Gg2.2/Nz-1.1			
Grauwe poon	+	+	+	+	+	+	mj	Nz-1.1			
Griet	+	+	+	+	+	+	mj	Gg-1.1/Gg-1.2/Gg2.1/Gg2.2/Nz-1.1			
Haring	+	+	+	+	+	+	mj	Nz-1.1			EE
Kabeljauw	+	+	+	+	+	+	mj				EE
Schar	+	+	+	+	+	+	mj	Gg-1.1/Gg-1.2/Gg2.1/Gg2.2/Nz-1.1			E
Schol	+	+	+	+	+	+	mj	Gg-1.1/Gg-1.2/Gg2.1/Gg2.2/Nz-1.1			EE
Sprot	+	+	+	+	+	+	mj	Nz-1.1			EE
Steenbotk	+	+	+	+	+	+	mj	Gg-1.1/Gg-1.2/Gg2.1/Gg2.2/Nz-1.1			
Tarbot	+	+	+	+	+	+	mj	Gg-1.1/Gg-1.2/Gg2.1/Gg2.2/Nz-1.1			E
Tong	+	+	+	+	+	+	mj	Gg-1.1/Gg-1.2/Gg2.1/Gg2.2			EE
Wijling	+	+	+	+	+	+	mj	Gg-1.1/Gg-1.2/Gg2.1/Gg2.2/Nz-1.1			EE
Zeebaars	+	+	+	+	+	+	mj				E
Driedoornige stekelbaars	+	+	+	+	+	+	lv			VZ	VW
Fint	+	+	+	+	+	+	lv	Gg-1.1/Gg-1.2/Gg2.1/Gg2.2/Nz-1.1	Bedreigd		VA
Grote marene/houting	+	+	+	+	+	+	lv		Beschermd		
Paling	+	+	+	+	+	+	lv			ZA	E
Rivierprik	+	+	+	+	+	+	lv		Beschermd		VA
Spierring	+	+	+	+	+	+	lv	Gg-1.1/Gg-1.2/Gg2.1/Gg2.2/Nz-1.1	Bedreigd		VZ
Steur	+	+	+	+	+	+	lv		Beschermd		Z
Zalm	+	+	+	+	+	+	lv		Bedreigd		
Zeeforel	+	+	+	+	+	+	lv		Bedreigd		VA
Zeeprink	+	+	+	+	+	+	lv		Bedreigd		VA
Addezeenaald	+	+	+	+	+	+	ma	Nz-1.1			
Dwergbotk	+	+	+	+	+	+	ma	Nz-1.1			
Dwergtong	+	+	+	+	+	+	ma				
Horsmakreel	+	+	+	+	+	+	ma				E
Kooftvis	+	+	+	+	+	+	ma				
Leng	+	+	+	+	+	+	ma				
Makreel	+	+	+	+	+	+	ma	Nz-1.1			EE
Mul	+	+	+	+	+	+	ma	Nz-1.1			
Pieterman	+	+	+	+	+	+	ma	Nz-1.1			
Pilvis	+	+	+	+	+	+	ma	Nz-1.1			
Schurftvis	+	+	+	+	+	+	ma	Nz-1.1			
Smelt	+	+	+	+	+	+	ma	Gg-1.1/Gg-1.2/Gg2.1/Gg2.2/Nz-1.1			
Tongschar	+	+	+	+	+	+	ma	Gg-1.1/Gg-1.2/Gg2.1/Gg2.2/Nz-1.1			E
zandspieringen	+	+	+	+	+	+	ma	Gg-1.1/Gg-1.2/Gg2.1/Gg2.2/Nz-1.1			EE
Zonnevis	+	+	+	+	+	+	ma				
Ansjovis	+	+	+	+	+	+	ms				
Geep	+	+	+	+	+	+	ms	Gg-1.1/Gg-1.2/Gg2.1/Gg2.2/Nz-1.1			
Harnasmantje	+	+	+	+	+	+	ms	Nz-1.1			
Rode poon	+	+	+	+	+	+	ms				E

- VD = Voordelta; OS = Oosterschelde; WS = Westerschelde; OW = ondiep water in getijdengebied; OK = ondiepe kustzone; DK = diepe kustzone
- er = estuariensoorten; mj = vissen die kust gebruiken als kinderkamer; tv = trekvissen; ma = mariene soorten die toevallig aanwezig zijn in het gebied; ms = soorten die alleen in bepaalde seizoenen aanwezig zijn.
- VZ = vrij zeldzaam; Z = zeldzaam; VA = vrij algemeen; ZA = zeer algemeen;
- E = economisch van belang; EE = economisch van groot belang; VW = belangrijk voor voedselweb.

## Bijlage 5 Gotjé & Heinis (1999)

Bijlage 11 De bijdrage van de aantallen watervogels in het studiegebied aan de internationale en Nederlandse populatie van de aandachtsoorten op grond van de maximale aantallen getelde vogels in de gecombineerde gegevens van land- en vliegtuigtellingen ('bronnen: Altenburg et al. (1997), Baptist & Meininger (1996) en Scott & Rose (1996); <sup>2</sup> Altenburg et al. (1997)).

	Studiegebied	internationaal <sup>1</sup>	1%norm	% Nederland <sup>2</sup>	%
<b>duikeenden</b>					
Eidereend	4475	3000000	20000	0.1	161362 2.8
Toppereend	5550	310000	3100	1.8	158000 3.5
Zwarte zeeëend	7640	1300000	13000	0.6	136000 5.6
<b>hard substraat</b>					
Steenloper	41	67000	1000	0.1	2283 1.8
<b>intergetijdgebied</b>					
Bergeend	1479	300000	3000	0.5	78259 1.9
Bontbekplevier	2231	242500	2500	0.9	7589 29.4
Bonte Strandloper	4596	2209000	20000	0.2	423000 1.1
Drieteenstrandloper	1620	123000	1000	1.3	12665 12.8
Grutto	184	415000	4200	0.0	37500 0.5
Kanoetstrandloper	878	861000	8500	0.1	143425 0.6
Kluut	939	67000	700	1.4	24000 3.9
Lepelaar	263	3000	30	8.8	1700 15.5
Pijlstaart	1701	60000	600	2.8	18480 9.2
Rosse Grutto	1595	815000	8000	0.2	154403 1.0
Scholekster	10256	874000	9000	1.2	419460 2.4
Strandplevier	20	67000	700	0.0	10809 0.2
Tureluur	3476	286000	3000	1.2	46115 7.5
Wulp	3928	348000	3500	1.1	160000 2.5
Zilverplevier	2774	168000	1500	1.7	51115 5.4
<b>viseters</b>					
Aalscholver	1771	200000	2000	0.9	73500 2.4
Geoorde Fuut	4	100000	1000	0.0	1500 0.3
Grote Stern	115	378400	1500	0.0	285500 0.0
Middelste Zaagbek	252	125000	1250	0.2	19579 1.3
Roodkeelduiker	6	75000	750	0.0	7400 0.1
Visdief	549	267000	2670	0.2	54000 1.0

## Bijlage 6 Karakterisering milieu

De Voordelta vormt de overgang tussen de getijdenwateren van de Delta en de zuidelijke bocht van de Noordzee. Het gebied kan worden gekarakteriseerd als een zandig gebied met een hoge dynamiek. Grote sedimenten worden gevonden op de plaatsen met de grootste waterbeweging, op beschutte plaatsen is de gemiddelde korrelgrootte kleiner en is het slibgehalte hoog. Met name de Haringvlietmonding vormt een overgangsgebied waar een belangrijk deel van het zoete water, afkomstig van Rijn en Maas, in de Noordzee terechtkomt.

Door de aanleg van de Deltawerken zijn oost-west gerichte getijdenstromen afgenomen en is de invloed van golven in verhouding belangrijker geworden. De geulen werden daardoor ondieper en er traden grote morfologische veranderingen op zoals het ontstaan van zandplaten parallel aan de kust. De platen zijn de laatste jaren overigens weer wat afgenomen door een afname van de stormintensiteit of door extreem hoge rivierafvoeren vanuit het Haringvliet (Withagen 2000).

Onder invloed van de getijdenstromen worden zandige sedimenten voortdurend opgepakt en elders weer afgezet. Dit gebeurt ook onder invloed van golfgerelateerde waterbeweging, maar dat proces heeft een wat meer incidenteel en onvoorspelbaar karakter; het treedt met name op in najaar en winter onder invloed van stormen. Vooral ondiep wordt de bodem hierdoor verstoord.

Strengere winters met ijsgang vormen een andere vorm van een incidentele maar wel grote verstoring. Evenals bij golfwerking neemt het effect ervan af met de diepte.

In de monding van het Haringvliet kunnen zoutgehalten sterk wisselen in samenhang met de afvoer van Rijn en Maas. Omdat zoet water lichter is dan zout water zijn de ook de effecten van zoutschommelingen met name ondiep van belang.

Het slibgehalte in de waterfase van de kustzone van de zuidelijke Noordzee is het hoogste van de hele Noordzee (> 10 mg/l). Aan de bodem is het slibgehalte in het algemeen nog hoger dan aan het oppervlak - soms wel tot een factor 3 (Eisma & Kalf 1987). De fauna die van nature in de kustzone aanwezig is dus al aan hoge slibgehaltenes aangepast.

Door de aanvoer van nutriënten uit het Haringvliet heeft het gebied een hoge voedselrijkdom.

Op een kleine ruimtelijke schaal kunnen processen als bioturbatie (het omwerken van sediment) en predatie al worden gezien als een vorm van natuurlijke verstoring.

Langjarige milieufunctuaties in parameters als vervuiling, eutrofiëring of temperatuur (mogelijk broeikas effect en/of het effect van de Noord-Atlantische Oscillatie (NAO)) hebben direct of indirect ook gevolgen voor mariene organismen (Ter Hofstede 2001).



## Bijlage 7 Kwetsbaarheid van bodemdier-gemeenschappen

In algemene termen kan een aantal uitspraken worden gedaan aangaande de kwetsbaarheid van bodemorganismen voor grote verstoringen. Dergelijke uitspraken hebben met name betrekking op soorten die gekarakteriseerd kunnen worden in termen van levenswijze of –strategie, in mindere mate op basis van taxonomische indeling.

Grote langzaam groeiende soorten en soorten met een incidentele voortplanting en/of recrutering zijn relatief kwetsbaar, omdat het lang duurt voordat ze in hun oorspronkelijke grootte en dichtheid terugkeren. Kleine en snelle groeiers profiteren. Dieper levende organismen zijn relatief goed beschermd. Epifaunasoorten zoals sponzen, hydroïdpoliepen, Dodemansduim en mosdiertjes die boven de bodem uitsteken zijn juist relatief kwetsbaar. Wel kunnen kolonievormende organismen als een deel beschadigt opnieuw uitgroeien. Stekelhuidigen zoals zee- slang- en brokkelsterren zijn bekend om hun regeneratie-vermogen.

Veel soorten in de kustzone leven ingegraven en zijn daarbij aangepast aan een zekere dynamiek van het sediment. Ze moeten zich verder ingraven zodra het bovenliggende sediment erodeert, maar dienen juist omhoog te graven komen zodra ze bedekt worden door zandgolven en golfribbels. Er moet bovendien contact onderhouden worden met het sedimentoppervlak voor de voedsel- en/of zuurstofvoorziening. Daarnaast moeten ze opgewassen zijn tegen het omwerken van sediment door organismen (bioturbatie).

Mobiliteit is van invloed op de snelheid waarmee soorten verstoorte locaties kunnen herkoloniseren. Hierbij speelt uiteraard de ruimtelijke schaal van de ingreep mee. Bij een kleine verstoring kunnen macrofaunasoorten al gravend een gebied binnentrekken. Naarmate een verstoring omvangrijker is zullen de verspreidingseenheden over een grotere afstand moeten worden aangevoerd. Hoewel veel ingegraven macrobenthossoorten zijn in het volwassen stadium nauwelijks mobiel zijn, kunnen ze zich via de dispersie van larven veelal over tientallen kilometers verplaatsten. Verschillende wormen, schelpdieren en kreeftachtigen zijn in een jong of volwassen stadium ook nog tot significante dispersie in staat (Günther 1992, Van Moorsel et al. in prep.). Zo ontwikkelen veel soorten schelpdieren in een juveniel stadium een speciale draad om daarmee opgenomen te kunnen worden door de stroom hetgeen een secundaire dispersie mogelijk maakt. Soorten als (zwem)krabben en garnalen zijn erg mobiel. Bij dit type predatoren mag verwacht worden dat hun aanwezigheid vooral wordt gedreven door de aanwezigheid van prooidieren.

Met name in ondiepe gebieden speelt het effect van verplaatsing van sediment en organismen (o.a. postlarven) door waterbeweging een relatief belangrijke rol en draagt bij aan het herstel na verstoring.

De tijdschaal van een verstoring is ook van belang. Verstoring vóór het seizoen waarin de meeste larven zich vestigen (voorjaar en zomer) leidt tot sneller herstel dan winning in of direct na dit seizoen. Ook de frequentie van verstoring, éénmalig of structureel, is van belang.

## Bijlage 8 Niet gerefereerde literatuur

- Berghahn R. 1990. On the potential impact of the shrimping on the trophic relationships in the Wadden Sea. In: M. Barnes & R.N. Gibson (ed), Trophic relationships in the marine environment. Proceedings of the 24th European Marine Biology Symposium. Aberdeen University Press, Aberdeen: 130-140.
- Berghahn Rudiger 1998. Umwelt Bundesamt. Shrimpfiseries in Schlesw. Holstein, postbus 330022 14119 1 Berlin [www.umweltbundesamt.de](http://www.umweltbundesamt.de)
- Berghahn, R. & M. Purps 1998. Impact of discard mortality in Crangon fisheries on the year-class strength of North Sea flatfish species. *J. Sea Res.* 49: 89-91.
- Bergman, M.J.N., N.Daan, R.L.P. Lanfers, P. Salz, H.Smit, I. de Vries, & W.J. Wolff, 1997. Kansen voor de natuur en visserij in de Noordzee, een expertverkenning. Werkdocument Informatie en KennisCentrum (IKC) Natuurbeheer nr W-141, Wageningen.
- Boer, T.A. de, 1996. De effecten van waterrecreatie op de natuur in de Oosterschelde, Voordelta en Waddenzee: een literatuuronderzoek. IBN-rapport 207.
- Buijs, J., J.A. Craeymeersch, R. Brand, J. van der Meer, A. Pouwer & A. Smaal, 1989. Macrobenthosgemeenschappen in de Voordelta: een analyse van de dichtheden en biomassa's van de najaarsbemonsteringen 1985-1986. DIHO rapp. versl. 1989-6.
- Craeymeersch, J.A., J. Buijs, G. de Smet, A. Engelberts, A. Hannewijk & W. Sijm, 1989. Benthosonderzoek in relatie tot abiotische dynamiek. Macro- en meiobenthos van de Voordelta. Interimrapportage juli 1988. DIHO rapp. versl. 1989-4.
- Craeymeersch, J.A., J. Buijs, R. Brand, A. Hannewijk, W. Sijm & E. Stikvoort, 1990. Benthosonderzoek in relatie tot abiotische dynamiek. Het macrobenthos van de Voordelta. Interimrapportage juli 1989. DIHO rapp. versl. 1990-04.
- Craeymeersch, J.A., O. Hamerlynck, K. Hostens, A. Vanreusel & M. Vincx, 1990. De ekologische ontwikkeling van de Voordelta. Deelrapport 1. De huidige ekologische situatie van de Voordelta. Deelrapport 1. DIHO Yerseke / R.U. Gent.
- Craeymeersch, J.A., O. Hamerlynck, K. Hostens, A. Vanreusel & M. Vincx, 1990. De ekologische ontwikkeling van de Voordelta. Deelrapport 3. Effecten van huidige en potentiële beleidsscenario's. DIHO Yerseke / R.U. Gent.
- Craeymeersch, J.A., O. Hamerlynck, K. Hostens, A. Vanreusel & M. Vincx, 1990. De ekologische ontwikkeling van de Voordelta. Deelrapport 4. Voorstellen voor monitoring en verder onderzoek. DIHO Yerseke / R.U. Gent.
- Craeymeersch, J.A., O. Hamerlynck, K. Hostens, A. Vanreusel & M. Vincx, zj. De ekologische ontwikkeling van de Voordelta. Deelrapport 2. De autonome ekologische ontwikkeling. Deelrapport 2. DIHO Yerseke / R.U. Gent.
- Craeymeersch, J.A., W. Dimmers, R. Markuse, P. Schout & B.J. Kater, 1995. Effecten van de schelpdiervisserij op het bodemleven in de Voordelta, Fase-rapport over de onderdelen natuurlijke ontwikkeling en effecten schelpdiervisserij. NIOO-CEMO rapp. versl. 1995-7.
- Daan, R., M. Mulder, A. van Leeuwen, 1994. Differential sensitivity of macrozoobenthic species to discharges of oil-contaminated drill cuttings in the North Sea. *Neth. J. Sea Res.* 33: 113-127.
- De Groot, S.J., 1979. An assessment of the potential environmental impact of large-scale sand-dredging for the building of artificial islands in the North Sea. *Ocean management* 5: 211-232.
- De Vlas, J. 1986. Verstoring van vogels door vliegtuigen in het Waddengebied. Overzicht bewaking natuurreservaten wadden S.B.B. (niet gepubliceerd).

- Expertisecentrum PMR 2001. Advies over natuurcompensatie bij een tweede Maasvlakte. Advies ten behoeve van PKB-plus deel 3 en de adviesaanvraag bij de Europese Commissie.
- Glimmerveen U., Went. W. 1984. Dosis-effekt relatie bij verstoring van wadvogels. Studentenverslag Rijksinstituut voor Natuurbeheer Texel.
- Hall, S.J. & M.J.C. Harding, 1997. Physical disturbance and marine benthic communities: the effects of mechanical harvesting of cockles on non-target benthic infauna. *J. Appl. Ecol.* 34: 497-517.
- Hall, S.J., 1998. Closed areas for fisheries management - the case consolidates. *TREE*, 13 (8) 297-298.
- Hall, S.J., M.R. Robertson, D.J. Basford & S.D. Heaney, 1993. The possible effects of fishing disturbance in the northern North Sea: an analysis of spatial patterns in community structure around a wreck. *Neth. J. Sea Res.* 31 (2) 201-208.
- Hamerlynck, O., J. Mees, P. van de Vyver, E. van Landschoote, K. Hostens & A. Cattijse, 1990. Eindverslag hyperbenthosonderzoek Voordelta. *Biol. R.U.Gent / DIHO Yerseke*.
- Huys, R., A. Vanreusel & C. Heip, 1986. Het meiobenthos van de Voordelta, sept-nov '84, april-mei '85 en sept. '85, onderzoek in het kader van het project bodemdieren Voordelta (BOVO).
- Kaiser, M.J., A.S. Hill, K. Ramsay, B.E. Spencer, A.R. Brand, L.O. Veale, K. Prudden, E.I.S. Rees, B.W. Munday, B. Ball, S.J. Hawkins, 1996. Benthic disturbance by fishing gear in the Irish Sea: a comparison of beam trawling and scallop dredging. *Aq. Cons.: Mar. & Freshw. Ecosystems* 6: 269-285.
- Kohsiek, L.H.M. & J.P.M. Mulder, 1989. De Voordelta een watersysteem verandert. RWS-DGW Den Haag.
- Kohsiek, L.H.M. & J.P.M. Mulder, 1988. Een verkenning van een veranderend watersysteem: de Voordelta. *RWS DGW nota GWA0-88.002* pp. 60.
- Lavaleye, M.S.S. & N. Dankers, 1993. Garnalenvisserij wellicht schadelijk voor bodemfauna. *Boomblad*, april 1993: 4-6.
- Lindeboom, H.J., 2000. De ecologische gevolgen van gebruiksfuncties op macrofauna. pp. 43-57 in Lavaleye, M.S.S., H.J. Lindeboom & M.J.N. Bergman (MEE, NIOZ), 2000. Macrofauna van het NCP, Rapport Ecosysteemdelen Noordzee. Rapport ecosysteemdelen Noordzee. NIOZ rapp. 2000-4, Texel.
- Lindeboom, H.J., 2000. Eén vissersschip heeft in één dag meer effect dan alle olie- en gaswinning in een jaar. *Bionieuws* 10 (3) 3.
- Merck, T. & H. von Nordheim, 2000. Technische Eingriffe in marine Lebensräume. Workshop des Bundesamtes für Naturschutz Internationale Naturschutzakademie Insel Vilm 27.-29. Oktober 1999. Bundesamt für Naturschutz 2000.
- Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (LNV) 2001. Evaluatie van de garnalenvisserij in de Waddenzee en de Noordzeekustzone en overige sleepnetvisserij.
- Moore, G. & S. Jennings (eds), 2000. Commercial fishing, the wider ecological impacts. Blackwell Science, pp. 72.
- Paalvast, P., 1995. Oriënterend onderzoek naar de levensgemeenschappen op hard substraat en op bij laag water droogvallende platen (zacht substraat) in de Voordelta en het estuariene deel van de Noordrand. Adviesbureau Ecoconsult.
- Platteeuw, M., 1986. Effecten van geluidhinder door militaire activiteiten op gedrag en ecologie van vogels Rijksinstituut voor natuurbeheer (RIN) 86/13.

- Schmidt R.C., Hüssel B., 1994. Tourist and locals: seals and purposes-friendly interaction and mutual endangering, examples from the German Island Sylt, North Sea in: P.G.H.Evans (ed), European Research on Cetaceans-8, Proceedings of the Eight Annual Conference of the European Cetacean Society, Montpellier, France 2-5 March 1994.
- Seip, P.A. & R. Brand, 1987. Inventarisatie van macrozoobenthos in de voordelta. NIOZ-rapp. 1987-1.
- Sips H.J.J. , Van Moorsel G. W.N.M. 1993. Wind op water; potentiële milieu-effecten onder water door windturbines in het IJsselmeer; een literatuurstudie. Rapport Bureau Waardenburg nummer 93.04.
- Sips H.J.J., Waardenburg H.W. 1995. Windturbinepark Lely: veldonderzoek naar mogelijke effecten op de visstand. Rapport Bureau Waardenburg nummer 95.49.
- Smit C.J. Visser G.J.M., 1984. Studies on the effects of military activities on shore-birds in the Wadden Sea. In: CCMS Seminar on the preservation of flora and fauna in military training areas. Soesterberg.
- Stutterheim, S., concept. Bagger vaart een stukje verder [Rapport m.m. v. G. van Moorsel over de effecten van de dumping van baggerspecie op Loswal Noord en Loswal Noordwest]. RIKZ/AB-99.132x.
- Teilmann J., Hendriksen O.D., Carstensen J., Skov H. 2002. Monitoring effects of offshore windfarms on harbour porpoises using POD's (porpoise detectors). Technical report. Ministry of the Environment Denmark.
- Van den Heiligenberg, T. 1987. Effects of mechanical and manual harvesting of lugworms *Arenicola marina* L. on the benthic fauna of tidal flats in the Dutch Wadden Sea. Biological Conservation 39, 165-177.
- Van der Meulen, Y.A.M., 1995. Ecotopen-indeling: Van de Biesbosch tot en met de Voordelta in het kader van de MER Haringvlietsluizen.. LUW.
- Van Marlen, B., F. Redant, H. Polet, C. Radcliffe, A. Revill, P.S. Kristensen, K.E. Hansen, H.J. Kuhlmann S. Riemann, T. Neudecker & J.C. Brabant 1998. Research into Crangon Fisheries Unerring Effect (RESCUE). Final Report, EU-Study 94/044', RIVO-DLO, IJmuiden.