

Sublitorale natuurwaarden in de Waddenzee

Een overzicht van bestaande kennis en een
beschrijving van een onderzoekopzet voor een studie
naar het effect van mosselzaadvisserij en
mosselkweek op sublitorale natuurwaarden

B.J. Ens (IMARES, nu: SOVON),
J.A. Craeymeersch, F.E. Fey, H.J.L. Heessen,
A.C. Smaal, A.G. Brinkman (IMARES),
R. Dekker, J. van der Meer (Koninklijke NIOZ)
M.R. van Stralen (MarinX)

Rapport C077/07



Wageningen IMARES, vestiging Texel

Institute for Marine Resources and Ecosystem Studies

Wageningen *IMARES*

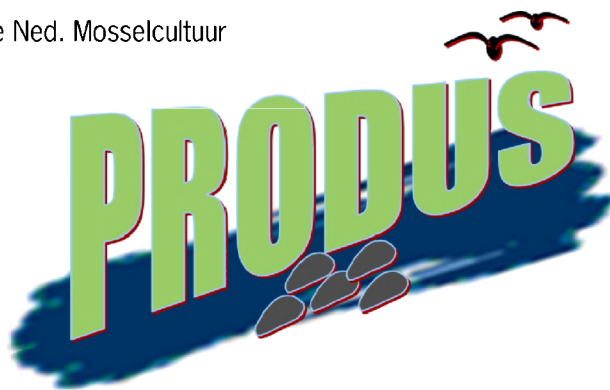
Opdrachtgevers:

Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit
Directie Visserij
Postbus 20401
2500 EK Den Haag

en

Productenorganisatie Ned. Mosselcultuur
Postbus 116
4400 AC Yerseke

Publicatiedatum: Augustus 2007



- Wageningen **IMARES** levert kennis die nodig is voor het duurzaam beschermen, oogsten en ruimte gebruik van zee- en zilte kustgebieden (Marine Living Resource Management).
- Wageningen **IMARES** is daarin de kennispartner voor overheden, bedrijfsleven en maatschappelijke organisaties voor wie marine living resources van belang zijn.
- Wageningen **IMARES** doet daarvoor strategisch en toegepast ecologisch onderzoek in perspectief van ecologische en economische ontwikkelingen.

© 2007 Wageningen **IMARES**

Wageningen IMARES is een samenwerkingsverband tussen Wageningen UR en TNO. Wij zijn geregistreerd in het Handelsregister Amsterdam nr. 34135929, BTW nr. NL 811383696B04. 	De Directie van Wageningen IMARES is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Wageningen IMARES; opdrachtgever vrijwaart Wageningen IMARES van aanspraken van derden in verband met deze toepassing. Dit rapport is vervaardigd op verzoek van de opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom. Niets van dit rapport mag weergegeven en/of gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier zonder schriftelijke toestemming van de opdrachtgever.
A_4_3_1-V2	

Inhoud

Samenvatting	5
1. Inleiding en vraagstelling	8
2. Sublitorale natuurwaarden en het belang van sublitorale mosselbanken	10
2.1 Inleiding	10
2.2 Sublitorale natuur: algemeen	10
2.3 Bodemdieren in het sublitoraal	13
2.4 Belang sublitorale mosselbanken voor bodemdieren	22
2.5 Vissen in het sublitoraal	24
2.6 Vogels van het sublitoraal	29
2.6.1 Voedselkeuze en habitat van "Vogelrichtjinsoorten" Waddenzeegebied	29
2.6.2 Vogels die op vis jagen	30
2.6.3 Vogels die in de westelijke Waddenzee naar schelpdieren duiken	31
2.6.4 "Andere" vogelsoorten die in de westelijke Waddenzee naar voedsel duiken	32
2.7 Zeezoogdieren	33
2.8 Conclusies en vragen	33
3. Effecten mosselzaadvisserij en mosselcultuur op mosselzaadval en natuurwaarden	35
3.1 Inleiding	35
3.2 Omvang mosselzaadvisserij en variatie in zaadval	35
3.3 Effect op natuurwaarden	37
3.3.1 Soortenrijkdom bodemdieren en bodemvissen	37
3.3.2 Vogels	38
3.3.3 Effecten op zaadval	38
3.4 Conclusies en vragen	39
4. Ruimtelijke variatie in zaadval en stabiliteit van het sublitorale mosselbestand in de westelijke Waddenzee en het aanbod van ander natuurlijk substraat voor daaraan geassocieerde soorten	41
4.1 Inleiding	41
4.2 Langjarige ontwikkeling van het mosselbestand	41
4.3 Frequentiekaarten	41
4.4 Arealen waar mosselen kunnen worden aangetroffen	44
4.5 Overige natuurlijk hard substraat	45
4.6 Conclusies	46
5. Macrozoöbenthos in de sublitorale delen van de westelijke Waddenzee. Geven de huidige datasets een adequaat beeld?	47
5.1 Inleiding	47
5.2 Beschrijving van de databestanden	47
5.3 Beschrijving van de analyses	49
5.4 Resultaten	49
5.4.1 Dichtheden macrozoöbenthos	49
5.4.2 Biomassa macrozoöbenthos	50
5.4.3 Voorkomen van <i>Mytilus edulis</i> in het sublitoraal	53
5.5 Conclusie	54
6. Experimentele opzet en statistisch onderscheidingsvermogen	55
6.1 Inleiding	55
6.2 Methoden	55
6.2.1 Statistische opzet en onderscheidingsvermogen van de bijbehorende test	55
6.2.2 Het schatten van de binnen-behandelingsstandaarddeviatie σ	56
6.3 Resultaten	56
6.4 Discussie	59
6.5 Conclusie	60
7. Vakgrootte in experimentele studies naar effecten van visserij	61
7.1 Inleiding	61
7.2 Vakgroottes gebruikt in de literatuur	61
7.3 Factoren die van belang kunnen zijn bij de keuze van vakgrootte	63
7.4 Conclusie	64
8. Bemonsteren van endo- en epibenthische macrofauna van zachte substraten	66
8.1 Inleiding	66

8.2	Het bemonsteren van de macrofauna	66
8.2.1	<i>Boxcorer</i>	66
8.2.2	<i>Happers</i>	67
8.2.3	<i>Dreggen en korren</i>	67
8.2.4	<i>Bodemschaaf</i>	68
8.2.5	<i>Bodemschaaf RIVO</i>	68
8.2.6	<i>Triple-D (NIOZ)</i>	69
8.2.7	<i>Hydraulische kor</i>	69
8.3	Vergelijking monstertuigen	69
8.4	Conclusie	71
9.	Onderzoeksplan	76
9.1	Inleiding	76
9.2	Randvoorwaarden	76
9.2.1	<i>Uitgangssituatie</i>	76
9.2.2	<i>Andere bodemberoerende visserij</i>	76
9.2.3	<i>Aansluiten bij bestaande gesloten gebieden</i>	77
9.3	Wat moet hoe gemeten worden?	77
9.3.1	<i>Natuurwaarden</i>	77
9.3.2	<i>Welke monsterapparatuur moet worden gebruikt?</i>	79
9.4	Selectie van onderzoeksvakken	79
9.4.1	<i>Aantal onderzoeksvakken</i>	79
9.4.2	<i>Grootte van de onderzoeksvakken</i>	80
9.4.3	<i>Locatie van de onderzoeksvakken</i>	80
9.5	Onderzoekduur	82
	Literatuur	83
	Bijlage I Workshop kennislacunes Eidereend 23-2-2006	91
	Bijlage II Proefproject randeffecten	97
	Bijlage III Belang deelname van de garnalenvisserij aan het onderzoek naar de effecten mosselzaadvisserij op de natuurwaarden in het sublitoraal: een win-win-win-win situatie (mosselsector, garnalensector, onderzoek en beleid)	101
	Bijlage IV Brief Minister van LNV over aankondiging ontwerpbesluiten en Natura 2000-Doelendocument dd 24-11-2006	103
	Bijlage V Auditrapporten	107
	Verantwoording	117

Samenvatting

Recentelijk is een nieuw schelpdiervisserijbeleid van kracht geworden in de Nederlandse kustwateren. In dat beleid wordt geconstateerd dat er onvoldoende kennis is over de effecten van mosselzaadvisserij en mosselkweek op de natuurwaarden in het sublitoraal van de westelijke Waddenzee. Daarnaast is niet bekend wat de effecten zijn van mosselzaadvisserij op de zaadval van mosselen in het sublitoraal.

In het kader van het onderzoek naar duurzame visserij "PRODUS" is daarom een in dit rapport beschreven onderzoeksprogramma ontwikkeld dat antwoord geeft op de vraag of zich in de Waddenzee meerjarige sublitorale mosselbanken en samenhangende natuurwaarden kunnen ontwikkelen bij afwezigheid van een bodemberoerende mosselzaadvisserij. Het voorgestelde onderzoek richt zich eveneens op de vraag hoe de biodiversiteit van deze mogelijke banken zich verhoudt met de mosselpercelen. Daarnaast moet het resultaat van dit onderzoek antwoord geven op de vraag wat de effecten zijn van mosselzaadvisserij op de zaadval in de jaren na visserij.

Om tot een goed onderzoekprogramma te komen is een overzicht gemaakt van bestaande kennis over het sublitoraal in het algemeen en in de westelijke Waddenzee in het bijzonder, in de literatuur beschreven effecten van visserij, in ander onderzoek gebruikte vakgroottes en de mogelijke bemonsteringstechnieken. Tijdens het opstellen van het plan werd duidelijk dat het wenselijk zou zijn als het voorgestelde onderzoek ook inzichten zou kunnen verschaffen over alternatieve (minder intensieve) manieren om op mosselzaad te vissen en over de eventuele storende effecten van garnalervisserij op het onderzoek.

Het onderzoek moet antwoorden leveren over natuurwaarden, biodiversiteit en mosselzaadval. Over hoe de laatste variabele bepaald moet worden bestaat weinig discussie. Dat geldt niet voor biodiversiteit. Dit kan op verschillende manieren gemeten worden en elke maat heeft zijn eigen voor- en nadelen. In dit onderzoekplan wordt daarom voorgesteld vier verschillende maten te hanteren: het aantal zeldzame soorten, het totale aantal soorten, de Simpson's index (die de kans weergeeft dat twee aselekt gekozen individuen uit één en hetzelfde monster tot dezelfde soort behoren) en de score op de eerste as uit de canonieke correlatie. De laatste variabele, natuurwaarde, heeft per definitie subjectieve elementen. Er is voor gekozen de aandacht te richten op de instandhoudingsdoelen zoals beschreven in het Natura 2000 doelendocument (LNV 2006b; LNV 2006a). Vooralsnog gaat het om in zeer globale termen beschreven doelen. Analyse van de natuurwaarden die beschermd moeten worden (hoofdstuk 2) en de kennis over de mogelijke effecten van mosselzaadvisserij en mosselcultuur op die natuurwaarden (hoofdstuk 3), of juist het gebrek daaraan, leidt tot het volgende lijstje:

- De omvang en kwaliteit van het mosselbestand dat als voedsel dient voor Eidereend, Toppereend en Brilduiker
- De omvang van het visbestanden die mogelijk als voedsel dienen voor de Middelste Zaagbek en zeezoogdieren
- De kwaliteit van het habitat H1110_A (permanent overstroomde zandbanken in een getijdengebied) die kan worden gemeten aan:
 - De bedekking met mosselen en de zaadval van mosselen
 - De biodiversiteit van het bodemleven

De belangrijkste gegevens over bodemdieren in het sublitoraal van de westelijke Waddenzee zijn verzameld door het NIOZ tijdens een survey in de jaren 1981/1982 en op een drietal vaste raaien van 1990 tot heden. In de loop van het monitoringprogramma vertoonde de samenstelling van het macrozoöbenthos op de raaien een duidelijke verandering, waardoor de samenstelling van de fauna nu niet meer overeenkomt met ook maar één van de stations bij de genoemde survey. Dit doet vermoeden dat op veel plaatsen, die tijdens die survey bemonsterd zijn, de samenstelling van het macrozoöbenthos is gewijzigd. Gezien de grote ruimtelijke variabiliteit van de survey-stations kan niet worden voorspeld in welke richting de fauna zich in de laatste jaren ontwikkeld heeft in het overgrote deel van de sublitorale westelijke Waddenzee. Het is daarom van belang een nieuwe inventarisatie te maken naar de huidige ruimtelijke variabiliteit van de bodemfauna. Deze nieuwe survey is ook nodig om de biodiversiteit van wilde sublitorale mosselbanken te vergelijken met de biodiversiteit op mosselpercelen en de biodiversiteit van gebieden zonder mosselen. Een goede ruimtelijke spreiding van de monsterpunten is nodig omdat de mosselpercelen op plekken liggen die qua abiotiek gemiddeld verschillen van de

plaatsen waar op mosselzaad wordt gevist. Ook bodemvissen zouden in deze survey moeten worden meegenomen.

Het onderzoek naar het effect van mosselzaadvisserij op de ontwikkeling van biodiversiteit en de frequentie van mosselzaadval in latere jaren kan het beste plaatsvinden door open en gesloten gebieden met elkaar te vergelijken. Uitgaande van een gepaarde opzet van open en gesloten gebieden is een power-analyse op de bodemdierensurvey uitgevoerd om uit te rekenen hoeveel gebieden gesloten zouden moeten worden om statistisch betrouwbare conclusies te trekken (onderscheidingsvermogen van 80% voor een effectgrootte van 10%). Voor drie verschillende maten voor de biodiversiteit leverde dit waarden van 69 vakken (Simpson's index), 27 vakken (Eerste DCA) en 32 vakken (aantal soorten). Op grond hiervan is geconcludeerd dat er 40 vakken nodig zijn. Er is geen power-analyse uitgevoerd op gegevens over de bodemvissen, maar het verdient aanbeveling een dergelijke power-analyse alsnog uit te voeren.

Om het onderzoek zo effectief mogelijk te laten zijn is onderzocht waar zich de afgelopen 15 jaren mosselen in bevisbare dichtheden (meer dan 0,15 kg versgewicht per m²) hebben bevonden. Op basis hiervan zouden a-priori 40 plots aselekt gekozen kunnen worden. Een belangrijk nadeel van deze methode is dat uit de gegevens blijkt dat zelfs bij weging naar de frequentie van mosselzaadval de kans aanzienlijk is dat er plots geselecteerd worden die binnen de termijn van het onderzoek nooit mosselen zullen bevatten. Er worden daarom twee alternatieve selectiemethoden voorgesteld:

- (A) In het eerste jaar op aselekte wijze 40 plots kiezen uit de populatieplots die dan bedekt zijn met meer dan 0.15 kg m⁻². Van deze 40 worden maar 10 gedurende alle vier jaar onderzocht en 30 voor maar 1 jaar onderzocht. In het tweede jaar kunnen dan 30 nieuwe plots geselecteerd worden uit de dan bedekte plots. Ook van deze 30 worden maar 10 gedurende de rest van het onderzoek gevolgd. Voor de overige 20 wordt hetzelfde stramen gevolgd, enzovoorts.
- (B) In het eerste jaar op aselekte wijze 40 plots kiezen uit de populatieplots die dan bedekt zijn met meer dan 0.15 kg m⁻². Van deze 40 worden 10 voor vier jaar gevolgd, 10 voor 3 jaar, 10 voor 2 jaar en 10 voor 1 jaar. Elk nieuw jaar kunnen dan 10 nieuwe plots gekozen worden die voor de duur van de rest van het experiment gevolgd blijven worden.

In opzet (A) ligt de nadruk op het wegpoetsen van onzuiverheden veroorzaakt door de nadruk op een bepaald aanvangsjaar. Er zijn zoveel mogelijk verschillen aangebracht in deze storende factor. De nadruk ligt op 'zuivere' schattingen van de korte-termijn (1 jaar) effecten. In opzet (B) ligt de nadruk op de lange-termijneffecten en is het risico van een foutief beeld veroorzaakt door een 'afwijkend' aanvangsjaar groter. Indien er in het 2^e jaar van het onderzoek weinig zaadval plaatsvindt, dan ligt variant A voor de hand. Als er sprake is van een rijke zaadval, dan lijkt variant B de betere keuze.

Een belangrijk punt van discussie vormde de noodzakelijke oppervlakte van de onderzoeksvakken. In het onderzoek naar de effecten van beheerste visserij op droogvallende mosselzaadbanken is gewerkt met vakken van 10 ha (Smaal *et al.* 2004). In een recent onderzoek naar de effecten van mosselzaadvisserij op de mosselbestanden in het sublitoraal zijn door Van Stralen vakken van 1 ha gebruikt (van Stralen *et al.* 2006). Bestudering van de literatuur over schelpdiervisserij liet zien dat er sprake was van substantiële verschillen in vakgrootte tussen studies naar effecten van schelpdierenvisserij, maar dat een duidelijke motivatie voor de gekozen vakgrootte vrijwel altijd ontbrak. Wel blijkt uit deze studies dat langdurige onderzoekingen naar effecten van visserij vaak gebruik maken van relatief grote vakken. Uit studies naar effecten van reservaten op biodiversiteit blijkt dat er vele factoren van belang kunnen zijn voor de vakgroottekeuze. Over veel van deze factoren bestaat echter niet genoeg kennis om behulpzaam te kunnen zijn in de vakgrootte-afweging. Desgevraagd adviseerden internationale experts op het gebied van onderzoek naar de effecten van schelpdiervisserij op bodemfauna om vakken van 10 ha te sluiten, vooral vanwege het feit dat randeffecten een kleinere rol zullen spelen bij grote vakken. Dit betreft een louter wetenschappelijke afweging, waarin eventuele kosten voor de vissers of voor het onderzoek niet zijn meegewogen. Harde gegevens over randeffecten ontbreken echter en om die reden is de voorjaarsvisserij van 2006 gebruikt om nader onderzoek te doen naar deze randeffecten. Over dit onderzoek wordt elders gerapporteerd; de onderzoeksopzet is beschreven in bijlage II.

Er is veel onzekerheid over de beste methode om bodemvissen op en rond mosselbanken te bemonsteren. Het lijkt aannemelijk dat het garnalennet dat gebruikt wordt bij de DFS niet goed werkt bij een mosselbank en daarom wordt voorgesteld om een experimentele bevissing uit te voeren met een aangepaste mosselkor. Op basis daarvan kan worden vastgesteld hoe groot de onderzoeksvakken moeten zijn en welk aantal onderzoeksvakken nodig is.

Gezien het gebrek aan kennis over randeffecten verdient het aanbeveling om de metingen zodanig op te zetten dat de omvang van eventuele randeffecten achteraf nog kan worden vastgesteld.

Het voorgestelde onderzoek gaat uit van een sublitoraal deel van de Waddenzee waar overal op mosselzaad gevestigd mag worden, behoudens een aantal vakken die voor het onderzoek worden gesloten. Het is mogelijk dat de gebieden die worden gesloten als referentie misschien geen goede referentie zijn, omdat ze al tientallen jaren onderworpen zijn aan mosselzaadvissers. Het onderzoeksplan richt zich daarom op effecten die binnen een periode van 10 jaar kunnen worden aangetoond in een systeem dat mogelijk al erg veranderd is door de visserij-activiteiten in de afgelopen decennia. Er zal na 5 jaar een tussentijdse beoordeling van de onderzoeksresultaten plaatsvinden.

Er was consensus binnen het onderzoeksteam dat het niet nuttig was om te proberen grote vakken te sluiten als onderdeel van onderzoek naar de effecten van mosselzaadvissers op vogels, grote mobiele vissen of zeezoogdieren. Onderzoek naar de effecten van mosselzaadvissers op vogels zal op een andere wijze moeten plaatsvinden. De in een overleg tussen wetenschappers, natuurbeschermers en mosselvisserij geconstateerde kennislacunes m.b.t. de Eidereenden, in termen van biomassa de belangrijkste vogelpredator van sublitorale mosselen, worden beschreven in bijlage I.

Over de meest wenselijke monstermethode zijn de volgende conclusies getrokken:

1. Side-scan sonar zal worden uitgetest teneinde een globaal beeld te krijgen, met name van de mosselbedekking (die vaak erg "patchy" (onregelmatig verdeeld) is) in beviste en onbeviste gebieden
2. Box-corer voor bodemfauna
3. Een aangepaste mosselkor zal worden uitgetest voor de bemonstering bodemvissen en andere epifauna die gemist wordt (of onvoldoende gevangen) met de box-corer. Vanwege de onregelmatige verdeling binnen een vak lijkt dit ook voor mosselen de meest geschikte manier van bemonsteren.

Mosselzaadvissers is niet de enige vorm van bodemberoerende visserij in het sublitoraal. Er vindt ook op grote schaal garnalenvissers plaats en deze kan ook effect hebben op de biodiversiteit en de zaadval van mosselen. Minimaal moet geprobeerd worden jaarlijks de bevissingsintensiteit in het hele gebied in kaart te brengen, zodat de garnalenvissers als covariaat in de analyses kan worden meegenomen. Beter zou het zijn als ook de garnalenvissers als behandeling in de onderzoeksopzet betrokken zou worden. De voordelen van een dergelijke gecombineerde onderzoeksopzet worden uiteengezet in bijlage III.

1. Inleiding en vraagstelling

Recentelijk is nieuw schelpdiervisserijbeleid van kracht geworden in de Nederlandse kustwateren (LNV 2004). In dat beleid wordt geconstateerd dat er onvoldoende kennis is over de effecten van mosselzaadvisserij en mosselkweek op de natuurwaarden in het sublitoraal¹ van de westelijke Waddenzee. Daarnaast is niet bekend wat de effecten zijn van mosselzaadvisserij op de zaadval van mosselen in het sublitoraal.

Schelpdiervisserij vindt al eeuwen plaats in de Nederlandse kustwateren (Dijkema 1997). Deze wateren herbergen belangrijke natuurwaarden en de meeste wateren zijn derhalve aangewezen als natuurgebied in het kader van de Natuurbeschermingswet of de Europese Vogel- en Habitatrichtlijn. Dat verplicht Nederland om er voor te zorgen dat de natuurwaarden in deze gebieden in stand blijven.

Het nieuwe schelpdiervisserijbeleid is voorgelegd aan de hoogleraar Europees en internationaal milieurecht Verschuuren (Universiteit van Tilburg), die een juridische risico-analyse heeft gemaakt (Verschuuren 2004). Verschuuren concludeert dat over het geheel genomen het nieuwe beleid voldoende aanknopingspunten biedt voor vergunningverlening conform de eisen van artikel 6 Habitatrichtlijn. Verschuuren tekent daarbij echter aan dat (a) niet voor alle onderdelen en (b) niet voor alle in het geding zijnde gebieden nu reeds zekerheid bestaat dat uitvoering van het beleid niet de natuurlijke kenmerken van het desbetreffende gebied aantast. Deze kennisleemtes zullen moeten worden opgevuld.

Er is een aantal wezenlijke vragen over de sublitorale natuurwaarden in de Nederlandse Waddenzee dat moeten worden beantwoord:

- Wat is de natuurwaarde en biodiversiteit van sublitorale gebieden in de Nederlandse Waddenzee?
- Wat is het belang van sublitorale mosselbanken daarin?
- Wat is de natuurwaarde van mosselpercelen, vooral vergeleken met de natuurwaarde van natuurlijke mosselbanken?

Hierbij speelt niet alleen de directe natuurwaarde een rol (welke organismen komen voor en hoe algemeen zijn ze), maar ook de indirecte: welke functie vervullen de voorkomende organismen voor onder andere predatoren zoals vogels. Soorten en habitats genoemd in de Natuurbeschermingswet, en de EU Vogel- en Habitatrichtlijn krijgen daarbij de nadruk.

Daarnaast moet duidelijk worden wat de effecten zijn van de mosselzaadvisserij en –kweek. Belangrijke vragen daarover zijn:

- Wat betekent mosselzaadvisserij en –kweek voor die natuurwaarden van de Waddenzee, en in het bijzonder die van wilde mosselbanken en mosselpercelen?
- Kunnen zich wilde meerjarige mosselbanken ontwikkelen bij afwezigheid van mosselzaadvisserij?
- Welke invloed heeft mosselzaadvisserij op de frequentie en de omvang van de zaadval van mosselen in het sublitoraal, ofwel: is er een verband tussen bevissing en zaadval in de jaren na visserij?

Het Ministerie van LNV en de PO Mosselen hebben opdracht gegeven om

- 1) aan te geven wat er bekend is over de sublitorale natuurwaarden en wat niet, en wat dus cruciale kennisleemtes zijn. Ook lopende onderzoekprogramma's zullen aangegeven worden om dubbelures in het onderzoek te voorkomen.
- 2) een onderzoekprogramma te ontwikkelen om die kennisleemtes op te vullen. Dit onderzoekprogramma geeft aan
 - wát er onderzocht gaat worden
 - wélke methoden en technieken gebruikt zullen worden
 - wáár er onderzocht gaat worden. Dit laatste houdt in dat geschikte gebieden aangewezen worden voor het onderzoek. Omdat daarbij gebieden voor visserij gesloten gaan worden, dient rekening gehouden te worden met de belangen van de mosselsector en het feit dat sommige sublitorale mosselgebieden al langer (al dan niet

¹ Onder 'sublitoraal' worden hier die delen van de Waddenzee verstaan die gelegen zijn beneden de gemiddeld-laagwaterlijn.

vrijwillig) gesloten zijn voor de mosselvisserij. Er zal zoveel mogelijk worden aangesloten bij bestaand onderzoek van NIOZ en IMARES.

3) Proefbemonsteringen uit te voeren om het onderzoek te optimaliseren

De onderdelen zullen in 2005 en 2006 uitgewerkt worden. Het op te stellen onderzoeksplan kan in 2006 in werking treden (en is inmiddels in werking getreden).

In het voorliggende document wordt het vooronderzoek zoals onder bovenstaande punten 1-3 is aangegeven gerapporteerd. Het bestaat uit de volgende onderdelen:

1. Een overzicht van de kennis over sublitorale natuurwaarden in de Waddenzee als geheel en de kennis over het westelijke deel van de Nederlandse Waddenzee in het bijzonder. Dit wordt in hoofdstuk 2 behandeld. Data die er zijn over het sublitoraal in de Waddenzee (NIOZ, Alterra, RIVO Yerseke, RIVO IJmuiden, NIOO) worden geanalyseerd.
2. Een overzicht van de kennis over de effecten van zaadvisserij in het sublitoraal op wilde mosselbanken en op de mosselzaadval in de daaropvolgende jaren: hoofdstuk 3
3. Een overzicht van kenmerken (zowel infauna als epifauna) die kunnen dienen als graadmeter voor de natuurwaarden in het sublitoraal. Dit komt aan bod in hoofdstuk 2, waar de nadruk ligt op natuurwaarden en in hoofdstuk 6, waar de nadruk ligt op biodiversiteit.
4. Een voorstel voor de kenmerken (zowel infauna als epifauna) die in de volgende jaren gevolgd zullen worden. Dit komt aan bod in hoofdstuk 9.
5. Een onderzoeksvoorstel waarin beschreven wordt
 - a. welke gebieden gesloten zouden moeten worden en
 - b. hoe groot die dienen te zijn,
 - c. welke gebieden als referentie zouden kunnen dienen en
 - d. welke metingen moeten worden uitgevoerd en met welke frequentie.De wijze van data-analyse wordt tevens aangegeven. Voor wat betreft het onderzoek naar het effect van mosselkweek op natuurwaarden kan gedacht worden aan de instelling van proefpercelen. Voor de mogelijk te volgen kenmerken bevat het voorstel hypothesen over het effect van visserij en de tijdschaal van het effect. Dit wordt uitgebreid beschreven in hoofdstuk 9.
6. Een rapportage over de eigen proefbemonsteringen in het kader van dit project. De resultaten van deze proefbemonsteringen bepalen mede de keuzes onder 5), zoals de onderzoeklocaties, de grootte van de te sluiten gebieden en de wijze van bemonsteringen en metingen. In Bijlage II wordt het plan voor het vooronderzoek beschreven. Over de resultaten zal elders worden gerapporteerd.

Tijdens het onderzoek zal een intensieve afstemming plaatsvinden met de onderzoeken die plaatsvinden in het kader van PRODUS deelproject 1 aan mosselzaadmanagement en sublitorale mosselzaadbanken.

2. Sublitorale natuurwaarden en het belang van sublitorale mosselbanken

2.1 Inleiding

De Waddenzee, inclusief het sublitorale deel, is in 1991 aangewezen als Vogelrichtlijngebied en in 1996 aangemeld als Habitatrichtlijngebied. Eind 2004 is de aanmelding als Habitatrichtlijngebied formeel goedgekeurd door de Europese Commissie (Publicatieblad van de Europese Unie L387, d.d. 29.12.2004). Hiermee heeft de Waddenzee als Vogelrichtlijngebied én als Habitatrichtlijngebied volledige bescherming volgens Europees recht. Nederland heeft dit geïmplementeerd in de Natuurbeschermingswet 1998. Vogelrichtlijn- en Habitatrichtlijngebieden worden tezamen het Natura 2000-netwerk genoemd. Op 16 juni 2006 heeft de Minister de Tweede Kamer geïnformeerd over de voortgang in het formuleren van de specifieke instandhoudingsdoelstellingen voor de Natura 2000-gebieden. In het Natura 2000-doelendocument worden die instandhoudingsdoelstellingen op hoofdlijnen gedefinieerd (LNV 2006b; LNV 2006a). Het betreft de doelen op landelijk niveau. In zijn brief van 16 juni 2006 belooft de minister om zo snel mogelijk na de zomer de eerste ontwerp-aanwijzingsbesluiten te publiceren, c.q. de doelen op gebiedsniveau. In die aanwijzingsbesluiten worden de instandhoudingsdoelen voor de habitattypen en soorten en de begrenzing van de gebieden in meer detail vastgelegd. Daarna moeten beheersplannen worden geformuleerd. Tot het zover is zijn het Natura 2000-doelendocument en de originele aanmeldingsbesluiten het belangrijkste aanknopingspunt voor het antwoord op de vraag wat precies onder de te beschermen natuurwaarden moet worden verstaan. Daarbij valt op dat de lijst met te beschermen vogelsoorten zeer uitgebreid is, terwijl het lijstje met vissen zeer kort is en bodemdieren zelfs totaal ontbreken. Dat laatste betekent niet dat bodemdieren en vissen niet beschermd zijn, maar dat die bescherming verloopt via hun functie als vogelvoedsel en via de bescherming van het habitat waarin ze voorkomen. Het habitat waar het in dit geval om gaat is H1110_A: permanent overstromde zandbanken (getijdengebied). Het doelendocument concludeert dat de kwaliteit van dit habitatype in de Waddenzee verbeterd moet worden en die verbeteropgave richt zich vooral op de ontwikkeling van biogene structuren met mosselen (LNV 2006b) – blz 52. In het onderstaande zullen we de kennis over sublitorale natuur in meer detail beschrijven.

Overigens heeft de Minister in zijn brief van 24 november 2006 in aanvulling op het Natura 2000-doelendocument aangegeven dat een eventuele verbeteropgave voor permanent overstromde zandbanken pas aan de orde is nadat het (= onderhavige) onderzoek is afgerond (bijlage 4).

2.2 Sublitorale natuur: algemeen

Door haar getijdenkarakter is de Waddenzee een zeer variabele omgeving. De Waddenzee is als getijdengebied te verdelen in litorale en sublitorale zones. De litorale zones komen bij laagwater droog te liggen en organismen die daar leven moeten aangepast zijn aan regelmatige blootstelling aan een breed scala aan fysische factoren. De sublitorale zones blijven ook bij laagwater onder water staan en zullen (bijna) nooit onder invloed van terrestrische factoren komen. Maar ook in deze gebieden ervaren benthische sessiele soorten door getijdenstromingen een zeer variabele omgeving.

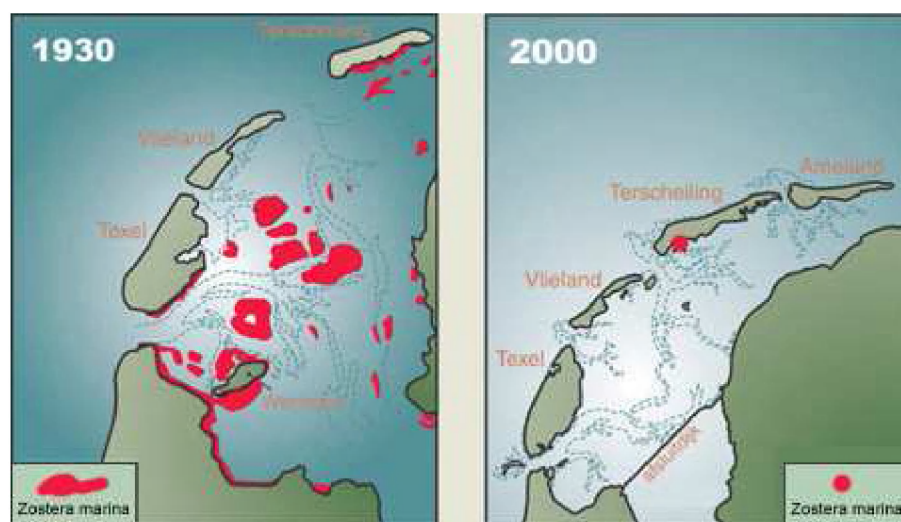
Uit onderzoek in de Noordfriese Waddenzee (Möbius, Hagmeier, Reise en medewerkers, zie Riesen & Reise, 1982; Reise & Schubert, 1987; Reise et al, 1989) komt naar voren dat in een 'ongerepte' Waddenzee oesterbanken (*Ostrea edulis*) een belangrijke component van de levensgemeenschappen van het sublitoraal vormen en dat deze oesterbanken gekenmerkt werden door een grote rijkdom aan andere organismen. Oesterbanken kwamen ook in de Nederlandse Waddenzee voor (zie bijv. Fig. 2 in het voorliggende rapport; daarnaast ook bij Schiermonnikoog) en aangenomen moet worden dat die ongeveer dezelfde soortenrijkdom vertoonden als die in de Noordfriese Waddenzee.

Reise en medewerkers (Riesen & Reise, 1982; Reise & Schubert, 1987; Reise et al, 1989) maken aannemelijk dat de plaatsen die vacant kwamen door de overexploitatie van oesterbanken (en het verdwijnen van *Sabellaria*-riffen) werden ingenomen door uitbreiding van mosselbanken die zich eerder alleen bevonden in het gebied rond de laagwaterlijn. Als dat ook het geval is geweest in de Nederlandse Waddenzee, moeten we concluderen dat de huidige sublitorale mosselbanken eigenlijk een tweedegradslevensgemeenschap voorstellen (die overigens nog zeer waardevol kan zijn).

Saier (2001) gebruikt het concept van zonering, en beredeneert dat de fysische en biologische invloeden op verschillende hoogtes in de getijdenzone verschillend van aard zijn, en daardoor van grote invloed zijn op het voorkomen van en de verscheidenheid aan organismen. Fysische factoren bepalen de krachten waar benthische en epibenthische organismen aan worden blootgesteld, maar ook bepalen die in hoge mate de sedimentsamenstelling, en daarmee het organisch-stofgehalte in het sediment en de ontwikkelingskansen voor benthische algen. Beide zijn weer voedsel voor (epi-)benthische organismen. Op hooggelegen delen is de overstromingsduur kort, en kunnen filtrerende organismen maar kort voedsel opnemen, en is de kans op uitdroging het grootst.

Daarnaast speelt predatie een belangrijke rol: hoog op het wad is de kans op predatie door meeuwen en steltlopers groot, maar omgekeerd zorgen diezelfde vogels ervoor dat epibenthische predatoren zoals krabben, zeesterren en garnalen zelf gepredeerd worden en dus van minder invloed zijn op de benthosdichtheid. In het sublitoraal speelt de predatie door meeuwen en steltlopers nauwelijks nog een rol en wordt de benthosdichtheid vooral door predatie door krabben, zeesterren en andere sublitorale organismen bepaald. Buschbaum & Saier (2001) vond bijvoorbeeld dat de sublitorale zeepok *Balanus crenatus* sterke predatie ondervond van kleine zeesterren en krabben, en de litorale zeepok *Semibalanus balanoides* juist door de Alikruik *Littorina littorea* werd gepredeerd. Sublitorale mosselen ondervinden in de jongste fase van hun benthische levenscyclus sterke predatie door garnalen (Beukema & Dekker 2005), in latere fasen door zeesterren en krabben. Eidereenden prederen vooral op middelgrote mosselen (Ens & Kats 2004). In de litorale zone is echter predatie door Scholeksters (grote mosselen) en meeuwen (kleine mosselen) van belang.

De natuur in het sublitoraal van de Waddenzee is de afgelopen eeuw door verschillende oorzaken ingrijpend veranderd. In het begin van de vorige eeuw werden de sublitorale gebieden en getijdengeulen nog gekarakteriseerd door zeegrasvelden (Figuur 1), Platte Oesters *Ostrea edulis* (Figuur 2) en *Sabellaria*-riffen (Buhs & Reise 1997). Deze structuurbouwende soorten komen nu in mindere mate of geheel niet meer in de Waddenzee voor, en de epifauna wordt nu vooral gedomineerd door krabben en garnalen (Buhs & Reise 1997)².



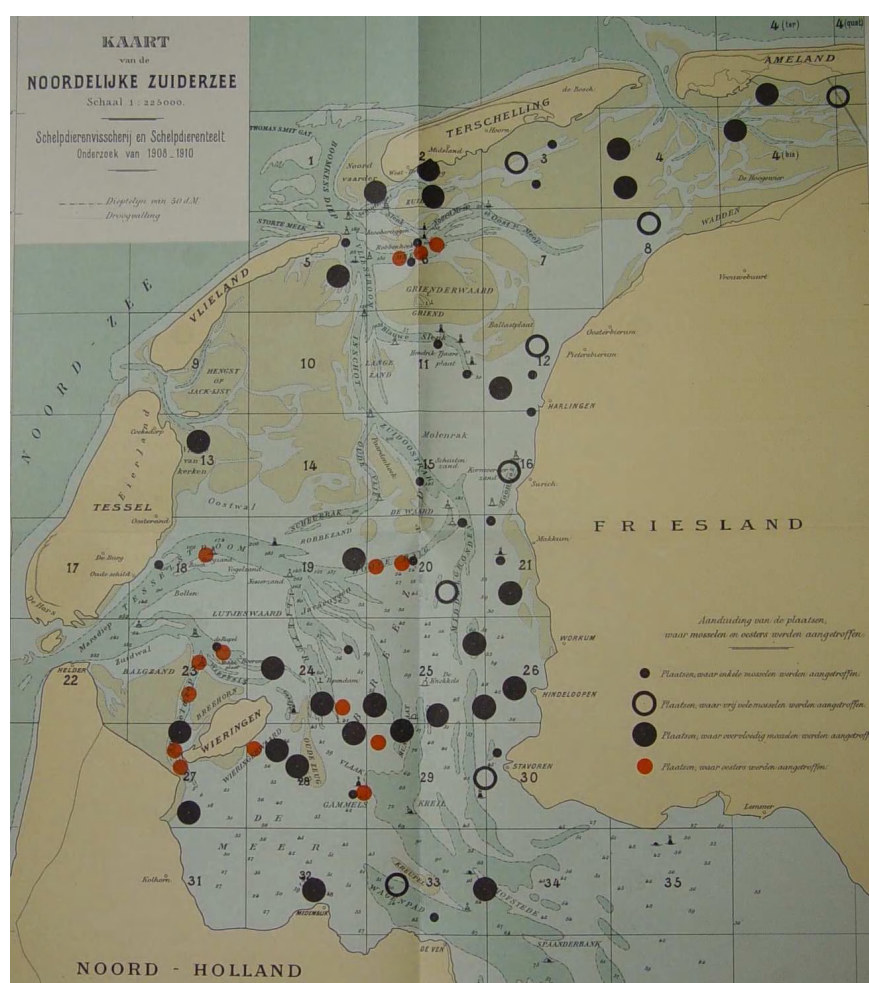
Figuur 1: Verspreiding van Groot Zeegras in 1930 (links) en 2000 (rechts). Overgenomen van de website van het RIKZ over zeegras: www.zeegras.nl.

Sinds het ontstaan van de Waddenzee zijn menselijke invloeden een steeds grotere rol gaan spelen op de aanwezige habitats en flora en fauna. Intensieve exploitatie heeft gezorgd voor de verdwijning van grote predatoren en structuurbouwende soorten (Wolff 2000). Sinds de twintigste eeuw zorgen ook

² De kans dat er binnen afzienbare tijd weer banken van Europese platte oesters in de Waddenzee zullen voorkomen moet echter zeer gering worden geacht. In de eerste plaats omdat de platte oester in de Nederlandse Waddenzee is uitgestorven en in de tweede plaats wegens de onlangs gepubliceerde suggestie (Berghahn & Ruth (2004) – Aquatic Conservation 15: 91-104) dat de oesterbanken in de Waddenzee voor hun voortbestaan afhankelijk waren van de oesterpopulatie in de open Noordzee; die populatie is ook verdwenen. Daarbij komt ook nog dat de hydrografie van de westelijke Waddenzee door de bouw van de Afsluitdijk sterk is veranderd en dat het gebied wellicht ongeschikt is geworden voor een oesterpopulatie (te korte verblijftijden van het water, te troebel).

vervuiling, eutrofiëring, invasieve soorten en klimaatsverandering voor veranderingen in het Waddenzee-ecosysteem. Habitatverlies en overexploitatie zijn de twee belangrijkste factoren voor de verdwijning of enorme afname in aantallen van ongeveer 20% van de macrobiota van de Waddenzee (Lotze *et al.* 2005). In een geulensysteem bij Sleswijk-Holstein is in de afgelopen 100 jaar bijna 50 % van de oorspronkelijke fauna verloren gegaan, waarvan het merendeel uit sessiele epifauna bestond (Buhs & Reise 1997). Buhs & Reise (1997) wijten deze achteruitgang in bodemdiersoorten aan de vele vormen van mechanische visserij in dat gebied.

Een voorbeeld van een sublitorale soort die uit de Waddenzee is verdwenen en een grote ecologische verandering in het Waddenzee-ecosysteem veroorzaakte is de teloorgang van het breedbladig Groot Zeegras (*Zostera marina*) (Figuur 1). Zeegrasvelden speelden een belangrijke rol in het vasthouden van het sediment tegen erosie en door depositie was er veel voedsel voor jonge vis en kreeftachtigen. Met de achteruitgang van de zeegrasvelden zijn ook de Zeestekelbaars (*Spinachia spinachia*) en Trompetterzeenaald (*Syngnathus typhle*) zo goed als verdwenen uit de Waddenzee. In zeegrasbedden werd over het algemeen een hogere biodiversiteit en dichtheid van individuen gemeten dan in omringende niet-begroeide gebieden (Polte *et al.* 2005).



Figuur 2: Voorkomen van mosselbanken (*Mytilus edulis*) en Platte Oester (*Ostrea edulis*) in het westelijke deel van de Waddenzee in de periode 1908-1910. Overgenomen uit Hoek (1911).

De achteruitgang van zeegras in de jaren dertig wordt over het algemeen toegeschreven aan een epidemie van een eencellige parasiet (*Labyrinthula zosterae*). Herstel in latere jaren is evenwel uitgebleven (Philippart 1994; de Jonge 1997), al blijft het onduidelijk wat de werkelijke sleutelfactoren zijn voor het uitblijven van het herstel van de verschillende soorten zeegras. In hoeverre visserij daar een factor in geweest is, is niet bekend. Tijdens het EVA-II onderzoek heeft ook incidenteel en onbedoeld mechanische kokkelvisserij plaats gevonden op een groeiplaats van Klein Zeegras (*Zostera noltii*), waarbij op de beviste locatie het zeegras verloren ging (Essink *et al.* 2003). Het lijkt daarom

aannemelijk dat een intensieve bodemberoerende visserij ongunstige omstandigheden schept voor de terugkeer van Groot Zeegras. Evenwel, onderzoek in het kader van PRODUS naar Groot Zeegras is vanwege het ontbreken van de plant in het sublitoraal nauwelijks zinvol. Er moet worden volstaan met verwijzing naar bestaand onderzoek naar herintroductie van de soort (Bos & van Katwijk 2005).

De benthische soortenrijkdom, biodiversiteit en soortendichtheid in de Waddenzee is in de sublitorale gebieden over het algemeen hoger dan in de litorale gebieden (Johnson 1970; Knott *et al.* 1983; Saier 2002). De biomassa van de benthische macrofauna is over het algemeen lager in het sublitoraal (Beukema 1977), hoewel in gebieden waar mosselpercelen liggen de benthische biomassa gelijk lijkt aan litorale gebieden (Dekker 1989).

De hoge biodiversiteit in het sublitoraal in vergelijking tot het litoraal plus het gebrek aan kennis met betrekking tot verspreiding, voorkomen en dichtheden van vele benthische soorten draagt bij aan de noodzaak van onderzoek naar sublitorale natuurwaarden in de Waddenzee.

2.3 Bodemdieren in het sublitoraal

Een overzicht van de soorten macrozoöbenthos die voorkomen of recent nog voorkwamen in het sublitoraal van de westelijke Waddenzee is gegeven in Tabel 1. Deze lijst geeft alle soorten die daadwerkelijk gevonden zijn tijdens surveys en ook soorten die genoemd zijn in andere literatuur maar niet daadwerkelijk tijdens recente surveys gevonden zijn. Aangegeven is of deze soorten op hard of zacht substraat voorkomen (of zeegras). Hard substraat kan behalve mosselschelpen ook bestaan uit de schelpen van andere weekdieren, of stenen. Het zijn met name hydroidpoliepen, zeeanemonen, mosdiertjes, zeenaaktslakken en zeepokken die afhankelijk zijn van hard substraat. Deze dieren zijn sessiel en veranderen na vestiging niet meer van plaats. Dat laatste geldt in feite voor het grootste deel van de macrozoöbenthos-soorten. Alleen krabben en garnalen migreren in de winter naar dieper water. De lijst bevat verscheidene soorten die als zeldzaam te boek staan, waaronder soorten die gebonden zijn aan hard substraat. Voor zover mogelijk zal worden nagegaan of een ongestoorde ontwikkeling van sublitorale mosselbanken het voorkomen van deze zeldzame soorten bevordert. In het volgende hoofdstuk wordt dieper ingegaan op de relatie tussen bodemdieren en het voorkomen van sublitorale mosselbanken.

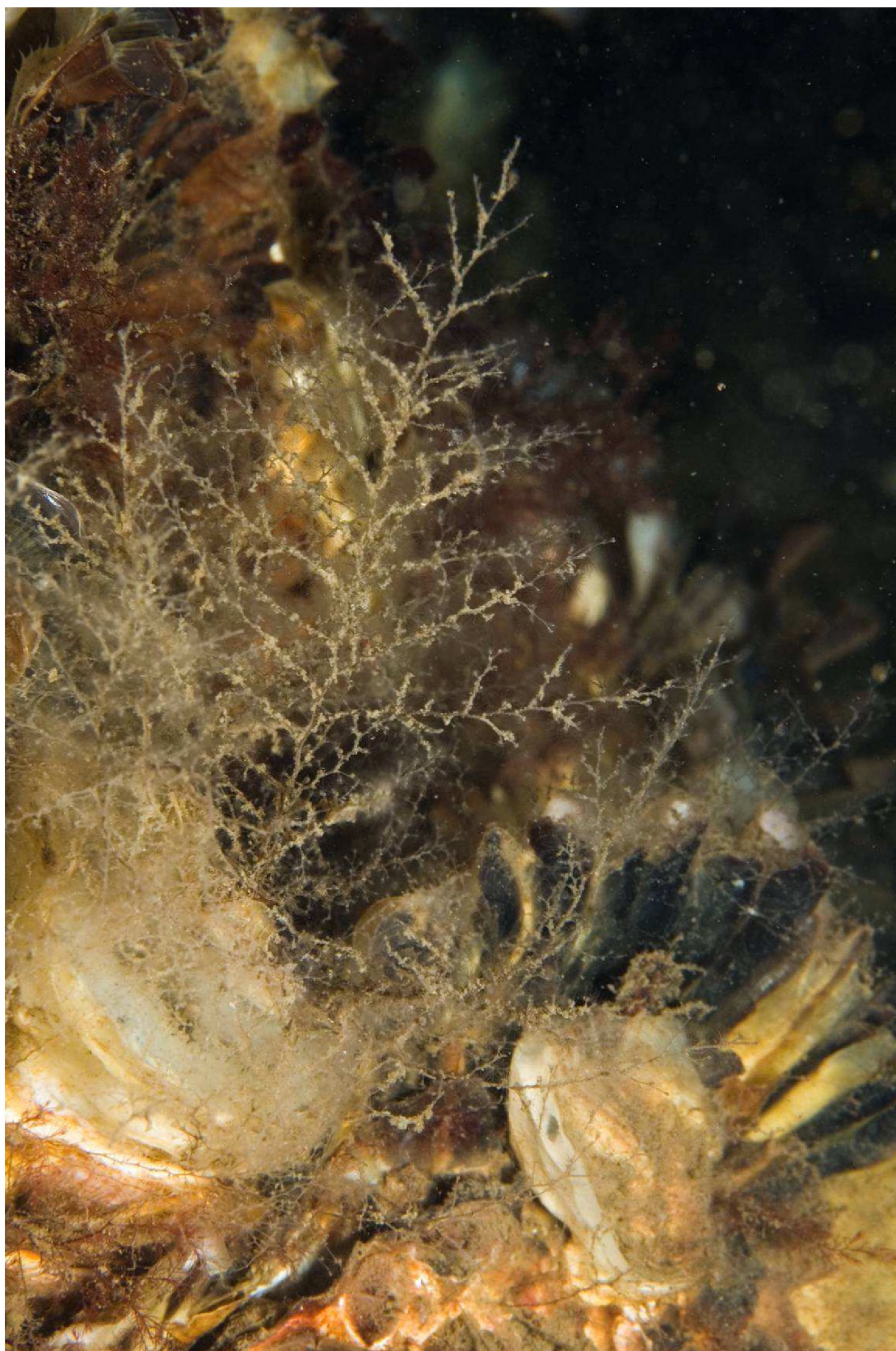
Tabel 1: Recente soortenlijst van macrozoöbenthos in het sublitoraal van de Waddenzee gebaseerd op Dekker (1989) en Dekker (persoonlijke communicatie). Aangegeven is of deze soorten op hard of zacht substraat voorkomen (of zeegras). Hard substraat kan behalve mosselschelpen ook bestaan uit de schelpen van andere weekdieren, of stenen. Het voorkomen in het sublitoraal is als volgt gescoord: (0) uitgestorven, (1) zeldzaam, (2) vrij zeldzaam, (3) vrij algemeen, (4) algemeen, (5) zeer algemeen. Voor afbeeldingen zie Figuur 3 t/m Figuur 10.

Soort	groep	Substraat	Ned. Naam	voorkomen	opmerkingen
<i>Hydractinia echinata</i>	Hydroid	hard	zeerasp	2	ook op slakkenhuizen waarin <i>Pagurus bernhardus</i> leeft.
<i>Laomedea longissima</i> <i>Obelia longissima</i>	Hydroid	hard	lange zeedraad	4	
<i>Hartlaubella gelatinosa</i>	Hydroid	hard	gedraaide zeedraad	4	
<i>Sertularia cupressina</i>	Hydroid	hard	zeecypres	2	
<i>Hydrallmania falcata</i>	Hydroid	hard	gekromde flesseborstel	1	
<i>Campanularia johnstoni</i>	Hydroid	hard	getand zeemos	2	
<i>Metridium senile</i>	Zeeanemoon	hard	zeeanjelier	4	
<i>Diadumene cincta</i>	Zeeanemoon	hard	baksteenanoemoon	3	op steen, niet op mosselen
<i>Sagartia troglodytes</i>	Zeeanemoon	hard	slibanemoon	4	
<i>Sagartiogeton undatus</i>	Zeeanemoon	hard	wedueroos	3	

<i>Nemertini sp.</i>	Nemertini	zacht		3	
<i>Oligochaeta sp.</i>	Oligochaeta	zacht		4	
<i>Lepidonotus frondosus</i>	Polychaet	hard	geschubde zeerups	3	voornamenlijk op steen
<i>Harmothoe imbricate</i>	Polychaet	hard	zeerups	3	
<i>Harmothoe impar</i>	Polychaet	hard	zeerups	3	
<i>Harmothoe lunulata</i>	Polychaet	zacht	zeerups	3	commensaal bij Lanice conchilega
<i>Harmothoe sarsi</i>	Polychaet	zacht	zeerups	3	commensaal bij Arenicola marina
<i>Pholoe minuta</i>	Polychaet	hard	zeerups	2	
<i>Eteone flava</i>	Polychaet	zacht		2	
<i>Eteone longa</i>	Polychaet	zacht	groengele wadworm	4	
<i>Eteone picta</i>	Polychaet	zacht		2	
<i>Phyllodoce mucosa</i>	Polychaet	zacht	gestippelde dieseltreinworm	4	
<i>Eulalia viridis</i>	Polychaet	hard	groene bladkieuwworm	1	
<i>Eumida sanguinea</i>	Polychaet	zacht		2	
<i>Glycera rouxi</i>	Polychaet	zacht		1	
<i>Microptalmus similes</i>	Polychaet	zacht		2	
<i>Autolitus prolifer</i>	Polychaet	zacht		1	
<i>Platynereis dumerili</i>	Polychaet	hard		1	
<i>Nereis pelagica</i>	Polychaet	hard		2	op steen, niet op mosselen
<i>Nereis longissima</i>	Polychaet	zacht		2	
<i>Nereis diversicolor</i>	Polychaet	zacht	gewone zeeduizendpoot	1	
<i>Nereis succinea</i>	Polychaet	zacht	ambergele zeeduizendpoot	4	relatief veel bij mosselbanken
<i>Nereis virens</i>	Polychaet	zacht	groene zeeduizendpoot / zager	4	vooral bij mosselbanken
<i>Nephtys caeca</i>	Polychaet	zacht	zandzager	2	
<i>Nephtys cirrosa</i>	Polychaet	zacht	zandzager	2	
<i>Nephtys hombergii</i>	Polychaet	zacht	zandzager	5	
<i>Nephtys longosetosa</i>	Polychaet	zacht	zandzager	2	
<i>Scoloplos armiger</i>	Polychaet	zacht	wapenworm	5	
<i>Aricidea minuta</i>	Polychaet	zacht		3	
<i>Paraonis fulgens</i>	Polychaet	zacht		2	
<i>Marenzelleria viridis</i>	Polychaet	zacht		4	
<i>Polydora caeca</i>	Polychaet	zacht		2	
<i>Polydora ciliate</i>	Polychaet	hard		3	
<i>Polydora cornuta</i>	Polychaet	zacht		3	
<i>Pygospio elegans</i>	Polychaet	zacht	zandkokerwormpje	5	
<i>Scolecopsis bonnieri</i>	Polychaet	zacht		2	
<i>Scolecopsis foliosa</i>	Polychaet	zacht		2	
<i>Spio martinensis</i>	Polychaet	zacht		5	
<i>Spiophanes bombyx</i>	Polychaet	zacht		3	
<i>Streblospio shrubsolei</i>	Polychaet	zacht		3	
<i>Magelona mirabilis</i>	Polychaet	zacht		3	
<i>Cirratulus tentaculata</i>	Polychaet	hard		2	op steen, niet op mosselen
<i>Aphelochaeta marioni</i>	Polychaet	zacht		5	
<i>Capitella capitata</i>	Polychaet	zacht		4	
<i>Heteromastus filiformis</i>	Polychaet	zacht	rode draadworm	5	
<i>Arenicola marina</i>	Polychaet	zacht	wadpier	4	
<i>Arenicola defodiens</i>	Polychaet	zacht	zwarte zeepier	1	
<i>Travisia forbesii</i>	Polychaet	zacht		2	
<i>Pectinaria koreni</i>	Polychaet	zacht	giudkammetje	2	
<i>Alkmaria romijni</i>	Polychaet	zacht		?	Wordt niet meer gevonden

<i>Lanice conchilega</i>	Polychaet	zacht	schelpkokerworm	4	
<i>Sabellaria spinulosa</i>	Polychaet	zacht		?	niet bekend van Nederlandse Waddenzee
<i>Neoamphitrite figulus</i>	Polychaet	hard	sljmkokerworm	1	
<i>Spirorbis tridentatus</i>	Polychaet	hard	spiraalkokerworm	1	op steen, niet op mossels
<i>Carcinus maenas</i>	Crustaceae	zacht/hard	strandkrab	5	
<i>Cancer pagurus</i>	Crustaceae	hrad	noordzeekrab	2	
<i>Liocarcinus holsatus</i>	Crustaceae	zacht	gewone zwemkrab	3	
<i>Necora puber</i>	Crustaceae	hard	fluwelen zwemkrab	1	
<i>Diogenes pugilator</i>	Crustaceae	zacht	kleine heremietkreeft	1	
<i>Pagurus bernhardus</i>	Crustaceae	zacht	grote heremietkreeft	3	
<i>Pelaemon elegans</i>	Crustaceae	zacht/hard	gewone steurgarnaal	3	
<i>Palaemon serratus</i>	Crustaceae	hard	gezaagde steurgarnaal	2	
<i>Pandalus montagui</i>	Crustaceae	hard	ringsprietgarnaal	1	
<i>Crangon crangon</i>	Crustaceae	zacht	gewone garnaal	5	
<i>Idotea linearis</i>	Crustaceae	hard		2	
<i>Jaera albifrons</i>	Crustaceae	hard	witkoppissebed	2	
<i>Corophium arenarium</i>	Crustaceae	zacht		2	
<i>Caprella linearis</i>	Crustaceae	hard	spookkreeft	2	
<i>Chaetogammarus marinus</i>	Crustaceae	hard		3	
<i>Gammarus locusta</i>	Crustaceae	zacht/hard		4	
<i>Melita palmata</i>	Crustaceae	hard	grote zeemol	2	
<i>Calliopius laeviusculus</i>	Crustaceae	zacht		1	
<i>Pontocrates altamarinus</i>	Crustaceae	zacht		1	
<i>Urothoe poseidonis</i>	Crustaceae	zacht	bulldozerkreeft	4	
<i>Bathyporeia pilosa</i>	Crustaceae	zacht	kniksprietvlokreeft	4	
<i>Bathyporeia sarsi</i>	Crustaceae	zacht	kniksprietvlokreeft	4	
<i>Neomysis integer</i>	Crustaceae	zacht	gewone aasgarnaal	4	
<i>Praunus flexuosus</i>	Crustaceae	zacht	buigzame aasgarnaal	4	
<i>Praunus inermis</i>	Crustaceae	zacht	aasgarnaal	2	
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	Crustaceae	zacht	aasgarnaal	3	
<i>Schistimysis kervillei</i>	Crustaceae	zacht	aasgarnaal	2	
<i>Cumopsis goodsiri</i>	Crustaceae	zacht	cumacee	4	
<i>Bodotria scorpioides</i>	Crustaceae	zacht	cumacee	3	
<i>Lamprops fasciata</i>	Crustaceae	zacht	cumacee	3	
<i>Diastylis bradyi</i>	Crustaceae	zacht	cumacee	3	
<i>Balanus crenatus</i>	Crustaceae	hard	gladde zeepok	5	
<i>Balanus improvisus</i>	Crustaceae	hard	brakwaterpok	4	
<i>Phoxichelidium femoratum</i>	Pantopoda	hard	zeespin	2	
<i>Lacuna vincta</i>	Gastropoda	zeegras		0	uitgestorven door verdwijnen sublitorale groot zeegras
<i>Rissoa membranacea</i>	Gastropoda	zeegras	vliezig drijfhoortje	0	uitgestorven door verdwijnen sublitorale groot zeegras
<i>Cingula semicostata</i>	Gastropoda			0	
<i>Hydrobia ulvae</i>	Gastropoda	zacht	wadslakje	5	
<i>Crepidula fornicate</i>	Gastropoda	hard	muiltje	3	
<i>Buccinum undatum</i>	Gastropoda	hard/zacht	wulk	1	
<i>Retusa obtuse</i>	Gastropoda	zacht	oubliehorentje	2	
<i>Onchidoris bilamellata</i>	Gastropoda	hard	rosse sterslak	3	
<i>Tergipes tergipes</i>	Gastropoda	hard	slanke knotsslak	4	

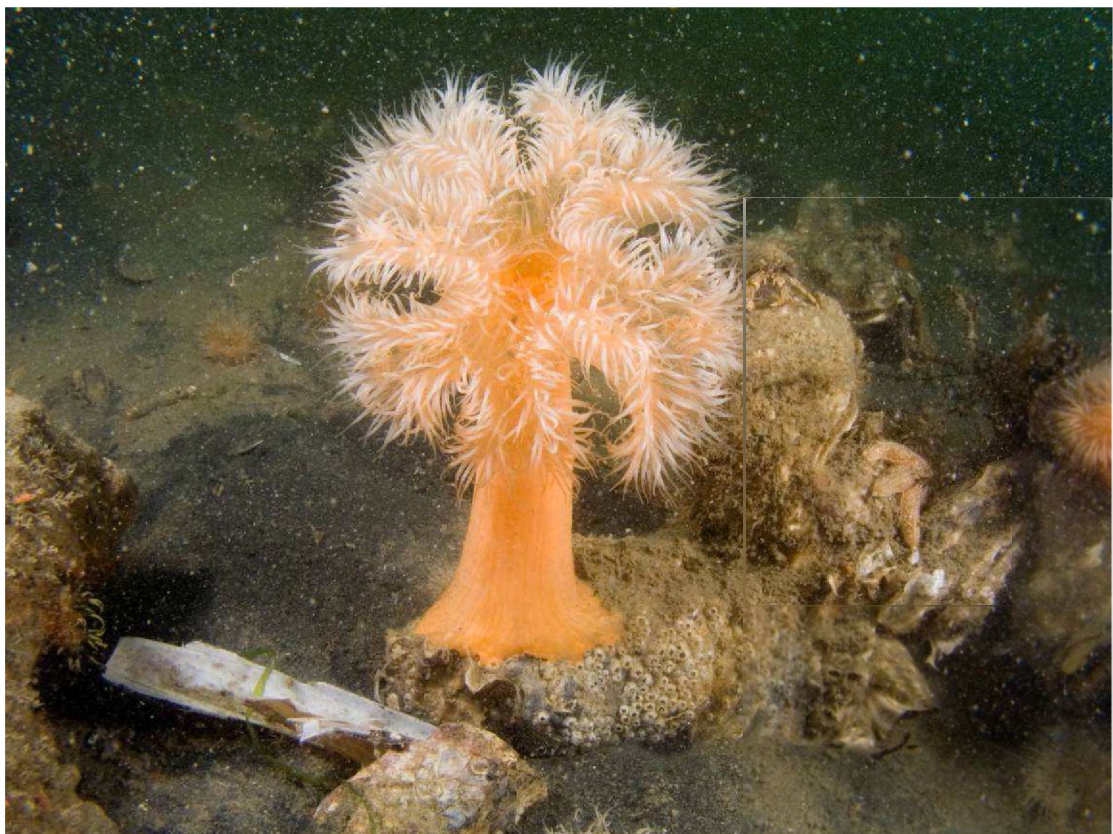
<i>Aeolidia papillosa</i>	Gastropoda	hard	vlokkige zeenaaktslak	3	
<i>Mysella bidentata</i>	Bivalven	zacht	tweetandmosseltje	2	
<i>Cerastoderma edule</i>	Bivalven	zacht	kokkel	4	
<i>Venerupis senegalensis</i>	Bivalven	hard/zacht	tapijtschelp	2	
<i>Petricola pholadiformis</i>	Bivalven	zacht	amerikaanse boormossel	3	
<i>Spisula subtruncata</i>	Bivalven	zacht	halfgeknotte strandschelp	2	
<i>Abra alba</i>	Bivalven	zacht	witte dunschaal	2	
<i>Scrobicularia plana</i>	Bivalven	zacht	platte slijkschelp	1	
<i>Donax vittatus</i>	Bivalven	zacht	zaagje	1	
<i>Tellina tenuis</i>	Bivalven	zacht	tere platschelp	3	
<i>Tellina fibula</i>	Bivalven	zacht	rechtsgestreepte platschelp	2	
<i>Macoma balthica</i>	Bivalven	zacht	nonnetje	5	
<i>Ensis americanus</i>	Bivalven	zacht	amerikaanse zwaardschede	5	
<i>Mya arenaria</i>	Bivalven	zacht	strandgaper	5	
<i>Mytilus edulis</i>	Bivalven	hard	mossel	5	
<i>Ostrea edulis</i>	Bivalven	hard	platte oester	0	uitgestorven door overbevissing en habitat verandering
<i>Crassostrea gigas</i>	Bivalven	hard	japanse oester	3	
<i>Lepidochitona cinerea</i>	Keverslak	hard	asgrauwe keverslak	2	
<i>Alcyonidium mytili</i>	Mosdieren	hard		4	
<i>Farrella repens</i>	Mosdieren	hard	bekecelpoliep	2	
<i>Electra pilosa</i>	Mosdieren	hard	harige vliescelpoliep	5	
<i>Electra crusculenta</i>	Mosdieren	hard	palingbrood	?	uitgestorven in afgesloten Zuiderzee, vroeger status WZ onduidelijk
<i>Conopeum reticulum</i>	Mosdieren	hard	zeevitrage	5	
<i>Ophiura albida</i>	Stekelhuidigen	zacht	kleine slangster	1	
<i>Ophiura texturata</i>	Stekelhuidigen	zacht	grote slangster	1	
<i>Asterias rubens</i>	Stekelhuidigen	hard	zeester	4	
<i>Molgula tubifera</i>	Zakpijpen	hard	ronde zakpijp	2	



Figuur 3: Lange Zeedraad (*Laomedea longissima*). Foto Peter van Bragt.



Figuur 4: Zeecypres (*Sertularia cupressina*). Foto Peter van Bragt.



Figuur 5: Zeeanjelier (*Metridium senile*). Foto Peter van Bragt.



Figuur 6: Zager (*Nereis virens*). Foto Peter van Bragt.



Figuur 7: Gezaagde Steurgarnaal (*Palaemon serratus*). Foto Peter van Bragt.



Figuur 8: Slanke Knotsslak (*Tergipes tergipes*). Foto Peter van Bragt.



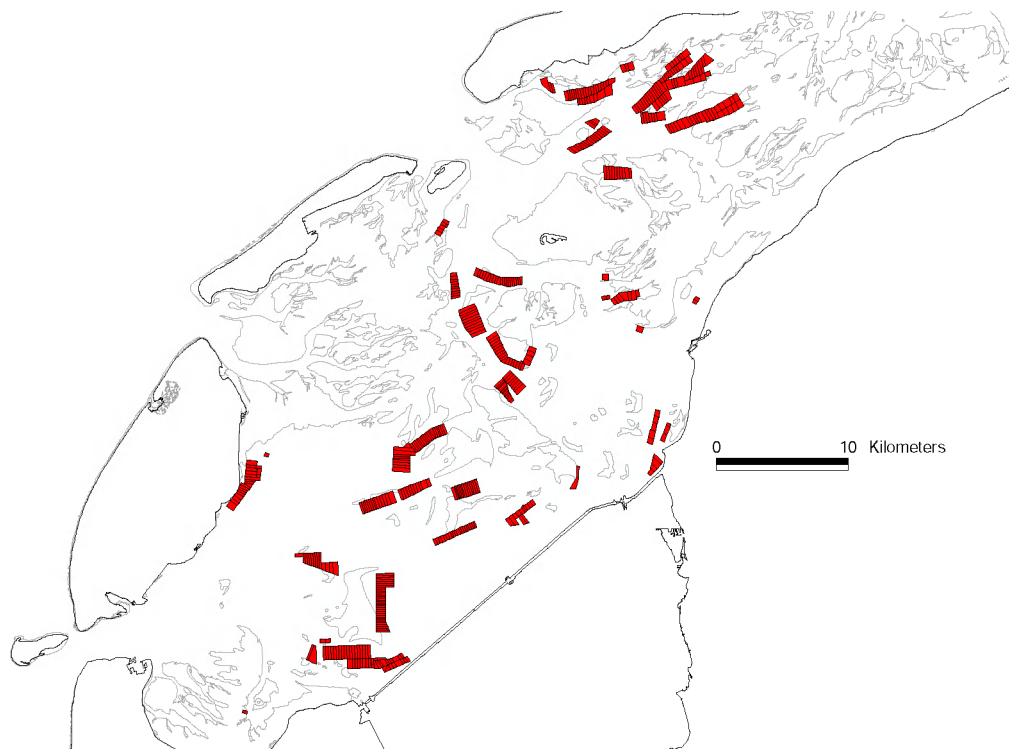
Figuur 9: Vlokkige Zeenaaktslak (*Aeolidia papillosa*). Foto Peter van Bragt.



Figuur 10: Mossel (*Mytilus edulis*). Foto Peter van Bragt

2.4 Belang sublitorale mosselbanken voor bodemdieren

In de Waddenzee bevinden zich aanzienlijke gebieden met sublitorale mosselpopulaties. Deze mosselpopulaties kunnen in principe onderverdeeld worden in natuurlijke populaties en door de mens aangelegde mosselpercelen (Figuur 11).



Figuur 11: Ligging van de mosselpercelen in de westelijke Waddenzee.

In hoofdstuk 4 wordt een overzicht gegeven van het voorkomen van wilde sublitorale mosselen in de periode 1992-2005. Figuur 2 geeft een beeld voor de jaren 1908-1910, toen de Afsluitdijk nog niet gesloten was en er nog grote velden Groot Zeegras in het sublitoraal te vinden waren.

Over het ontstaan en de ontwikkeling van oudere stabiele sublitorale mosselbanken is weinig bekend (Essink *et al.* 2005). Voor de vestiging van benthische soorten zoals mosselen spelen, naast abiotische factoren als sediment type, temperatuur en waterbewegingen, ook biotische factoren een grote rol (Dankers *et al.* 1981). Allerlei typen micro-organismen op en tussen het zand bepalen de vestiging van benthische larven. Een andere biotische factor die van belang kan zijn voor vestiging is het voorkomen van individuen van dezelfde soort. Er is weinig bekend over de interactie tussen soorten met betrekking tot vestiging.

Over natuurlijke sublitorale mosselpopulaties is in verhouding tot litorale mosselbanken weinig bekend. Een vergelijking tussen litorale mosselbanken en lager gelegen sublitorale delen bij Königshafen toonde aan dat sublitorale mosselpopulaties een hogere soortendiversiteit, soortendichtheid en totaal aantal soorten bevatten (Saier 2001). Veel sublitorale soorten als hydroidpoliepen, zeeanemonen, mosdierpjes, zeenaaktslakken en zeepokken zijn speciaal gerelateerd aan sublitorale mosselbanken (Tabel 1; Dekker, persoonlijke communicatie).

Er zijn substantiële verschillen in soorten die gerelateerd zijn aan litorale en sublitorale mosselpopulaties (Figuur 12). Roodwieren, hydrozoën, bryozoën en Wulken komen vooral voor op sublitorale mosselpopulaties, terwijl groenwieren, bruinwieren en Alikruiken meer voorkomen op litorale mosselbanken (Saier 2001). Sublitorale mosselen zijn groter en over het algemeen minder overgroeid met pokken. Dit komt waarschijnlijk door predatie van jonge zeesterren en strandkrabben (Buschbaum

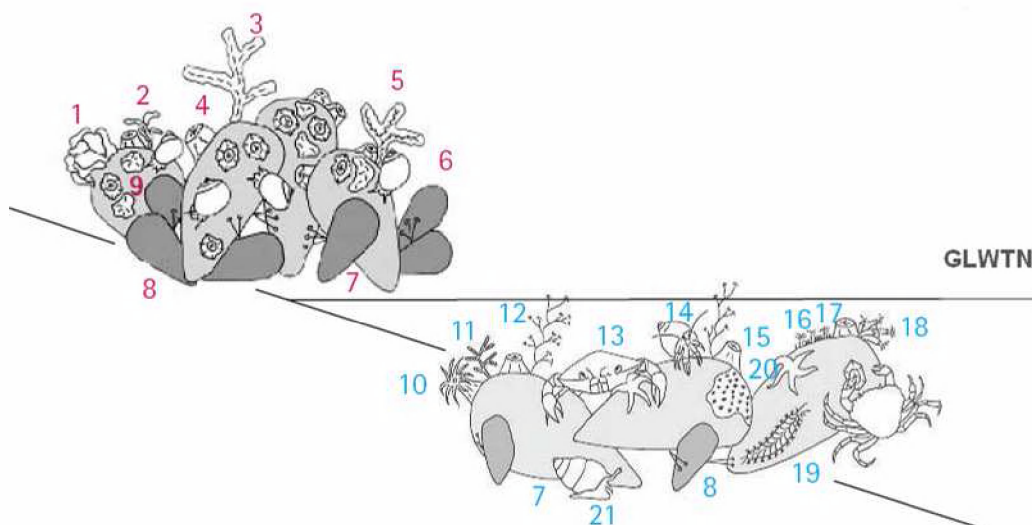
2002). Grote zeesterren zijn in het sublitoraal belangrijke predatoren van mosselen, en kunnen in de mosselpercelen voor aanzienlijk economische schade zorgen.

De levensduur van mosselpopulaties op door de mens aangelegde percelen wordt bepaald door de kweekactiviteiten, waaronder het verplaatsen naar andere percelen, het afvoeren naar de veiling en het bestrijden van zeesterren door partijen met zoet water te behandelen. Een belangrijke onderzoeksvraag is in hoeverre epifauna die gerelateerd is aan mosselbanken zich op percelen kan ontwikkelen en wat dit betekent voor de biodiversiteit op percelen in verhouding tot natuurlijke sublitorale mosselbanken.

Door de mosselen naar percelen te verplaatsen wordt de mosselbiomassa in eerste instantie verhoogd. Op de percelen is de groei hoger en de mortaliteit door predatie lager, mede als gevolg van de activiteiten van de kwekers. Daar staat tegenover dat een deel van de zaadmosselen en halfwassmosselen van de Waddenzee tussentijds naar percelen in de Oosterschelde wordt vervoerd; en op het moment dat de mosselen consumptieformaat hebben bereikt worden ze naar de veiling in Yerseke getransporteerd. Voor de periode 1992-2002 wordt geschat dat het netto resultaat van deze biomassa verhogende en biomassa verlagende activiteiten bestaat uit een gemiddelde verhoging van de mosselbiomassa in de westelijke Waddenzee met 15% (Bult *et al.* 2004). Deze schatting is echter met veel onzekerheden omgeven en het kan niet worden uitgesloten dat in sommige jaren de activiteiten van de kwekers de mosselbiomassa in de westelijke Waddenzee juist verlagen (Ens *et al.* 2004). Validatie van de modelberekening waar de schattingen op zijn gebaseerd is onderwerp van PRODUS 1a.

Over de effecten op natuurwaarden van verplaatsing van mosselzaad naar percelen in of buiten de Waddenzee, de effecten op natuurwaarden van de verplaatsing van mosselen van het ene perceel naar het andere en de effecten op de natuurwaarden van de behandeling tegen predatoren op de percelen in de Waddenzee is vrijwel niets bekend. Er is wel veel informatie over de verplaatsingen van mosselen tussen percelen aanwezig bij de mosselkwekers, maar deze informatie is op dit moment niet toegankelijk voor het onderzoek. Het is belangrijk dat deze informatie beschikbaar komt en in het kader van deelproject 1A (ontwikkeling en toepassing elektronisch zakboekje) wordt daaraan ook al gewerkt.

Kennis over verschillen in natuurwaarden tussen natuurlijke mosselpopulaties en percelen is noodzakelijk om de effecten van mosselkweek in zijn geheel in kaart te kunnen brengen. Zeer recent is over in dit verband relevant onderzoek in de Duitse Waddenzee gerapporteerd (Westphalen 2006). In dit onderzoek werd de biodiversiteit van wilde sublitorale banken vergeleken met de biodiversiteit aan bodemdieren op sublitorale mosselpercelen. De biodiversiteit was duidelijk hoger op de wilde banken. Verder was de biodiversiteit hoger op het perceel dat op een stenig substraat lag in vergelijking tot het perceel op zacht substraat. De geconstateerde verschillen in biodiversiteit tussen percelen maken duidelijk dat de ondergrond van het perceel (niet onverwacht) ook een effect heeft op de biodiversiteit. Aangezien de wilde banken op andere locaties en dus vermoedelijk op een andere ondergrond voorkomen dan de percelen, kunnen eventuele verschillen in biodiversiteit tussen percelen en wilde banken louter het gevolg zijn van verschillen in ondergrond. Westphalen (2006) beschrijft een correlatief verband, dat niet per se oorzakelijk hoeft te zijn. Het onderzoekprogramma moet dus zo worden opgezet dat een perceeleffect kan worden onderscheiden van een ondergrondeffect. Alleen dan is het mogelijk de biodiversiteit van een Waddenzee mét mosselvisserij te vergelijken met de biodiversiteit van een Waddenzee zonder mosselvisserij. Dit legt ook voorwaarden op aan het aantal vakken dat gekozen wordt om de invloed van visserij te onderzoeken en dit is verder behandeld in de hoofdstukken 6, 7 en 9.



Figuur 12: Sublitorale (onder) en litorale (boven) mosselbanken laten een ander ecologisch patroon in relatie tot soort structuur, soort interacties en de gemeenschap van geassocieerde soorten zien. Typische soorten die geassocieerd zijn met sublitorale en litorale mosselbanken worden weergegeven in dit figuur. GLWTN= Gemiddeld Laag Water Tij Niveau. 1 *Chondrus crispus* (Rhodophyta); 2 *Enteromorpha* spec. (Chlorophyta); 3 *Fucus vesiculosus* forma *mytili* (Phaeophyta); 4 *Semibalanus balanoides* (Cirripedia); 5 *Bryopsis plumosa* (Chlorophyta); 6 *Littorina littorea* (Gastropoda); 7+8 *Mytilus edulis* (Bivalvia), 7 adult, 8 juveniel; 9 *Ralfsia verrucosa* (Phaeophyta); 10 *Metridium senile* (Anthozoa); 11 *Stylonema alsidii* (Rhodophyta); 12 *Obelia*/Laomedea *longissima* (Hydrozoa); 13 *Carcinus maenas*, adult (Crustacea); 14 *Eupagurus bernhardus* (Crustacea); 15 *Balanus crenatus* (Cirripedia); 16 *Asterias rubens*, juveniel (Echinodermata); 17 *Hydractinia echinata* (Hydrozoa); 18 *Bowerbankia* sp. (Bryozoa); 19 *Harmothoe* sp. (Polychaeta); 20 *Alcyonidium mytili* (Bryozoa); *Buccinum undatum* (Gastropoda). Overgenomen uit Saier (2001).

Westphalen (2006) deed ook een experiment waarbij locatie-effecten konden worden uitgesloten. Ze constateerde dat mosselen op wilde banken een veel rijkere epifauna hadden dan mosselen op percelen (wat dus een gevolg zou kunnen zijn van de locatie/ondergrond en niet van het verschil in visserijbehandeling tussen wilde banken en percelen). Beide typen mosselen werden op verschillende plekken naast elkaar in het water gehangen. Er vond significant meer mosselzaadval plaats op de oude rijkelijk begroeide mosselen van wilde banken dan op de veel kalere mosselen van de percelen.

2.5 Vissen in het sublitoraal

Al lange tijd is bekend dat de Waddenzee als kinderkamer fungeert voor vele economisch belangrijke vissoorten (Zijlstra 1972). In de Waddenzee komen vele tientallen soorten vissen voor (Tabel 2). De door Dankers *et al.* (1978) gepubliceerde lijst is opgesteld door Witte & Zijlstra, die zich baseerden op alle waarnemingen vanaf ongeveer 1900. Soorten die na 1941 nooit meer zijn vastgesteld zijn in deze lijst opgenomen als zeer zeldzaam. In het kader van dit rapport heeft Hans Witte (NIOZ) op verzoek een meer recent overzicht opgesteld over de afgelopen 25 jaar. Alleen enkele van de in Tabel 2 genoemde vissen komen continu voor in de Waddenzee. Puitaal *Zoarces viviparus* en Zeedonderpad *Myoxocephalus scorpius* zijn typische residenten. Harnasmannetje en Vijfdradige meun zijn bijna-residenten. De meeste soorten vertonen seizoenspatronen van aan- en afwezigheid onder invloed van migratie processen. Andere soorten komen alleen zeer incidenteel voor in de Waddenzee, zoals de Zwaardvis en de Maanvis. Typische zoetwatersoorten die af en toe met het spuien uit het IJsselmeer in de Waddenzee terecht komen zijn niet in de lijst opgenomen.

Over de relatie tussen vissen en sublitorale mosselbanken in de westelijke Waddenzee is weinig tot niets bekend. Er is al helemaal niet bekend of het voor de vissen uitmaakt of er sprake is van een (stabiele) wilde bank, dan wel een mosselperceel (tijdelijk) bedekt met mosselen. Dat bepaalde vissoorten een positief verband zullen vertonen met mosselbanken en andere vissoorten een negatief verband staat vrijwel vast. Zo is bekend dat habitatverschillen een groot effect hebben op groei, overleving en dichtheid van verschillende soorten platvissen (Gibson 1994; Ryer *et al.* 2004; Jager *et al.* 1993). Van zeegrasvelden wordt aangenomen dat ze een belangrijk opgroeigebied vormen voor verschillende vissoorten en recentelijk is bewijs aangedragen dat zelfs de litorale zeegrasvelden een dergelijke functie hebben voor o.a. Koornaarsvis, Bot, Diklipharder, Aal en Geep (Polte & Asmus 2006), al gaat het bij droogvallende zeegrasvelden dan natuurlijk alleen om de periode dat ze onder water staan. Ook mosselbanken zouden een belangrijk opgroeigebied kunnen vormen voor een aantal vissoorten. Daarnaast lijkt het aannemelijk dat de zaadvisserij en de verplaatsingen op de percelen het voedselaanbod voor vissen tijdelijk verhogen door een verhoogd aanbod van beschadigde mosselen en ontheemd epibenthos, maar hierover bestaan geen gegevens.

Zijlstra (1976) stelt dat voor een aantal vissoorten in de Waddenzee de rijkste voedselgebieden liggen in de nabijheid van sublitorale mosselbanken. Hier worden hoge concentraties vis aangetroffen, zowel in soorten als in aantallen. Vooral soorten als Tong, Zeedonderpad, Puitaal, Aal, Botervis en Bot. Dankers *et al.* (1978) vermoeden een mogelijke voorkeur van de Puitaal en de Gewone Zeedonderpad voor de sublitorale mosselbanken (of anders een voorkeur voor de lage zoutgehaltes langs de Afsluitdijk). Ondersteuning voor dit vermoeden vormt het feit dat strandkrabben en amphipoden een belangrijke component in het dieet vormen van Puitaal, Zeedonderpad en de Botervis *Pholis gunnellus* (Dankers *et al.* 1978) en het is bekend dat strandkrabben en amphipoden hoge dichtheden bereiken op mosselbanken. Dit is begrijpelijk gezien het feit dat kleine mosseltjes een goede voedselbron zijn voor strandkrabben en zowel de amphipoden als de strandkrabben de mogelijkheid hebben om zich tussen de mosselen te verschuilen. De Boer *et al.* (2001) hebben een analyse gemaakt van de relatie tussen het voorkomen van vissoorten in de *Demersal Fish Survey* in relatie tot het zoutgehalte en andere habitatvariabelen in de Waddenzee, Oosterschelde en Westerschelde. Hoewel de totale data set de periode 1970-2000 beslaat zijn er pas vanaf 1994 gegevens beschikbaar over de afstand van een trek tot een mosselbank. Een significante positieve correlatie, die inhoudt dat mosselbanken worden gemeden, werd gevonden voor Aal³, Bot O-klasse⁴, Kleine Pieterman, Spiering O-klasse en Spiering 1-klasse. Een significante negatieve correlatie, die inhoudt dat de soort meer voorkomt in de nabijheid van mosselbanken, werd gevonden voor Botervis, Garnaal O-klasse en Sprot O-klasse. In de analyses kon een groot deel van de variantie niet verklaard worden en het grootste deel van variantie die wel verklaard kon worden, werd verklaard door de factoren jaar en gebied (de Boer *et al.* 2001). Door de analyse te beperken tot de westelijke Waddenzee zou mogelijk een beter beeld over het effect van mosselbanken op de verspreiding van de vissen in dat gebied verkregen kunnen worden. Indien mogelijk zou een onderscheid gemaakt moeten worden tussen wilde banken en mosselpercelen.

Dergelijk onderzoek kan alleen effecten laten zien op de vissen die nu nog voorkomen in de Waddenzee. In de loop van de vorige eeuw zijn enkele vissoorten verdwenen uit het gebied. Van de Stekelrog was bekend dat die voorkwam in de Waddenzee. Deze soort paaide o.a. in de Zuiderzee (Redeke 1941) en vertoonde in de zuidelijke Noordzee al een afname in de jaren 40 van de vorige eeuw. Inmiddels zijn Stekelroggen vrijwel geheel uit de zuidoostelijke Noordzee verdwenen (Walker & Heessen 1996). Dat deze soort uit de Waddenzee is verdwenen hangt vermoedelijk samen met overbevissing op de Noordzee. Daarnaast is een aantal soorten uit de Waddenzee verdwenen door habitatverandering (afsluiten Zuiderzee en verdwijnen zeegrasvelden) (Wolff 2000).

In het Natura 2000-doelendocument worden de volgende zeevissen met name genoemd: Zeeprik, Elft, Fint en Zalm. Voor geen van deze vissoorten is een directe relatie met sublitorale mosselbanken te verwachten, maar een indirecte relatie die over een aantal schijven loopt kan niet worden uitgesloten.

³ Volgens vissenskundige Hans Witte van het Koninklijke NIOZ is de bevinding dat de Aal mosselbanken zou vermijden nogal verbazingwekkend. In zijn ervaring zoeken Aalen juist plaatsen waar ze zich kunnen verstoppen en mosselbanken lijken daar bij uitstek geschikt voor.

⁴ Volgens vissenskundige Hans Witte van het Koninklijke NIOZ prefereert de O-klasse van de Bot vooral slijkgedruide en rond mosselbanken is het wad vaak extra slijkgedruide als gevolg van de productie van pseudofaeces door de mosselen.

Tabel 2: Lijst met vissoorten die voorkomen in de Nederlandse Waddenzee (Den Helder tot Eems Dollard) met hun status in de Nederlandse Waddenzee volgens Zijlstra & Witte in (Dankers *et al.* 1978) en meer recent volgens Hans Witte (pers. med.). Voort foto's zie Figuur 13 en Figuur 14. Oceanische dwaalgasten zijn uit de lijst weggelaten

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Engelse naam	Voorkomen vorige eeuw; Witte & Zijlstra in (Dankers <i>et al.</i> 1978)	Laatste 25 jaar (Hans Witte, pers. med.)
Rivierprik	<i>Lampetra fluviatilis</i>	Lampren	vrij algemeen	vrij algemeen
Zeeprik	<i>Petromyzon marinus</i>	Sea Lamprey	vrij algemeen	vrij algemeen
Voshaai	<i>Alopias vulpinus</i>	Tresher	zeer zeldzaam	afwezig
Hondshaai	<i>Scyliorhinus caniculus</i>	Dogfish	zeldzaam	zeldzaam
Gladde haai	<i>Mustelus mustelus</i>	Smooth Hound	zeer zeldzaam	afwezig
Ruwe haai	<i>Galeorhinus galeus</i>	Tope	schaars	afwezig
Zeeengel	<i>Squatina squatina</i>	Monkfish	zeer zeldzaam	afwezig
Stekelrog	<i>Raja clavata</i>	Roker	uitgestorven?	zeer zeldzaam
Pijlstaartrog	<i>Dasyatis pastinaca</i>	Stingray	vrij algemeen	zeer zeldzaam
Steur	<i>Acipenser sturio</i>	Sturgeon	zeldzaam	afwezig
Haring	<i>Clupea harengus</i>	Herring	algemeen	algemeen
Sprot	<i>Sprattus sprattus</i>	Sprat	algemeen	algemeen
Pelser	<i>Sardina pilchardus</i>	Pilchard	schaars	schaars
Ansjovis	<i>Engraulis encrasicolus</i>	Anchovy	vrij algemeen	vrij algemeen
Fint	<i>Alosa fallax</i>	Twaite shad	vrij algemeen	vrij algemeen
Elft	<i>Alosa alosa</i>	Allis shad	zeer zeldzaam	afwezig
Zalm	<i>Salmo salar</i>	Salmon	uitgestorven?	zeer zeldzaam
Zeeforel	<i>Salmo trutta</i>	Sea trout	vrij algemeen	vrij algemeen
Spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	Smelt	algemeen	algemeen
Paling	<i>Anguilla anguilla</i>	Eel	algemeen	vrij algemeen
Kommeraal	<i>Conger conger</i>	Conger	zeldzaam	afwezig
Geep	<i>Belone belone</i>	Garfish	algemeen	algemeen
Trompetterzeenaald	<i>Syngnathus typhle</i>	Deep-snouted pipefish	uitgestorven?	afwezig
Kleine zeenaald	<i>Syngnatus rostellatus</i>	Nilsson's pipefish	algemeen	algemeen
Grote zeenaald	<i>Syngnatus acus</i>	Greater pipefish	algemeen	algemeen
Adderzeenaald	<i>Entelurus aequoreus</i>	Snake pipefish	schaars	schaars
Zeeduivel	<i>Lophius piscatorius</i>	Angler	zeer zeldzaam	zeer zeldzaam
Kabeljauw	<i>Gadus morhua</i>	Cod	vrij algemeen	vrij algemeen
Steenbolk	<i>Trisopterus luscus</i>	Bib	vrij algemeen	algemeen
Dwergbolk	<i>Trisopterus minutus</i>	Poor cod	vrij algemeen	vrij algemeen
Wijting	<i>Merlangius merlangus</i>	Whiting	algemeen	algemeen
Blauwe wijting	<i>Micromesistius poutassou</i>	Blue whiting	zeldzaam	afwezig
Pollak	<i>Pollachius pollachius</i>	Pollack	vrij algemeen	vrij algemeen
Koolvis	<i>Pollachius virens</i>	Saithe	schaars	vrij algemeen
Vorskwab	<i>Raniceps raninus</i>	Tadpole-fish	zeldzaam	zeer zeldzaam
Driedradige meun	<i>Gaidropsarus vulgaris</i>	Three-bearded rockling	zeer zeldzaam	afwezig
Vierdradige meun	<i>Rhinomenus cimbrius</i>	Four-bearded rockling	zeer zeldzaam	afwezig
Vijfdradige meun	<i>Ciliata mustela</i>	Five-bearded rockling	algemeen	algemeen
Heek	<i>Merluccius merluccius</i>	Hake	zeer zeldzaam	afwezig
Horsmakreel	<i>Trachurus trachurus</i>	Scad	algemeen	algemeen
Zeebaars	<i>Dicentrarchus labrax</i>	Bass	vrij algemeen	algemeen
Bokvis	<i>Boops boops</i>	Bogue	zeer zeldzaam	zeer zeldzaam
Mul	<i>Mullus surmuletus</i>	Red mullet	zeldzaam	zeldzaam

Zeekarper	<i>Spondylosoma cantharus</i>	Black sea-bream	schaars	zeldzaam
Gevlekte lipvis	<i>Labrus bergylta</i>	Ballan wrasse	zeldzaam	zeldzaam
Zwartooglipvis	<i>Crenilabrus melops</i>	Corkwing wrasse	wel in lijst - geen aanduiding	zeldzaam
Kliplipvis	<i>Ctenolabrus rupestris</i>	Goldsinny	zeer zeldzaam	afwezig
Smelt	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	Greater sandeel	schaars	schaars
Zandspiering	<i>Ammodytes tobianus</i>	Sandeel	vrij algemeen	algemeen
Grote Pieterman	<i>Trachinus draco</i>	Greater weever	uitgestorven?	afwezig
Kleine Pieterman	<i>Echiichthys vipera</i>	Lesser weever	schaars	schaars
Pitvis	<i>Callionymus lyra</i>	Dragonet	vrij algemeen	schaars
Rasterpitvis	<i>Callionymus reticulatus</i>	Reticulated Dragonet	schaars	afwezig
Koornaarsvis	<i>Atherina presbyter</i>	Sand-smelt	vrij algemeen	vrij algemeen
Zonnevis	<i>Zeus faber</i>	Dory	zeer zeldzaam	zeer zeldzaam
Diklipharder	<i>Chelon labrosus</i>	Thick-lipped grey mullet	algemeen	algemeen
Dunlipharder	<i>Liza ramada</i>	Thin-lipped grey mullet	vrij algemeen	vrij algemeen
Goudharder	<i>Liza aurata</i>	Golden grey mullet	schaars	vrij algemeen
Makreel	<i>Scomber scombrus</i>	Mackerel	vrij algemeen	vrij algemeen
Gehoornde Slijmvis	<i>Blennius gattorugine</i>	Tompot Blenny	zeer zeldzaam	afwezig
Slijmvis	<i>Lipophrys pholis</i>	Shanny	schaars	zeer zeldzaam
Botervis	<i>Pholis gunnellus</i>	Butterfish	vrij algemeen	vrij algemeen
Puitaal	<i>Zoarces viviparus</i>	Viviparous blenny	algemeen	algemeen
Zwarte grondel	<i>Gobius niger</i>	Black goby		zeer zeldzaam
Dikkopje	<i>Pomatoschistus minutus</i>	Sand goby	algemeen	algemeen
Gevlekte grondel	<i>Pomatoschistus pictus</i>	Painted goby	schaars	schaars
Glasgrondel	<i>Aphia minuta</i>	Transparent goby	vrij algemeen	vrij algemeen
Brakwatergrondel	<i>Pomatoschistus microps</i>	Common goby	algemeen	algemeen
Lozano's grondel	<i>Pomatoschistus lozanoi</i>	Lozano's goby	vrij algemeen	vrij algemeen
Engelse poon	<i>Aspitrigla cuculus</i>	Red Gurnard	zeldzaam	afwezig
Grauwe poon	<i>Eutrigla gurnardus</i>	Grey gurnard	vrij algemeen	vrij algemeen
Rode poon	<i>Trigla lucerna</i>	Tub gurnard	vrij algemeen	vrij algemeen
Noorse schelvis	<i>Sebastes marinus</i>	Redfish	zeer zeldzaam	afwezig
Zeedonderpad	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	Bull-rout	algemeen	algemeen
Groene zeedonderpad	<i>Taurulus bubalis</i>	Sea scorpion	schaars	schaars
Harnasmannetje	<i>Agonus cataphractus</i>	Hooknose	vrij algemeen	vrij algemeen
Snotolf	<i>Cyclopterus lumpus</i>	Lumpsucker	vrij algemeen	vrij algemeen
Slakdolf	<i>Liparis liparis</i>	Sea-snail	algemeen	algemeen
3-Doornige stekelbaars	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Stickleback	algemeen	algemeen
Zeepaardje	<i>Hippocampus hippocampus</i>	Sea-horse	zeldzaam	zeldzaam
Zeestekelbaars	<i>Spinachia spinachia</i>	Fifteen-spined stickleback	zeldzaam	zeldzaam
Tarbot	<i>Scophthalmus maximus</i>	Turbot	vrij algemeen	vrij algemeen
Griet	<i>Scophthalmus rhombus</i>	Brill	vrij algemeen	vrij algemeen
Schurftvis	<i>Arnoglossus laterna</i>	Scaldfish	schaars	schaars
Gevlekte Griet	<i>Zeugopterus punctatus</i>	Topknot	zeer zeldzaam	afwezig
Schar	<i>Limanda limanda</i>	Dab	algemeen	algemeen
Schol	<i>Pleuronectes platessa</i>	Plaice	algemeen	algemeen
Bot	<i>Platichthys flesus</i>	Flounder	algemeen	algemeen
Tong	<i>Solea solea</i>	Sole	algemeen	algemeen
Dwergtong	<i>Buglossidium luteum</i>	Solenette	schaars	schaars
Tongschar	<i>Microstomus kitt</i>	Lemon sole	zeldzaam	zeer zeldzaam
<i>Oceanische dwaalgasten als Lamna, Cetorhinus, Maurolicus, Scomberesox, Brama, Xiphias, Mola en Balistes zijn uit de tabel weggelaten</i>				



Figuur 13: Puitaal (*Zoarces vivipares*). Foto Bram Fey.



Figuur 14: Zeedonderpad (*Myoxocephalus scorpius*). Foto Bram Fey.

2.6 Vogels van het sublitoraal

Zoals reeds eerder opgemerkt komen de vogels uitgebreid en gedetailleerd aan bod in het Natura 2000 doelendocument (LNV 2006b). Voor de vogels is onder meer het volgende geschreven (blz 42-44):

“Voor de schelpdiereters Topper (A062), Eider (A063), Scholekster (A130), Kanoet (A143) en Steenloper (A169) is op landelijk niveau een herstelopgave geformuleerd die volledig gedekt moet worden uit de Waddenzee (1). Daarbij is in de toelichting op de landelijke doelen aangegeven dat dit ten koste mag gaan van wormeneters als Bontbekplevier (A138), Bonte Strandloper (A149), Drieteenstrandloper (A144), Zilverplevier (A141), en Rosse Grutto (A157).” Daarom is in deze sectie een onderscheid gemaakt tussen de “vogelrichtlijnsoorten”, die uitgebreid worden behandeld, en de “andere” soorten, die kort worden aangestipt. Er wordt geen aandacht besteed aan vogels die geen ecologische binding hebben met de sublitorale delen van de westelijke Waddenzee, zoals op kwelders grazende ganzen en op wadplaten foeragerende steltlopers.

2.6.1 Voedselkeuze en habitat van “Vogelrichtlijnsoorten” Waddenzeegebied

Mosselzaadvisserij van het sublitoraal en mosselcultuur spelen zich af in de delen van de Waddenzee die altijd onder water staan. Het is niet goed voorstelbaar dat er door deze vorm van visserij directe effecten zijn op broedgebieden van de vogels waarvoor de Waddenzee als natuurgebied is aangewezen. Eventuele effecten zullen optreden via het voedsel of de habitat waarin de vogels naar voedsel zoeken. Onderstaande Tabel 3 geeft voor vogelsoorten die een meer of minder duidelijke band hebben met het sublitoraal in de Waddenzee een overzicht van het belangrijkste voedsel en de kenmerkende habitats waarin de soort naar voedsel zoekt. Op basis van deze tabel kunnen twee groepen vogels worden onderscheiden:

- Vogels die (soms) in de westelijke Waddenzee op vis jagen
- Vogels die (soms) in de westelijke Waddenzee naar schelpdieren duiken

Het ligt voor de hand de mogelijke effecten van mosselzaadvisserij per categorie te bespreken. Daarnaast is het zo dat een aantal soorten valt onder de Vogelrichtlijn en het zijn vooral deze soorten waarvoor zal moeten worden uitgezocht of zij worden beïnvloed door mosselzaadvisserij en mosselkweek. Behalve deze “vogelrichtlijnsoorten” is er nog een aantal vogelsoorten dat meer of minder kenmerkend is of was voor de sublitorale delen van de westelijke Waddenzee, zoals de Grote Zaagbek, de Zwarte Zee-eend, de Grote Zee-eend, de IJseend en een aantal futensoorten. Voor de volledigheid zullen deze soorten ook behandeld worden onder het kopje “overige soorten”.

Tabel 3: Overzicht van de voedselkeuze en het foerageerhabitat van vogelsoorten die in meer of mindere mate een band hebben met het sublitoraal van de Waddenzee. De tabel is gebaseerd op gegevens uit Smit & Wolff (1981), Bijlsma *et al.* (2001), Leopold *et al.* (2004), Brooks *et al.* (1985), Simmons *et al.* (1983) en Simmons *et al.* (1977).

Soort	Voedsel	fourageerhabitat
Aalscholver	vis	ondiepe kustwateren
Toppereend	schelpdieren	bodem zoete, brakke en zoute wateren
Brilduiker	schelpdieren en kreeftachtigen	bodem ondiepe zoete, brakke en zoute wateren
Eidereend	schelpdieren	bodem ondergelopen platen en sublitorale gebieden
Middelste Zaagbek	vis	ondiepe zoete, zoute en brakke wateren
Kleine Mantelmeeuw	vis	Noordzeekustzone en open zee
Zilvermeeuw	schelpdieren, krabben en afval	droogvallende platen
Kokmeeuw	wormen, schelpdieren, kreeftachtigen en vis	droogvallende platen en geulen
Visdief	vis en kreeftachtigen	geulen, geulranden en ondergelopen platen
Noordse Stern	vis en kreeftachtigen	geulen, geulranden en ondergelopen platen
Dwergstern	vis en kreeftachtigen	geulen, geulranden en ondergelopen platen
Grote Stern	vis	Noordzeekustzone

2.6.2 Vogels die op vis jagen

Grote Stern en Kleine Mantelmeeuw jagen op vis in de Noordzeekustzone en op open zee. Als mosselzaadvisserij effecten heeft op vispopulaties, dan verwachten we die effecten met name in de directe omgeving van de gebieden waar het mosselzaad wordt opgevisst of uitgezaaid. Aangezien dit niet de plekken zijn waar Grote Stern en Kleine Mantelmeeuw op vis jagen verwachten we geen effecten van mosselzaadvisserij op deze soorten.

Aalscholver, Dwergstern, Kokmeeuw, Middelste Zaagbek, Noordse Stern en Visdief jagen op vis (en andere prooien) in de westelijke Waddenzee. Mosselzaadvisserij zal een effect hebben op (bodem)vissen die een voorkeur dan wel een afkeer hebben van sublitorale mosselbanken.

De Dwergstern, Kokmeeuw, Noordse Stern en Visdief jagen vooral boven de geulen, langs de plaatranden en boven de ondergelopen platen (en soms drooggevalen platen – met name Kokmeeuwen en Dwergsternen) naar vis en ook wel andere prooidieren. Dat is dus niet direct boven de gebieden waar op mosselzaad wordt gevisst of waar de percelen liggen. Op basis hiervan verwachten we geen effecten op deze vier soorten.

Aalscholvers en Middelste Zaagbek duiken naar vis en bereiken daarbij aanmerkelijk grotere dieptes dan de naar vis duikende sterns. Een effect van mosselzaadvisserij (via de visstand) op de Middelste Zaagbek en de Aalscholver kan niet op voorhand worden uitgesloten en daarom zullen deze soorten in meer detail behandeld worden.

2.6.2.1 Aalscholver

De Aalscholver is in Nederland een vrij talrijke broedvogel en doortrekker en wintervogel in vrij groot aantal. De soort heeft zich sinds de 70er jaren explosief uitgebreid als broedvogel in Nederland, eerst vooral in het binnenland, maar de afgelopen jaren ook langs de kust. In Nederland broedden eind negentiger jaren bijna 20.000 paren (Bijlsma *et al.* 2001). Het IJsselmeer is veruit het belangrijkste gebied voor deze soort. De Continentale Europese populatie (ondersoort *sinensis*) wordt geschat op ca. 400.000 dieren (Wetlands International 2002). Er dient in kaart gebracht te worden wat de verspreiding van Aalscholvers is in de westelijke Waddenzee, wat de prooikeuze van Aalscholvers is, op welke wijze die gerelateerd is aan wilde mosselbanken en/of cultuurpercelen, en op welke wijze die door kweekactiviteiten wordt beïnvloed.

2.6.2.2 Middelste Zaagbek

De Middelste Zaagbek is een uiterst schaarse broedvogel en wintervogel in vrij groot aantal in Nederland. In normale winters fluctueert het aantal rond de 10.000-15.000, maar in strenge winters kan dit aantal oplopen tot 20.000 (Bijlsma *et al.* 2001). Volgens Smit & Wolff (1981) kon een aanzienlijk aandeel daarvan zich in de westelijke Waddenzee bevinden. Volgens de recentere informatie van Bijlsma *et al.* (2001) lopen de aantallen in Waddenzee en IJsselmeer sterk uiteen, wat vermoedelijk een gevolg is van verschillen in telmethode en uitwisseling tussen beide gebieden. De totale West-Europese populatie wordt op 170.000 geschat (Wetlands International 2002). Dit betekent dat het aantal dat in ieder geval in sommige jaren gebruik maakt van de westelijke Waddenzee zowel nationaal als internationaal van belang is.

De verspreiding van de Middelste Zaagbek in de zestiger en zeventiger jaren vertoont een grote overeenkomst met de verspreiding van de Spiering *Osmerus eperlanus* in de Waddenzee (Smit & Wolff 1981) en die verspreiding komt sterk overeen met het gebied waar de visserij op mosselzaad het meest intensief is geweest in de afgelopen jaren (Bult *et al.* 2004). Aannemelijk is echter dat de Spiering vooral voorkomt in gebieden met lagere zoutgehalten (het is een typisch estuariene vissoort) en dat de mosselbanken al dan niet toevallig voor een belangrijk deel in dezelfde gebieden voorkomen. De hoogste dichtheden van de Middelste Zaagbek werden bereikt in de gebieden waar volgens de ervaringskaart het mosselzaad vaak of vrijwel altijd blijft liggen. De soort kwam echter ook voor in gebieden die volgens de ervaringskaart niet stabiel zijn en boven mosselpercelen. Volgens Simmons *et al.* (1977) bestaat het dieet in estuariene gebieden voor een belangrijk deel uit vis en in mindere mate uit kreeftachtigen, zoals garnalen en krabben. De lijst met vissen die gegeten worden omvat vele

tientallen soorten, waaronder de Puitaal en de Botervis die een relatie lijken te hebben met sublitorale mosselbanken. Ook de Spiering wordt genoemd. Verder valt op dat het dieet sterk verschilt per gebied.

Een eventuele verslechtering van de foerageermogelijkheden voor de Middelste Zaagbek in de westelijke Waddenzee als gevolg van mosselzaadvisserij kan niet worden uitgesloten. Nader onderzoek is nodig naar de prooikeuze en de verspreiding van de Middelste Zaagbek in de westelijke Waddenzee om een duidelijke conclusie te kunnen trekken.

2.6.3 Vogels die in de westelijke Waddenzee naar schelpdieren duiken

Brilduiker, Eidereend en Toppereend duiken naar schelpdieren, vermoedelijk vooral mosselen, in de westelijke Waddenzee. Dit betekent dat het aannemelijk is dat er een directe relatie is tussen de beschikbaarheid van mosselen en vogelaantallen. De beïnvloeding van de mosselvoorraden door de mosselzaadvisserij is dus relevant voor deze vogelsoorten.

2.6.3.1 Brilduiker

De Brilduiker is een uiterst schaarse broedvogel en een doortrekker en wintervogel in vrij groot aantal (Bijlsma *et al.* 2001). Halverwege de jaren negentig fluctueerden de aantallen die in Nederland overwinterden tussen de 12.000 en de 20.000 (Bijlsma *et al.* 2001). De West-Europese populatie wordt geschat op 400.000 dieren (Wetlands International 2002). In de meeste winters verblijven de belangrijkste aantallen in het Deltagebied en het IJsselmeergebied. In zulke winters zijn de aantallen in de westelijke Waddenzee laag. Alleen in strenge winters als het IJsselmeergebied dichtvriest kunnen er grotere aantallen op de westelijke Waddenzee geteld worden.

Wat de Brilduikers precies eten in de westelijke Waddenzee is niet bekend. Uit dieetstudies elders blijkt dat in estuaria overwinterende Brilduikers vooral mollusken (mossels, kokkels, wadslakjes en alikruiken) en kreeftachtigen (strandkrab, garnaal, *Gammarus*, *Idotea*) eten, die ze duikend bemachtigen (Simmons *et al.* 1977). Ook in het water zwemmende prooien worden bemachtigd. Dit betekent dat de Brilduikers waarschijnlijk zowel de sublitorale mosselen eten als de dieren die zich tussen de mosselen verbergen dan wel zich in de buurt van mosselbank ophouden, de zogenaamde epifauna. In het EVA-II eindrapport wordt geopperd dat de epifauna van mosselen op percelen verschilt van de epifauna van wilde sublitorale mosselbanken (Ens *et al.* 2004), maar hierover bestaan geen goede gegevens. Het is niet bekend of de mosselen op percelen aantrekkelijker dan wel minder aantrekkelijk zijn in vergelijking tot de mosselen op de wilde sublitorale banken. Enerzijds zullen de mosselen op de percelen vermoedelijk een gunstiger vlees/schelp ratio hebben, maar anderzijds zijn ze door een betere groei misschien sneller te groot voor de Brilduikers om in te slikken. Daarnaast kan het zijn dat de percelen gemiddeld dieper liggen dan de wilde banken. Brilduikers duiken zelden dieper dan 3 m (Simmons *et al.* 1977) en als de perceelmosselen dieper liggen worden ze daardoor minder aantrekkelijk.

Samenvattend moet geconcludeerd worden dat het mogelijk is dat de mosselzaadvisserij significante effecten heeft op het voedselaanbod voor Brilduikers in de westelijke Waddenzee. Nader onderzoek is nodig naar dieet en verspreiding van Brilduikers in de westelijke Waddenzee.

2.6.3.2 Toppereend

De Toppereend is een doortrekker en wintergast in groot aantal in Nederland. In de jaren negentig overwinterden er 110.000-160.000 in zachte winters en 70.000-90.000 in strenge winters (Bijlsma *et al.* 2001). De populatie in NW-Europa wordt geschat op 300.000 dieren (Wetlands International 2002), wat aangeeft dat Nederland van groot belang is voor deze soort. De aantallen op de Waddenzee variëren sterk (van 2000 tot 62.000), waarbij de hoogste aantallen worden geteld in strenge winters als het IJsselmeer bevriest. In de Waddenzee is vooral het gebied direct ten noorden van de Afsluitdijk van belang. Dit is ook het gebied waar de afgelopen jaren de mosselzaadvisserij het meest intensief was (Bult *et al.* 2004). De eenden komen vooral voor in de gebieden waar volgens de ervaringskaart het mosselzaad vaak of bijna altijd blijft liggen (Swennen 1985).

Wat de Toppereenden precies eten in de westelijke Waddenzee is niet bekend. Uit dieetstudies elders blijkt dat in estuaria overwinterende Toppereenden vooral mollusken (met name mossels, maar ook

andere schelpdieren en *Hydrobia*) eten die ze duikend bemachtigen (Simmons *et al.* 1977). Dit maakt het aannemelijk dat ze in de westelijke Waddenzee vooral mosselen zullen eten en in veel mindere mate dan Brilduikers prederen op de epifauna van de mosselbanken. Metingen aan de grootte van een mosselzaadbank waarboven alleen Toppereenden naar voedsel zochten wees uit dat de mosselen op de zaadbank veel kleiner waren dan mosselen waar Eidereenden gewoonlijk op foerageren (Kats, pers. med.). Meestal duiken Toppereenden in water dat minder dan 6 meter diep is (Simmons *et al.* 1977). Evenals bij de Brilduiker is het niet bekend of voor Toppereenden de mosselen op percelen aantrekkelijker dan wel minder aantrekkelijk dan de mosselen op de wilde sublitorale banken. Enerzijds zullen de mosselen op de percelen vermoedelijk een gunstiger vlees/schelp ratio hebben, maar anderzijds zijn ze door een betere groei misschien sneller te groot voor de Toppereenden om in te slikken. Daarnaast kan er ook een verschil zijn in de diepte tussen wilde banken en percelen. Als de mosselen dieper worden gelegd op de percelen in vergelijking met de wilde banken, worden ze minder aantrekkelijk voor de Toppereenden.

Nader onderzoek is gewenst naar prooikeuze en verspreiding van de Toppereenden in de westelijke Waddenzee.

2.6.3.3 Eidereend

Eidereenden leven vooral van schelpdieren, (mosselen en kokkels in de Waddenzee en *Spisula* en soms mesheften in de Noordzeekustzone), maar eten ook krabben en zeesterren, die ze duikend bemachtigen. Sublitorale mosselbanken zijn dus niet alleen van belang als voedselbron, maar ook als habitat van epifauna, die de Eidereenden als voedsel kan dienen.

De Eidereend is een vrij talrijke broedvogel en een wintervogel in groot aantal in Nederland (Bijlsma *et al.* 2001). Traditioneel overwinterden de grootste aantallen in de Waddenzee en dan vooral de westelijke Waddenzee. Begin jaren negentig en eind jaren negentig deed zich een aantal malen een grote sterfte onder de Eidereenden voor die kon worden gerelateerd aan voedselschaarste (Camphuysen *et al.* 2002; Ens *et al.* 2002). In deze jaren werden ook grote aantallen Eidereenden op de Noordzee gezien. In deze periode zijn de aantallen die in de Waddenzee overwinteren afgenomen van ongeveer 130.000 naar 100.000 (Berrevoets & Arts 2003; Ens & Kats 2004). De laatste jaren zijn de aantallen die in de westelijke Waddenzee overwinteren weer toegenomen en overwinteren er slechts geringe aantallen Eidereenden in de Noordzee kustzone (de Jong *et al.* 2005).

De hoge sterftes begin jaren negentig en eind jaren negentig vertonen een duidelijk verband met het bestand sublitorale mosselen. Hoge sterftes komen alleen voor als er sprake is van een schaarste aan sublitorale mosselen en dan met name halfwas mosselen (Ens & Kats 2004). Dat met name sublitorale mosselen zo'n belangrijke voedselbron zijn voor Eidereenden is een gevolg van het feit dat ze een gunstige verhouding hebben tussen vlees en schelp – veel vlees en weinig schelp (Bustnes & Erikstad 1990; Bustnes 1998; Ens & Kats 2004; Steenbergen *et al.* 2005b).

In algemene zin moet geconcludeerd worden dat het belangrijk is te weten in welke mate mosselkweekactiviteiten het bestand aan mosselen en de grootteverdeling binnen dat bestand beïnvloeden, en in hoeverre dat varieert met het aanbod van mosselzaad. Nader onderzoek hiernaar is nodig en zal plaatsvinden binnen PRODUS. Als eerste stap is een inventarisatie gemaakt van de belangrijkste kennisleemtes; zie bijlage I.

2.6.4 "Andere" vogelsoorten die in de westelijke Waddenzee naar voedsel duiken

Grote Zaagbekken zijn verwant aan Nonnetje en Middelste Zaagbek en duiken net als deze soorten naar vis. In de zeventiger jaren kon de soort 's winters in aanzienlijke aantallen op de westelijke Waddenzee worden waargenomen. Het ging daarbij om aantallen van internationale betekenis (Smit & Wolff 1981). Deze soort foerageert dan vooral bij de spuisluisen, vermoedelijk op met het spuiwater meekomende Spiering (Hans Witte, pers. med.). Dat betekent dat voor deze soort geen effecten van mosselzaadvisserij zijn te verwachten.

Zwarte Zee-eenden duiken naar schelpdieren en kwamen vroeger in grote aantallen (naar schatting 40.000 dieren) voor in de westelijke Waddenzee in de gebieden waar regelmatig mosselzaad valt (Swennen 1985). In de periode 1964-1969 namen de aantallen sterk af en sindsdien zijn troepen van enkele honderden dieren al een bijzonderheid voor de westelijke Waddenzee (Swennen 1985). Ook in de

winter van 2004/2005 zijn er slechts kleine groepen in de westelijke Waddenzee waargenomen (de Jong *et al.* 2005). Op het totaal van de 30.000 tot 80.000 Zwarte Zee-eenden die in de Nederlandse kustwateren overwinteren zijn de aantallen in de westelijke Waddenzee tegenwoordig van geen betekenis.

In voorjaar, winter en najaar kunnen in de westelijke Waddenzee lokaal concentraties worden waargenomen van Grote Zee-eend, IJseend, Fuut en Geoorde Fuut (en kleine aantallen Kuifduikers en Roodhalsfuten). Vanuit het perspectief van de West-Europese populatie gaat het om aantallen die van geen betekenis zijn, maar de aanwezigheid van concentraties van deze soorten is een indicatie van de lokale rijkdom van een gebied.

2.7 Zeezoogdieren

Wolff (2000) noemt vier zoogdiersoorten als uitgestorven voor de Waddenzee: Grijze Zeehond, Tuimelaar, Bruinvis en Grijze Walvis. De kans dat de Grijze Walvis terugkeert in de Waddenzee is minimaal, aangezien de soort alleen nog voorkomt in de Grote Oceaan. De Grijze Zeehond is na honderden jaren van afwezigheid weer op eigen kracht in de Waddenzee teruggekeerd en de populatie groeit snel (Essink *et al.* 2005). Bruinvis, Grijze Zeehond en Gewone Zeehond worden met name genoemd in het Natura 2000 doelendocument. Deze soorten foerageren, net als de Tuimelaar, vooral op vis. Een eventueel verband tussen het voorkomen van sublitorale mosselbanken en dat van deze soorten moet dus via een effect van de mosselbanken op de visfauna lopen. Dit gegeven in combinatie met de grote actieradius van deze soorten maakt eventueel onderzoek naar de effecten van mosselzaadvisserij en mosselkweek op deze grote zoogdieren zeer moeilijk uitvoerbaar. Het ligt daarom voor de hand om te beginnen met onderzoek naar het effect van mosselzaadvisserij en mosselkweek op bodemvissen.

2.8 Conclusies en vragen

Door menselijke invloeden, zoals de aanleg van de afsluitdijk en visserij, is de natuur in de westelijke Waddenzee in de afgelopen honderd jaar ingrijpend veranderd. De biodiversiteit van sublitorale gebieden is vaak hoger dan de biodiversiteit van litorale gebieden, maar er is weinig kennis over de sublitorale natuur van de westelijke Waddenzee

Voor de definitie van natuurwaarden wordt teruggegrepen op het Natura 2000 doelen document, waarin de landelijke doelen van het netwerk van Natura 2000 natuurgebieden zijn vastgelegd. Alle zeezoogdieren moeten worden beschermd. Een groot aantal vogelsoorten moet worden beschermd en een beperkt aantal trekvisseren. Bodemdieren worden niet met name genoemd, maar zijn van belang als voedsel voor vogels (en zeezoogdieren) en als indicatie voor de kwaliteit van het habitat H1110_A – permanent overstroomde zandbanken (getijdengebied).

De lijst met bodemdieren bevat verscheidene soorten die zeldzaam zijn in de westelijke Waddenzee en gebonden zijn aan hard substraat. Deze soorten verdienen speciale aandacht in het onderzoek. Een belangrijke onderzoeksvraag is in hoeverre epifauna die gerelateerd is aan mosselbanken zich op percelen kan ontwikkelen en wat dit betekent voor de biodiversiteit op percelen in verhouding tot natuurlijke sublitorale mosselbanken. Validatie van de modelberekening waar de schattingen op zijn gebaseerd, dat mosselkweek de mosselbiomassa in de westelijke Waddenzee gemiddeld verhoogt, is onderwerp van PRODUS 1a.

Over de effecten op natuurwaarden van verplaatsing van mosselzaad naar percelen in of buiten de Waddenzee, de verplaatsing van mosselen van het ene perceel naar het andere en de behandeling tegen predatoren op de percelen in de Waddenzee is vrijwel niets bekend. Kennis over verschillen in natuurwaarden tussen natuurlijke mosselpopulaties en percelen is noodzakelijk om de effecten van mosselkweek in zijn geheel in kaart te kunnen brengen. Aangezien de wilde banken op andere locaties en dus vermoedelijk op een andere ondergrond voorkomen dan de percelen, kunnen eventuele verschillen in biodiversiteit tussen percelen en wilde banken louter het gevolg zijn verschillen in ondergrond. Het onderzoekprogramma moet zo worden opgezet dat een perceel effect kan worden onderscheiden van een ondergrond effect.

Over de relatie tussen vissen en sublitorale mosselbanken in de westelijke Waddenzee is weinig tot niets bekend, al lijkt het aannemelijk dat een aantal vissoorten zoals de Puitaal en de Zeedonderpad aangetrokken worden door mosselbanken. Er is al helemaal niet bekend of het voor de vissen uitmaakt of er sprake is van een (stabiele) wilde bank, dan wel een mosselperceel (tijdelijk) bedekt met mosselen. In het Natura 2000 doelendocument worden de volgende zeevissen met name genoemd: Zeeprik, Elft, Fint en Zalm. Voor geen van deze vissoorten is een directe relatie met sublitorale mosselbanken te verwachten, maar een over een aantal schijven lopende indirecte relatie kan niet worden uitgesloten.

In het Natura 2000 doelendocument is op landelijk niveau een herstelopgave geformuleerd voor de schelpdiereters Toppereend en Eidereend die volledig gedekt moet worden uit de Waddenzee. Het is mogelijk dat de mosselzaadvisserij en de onlosmakelijk verbonden kweekactiviteiten onder sommige condities significante negatieve effecten hebben op het voedselaanbod voor Eidereenden die in de westelijke Waddenzee overwinteren. Nader onderzoek hiernaar is nodig en zal plaatsvinden binnen PRODUS. Als eerste stap is een inventarisatie gemaakt van de belangrijkste kennisleemtes; zie bijlage I. Nader onderzoek is gewenst naar prooikeuze en verspreiding van de Toppereenden en Brilduikers in de westelijke Waddenzee.

Een eventuele verslechtering van de foerageermogelijkheden voor de Middelste Zaagbek in de westelijke Waddenzee als gevolg van mosselzaadvisserij kan niet worden uitgesloten. Nader onderzoek is nodig naar de prooikeuze en de verspreiding van de Middelste Zaagbek in de westelijke Waddenzee om een duidelijke conclusie te kunnen trekken.

Een eventueel effect van sublitorale mosselbanken op het voorkomen van zeezoogdieren moet via een effect van de mosselbanken op de visfauna lopen.

3. Effecten mosselzaadvisserij en mosselcultuur op mosselzaadval en natuurwaarden

3.1 Inleiding

Mosselzaadvisserij vindt vooral plaats in het sublitoraal van de westelijke Waddenzee. Sinds 1997 wordt de locatie van de mosselschepen met een black box geregistreerd zodat kan worden nagegaan waar precies op mosselzaad is gevestigd (Bult *et al.* 2004). Er is veel overlap tussen de gebieden waar in het voorjaar en waar in het najaar wordt gevestigd, maar er is ook een belangrijk verschil. In het voorjaar is de visserij vooral intensief dicht onder de Afsluitdijk en in deze gebieden, die als relatief stabiel te boek staan (Van Stralen in (Alterra 2005)), wordt in het najaar veel minder gevestigd (Figuur 15). In het onderstaande geven we een overzicht van de kennis over de effecten van mosselzaadvisserij en mosselkweek op het mosselbestand en de daarmee samenhangende natuurwaarden in het sublitoraal van de westelijke Waddenzee.

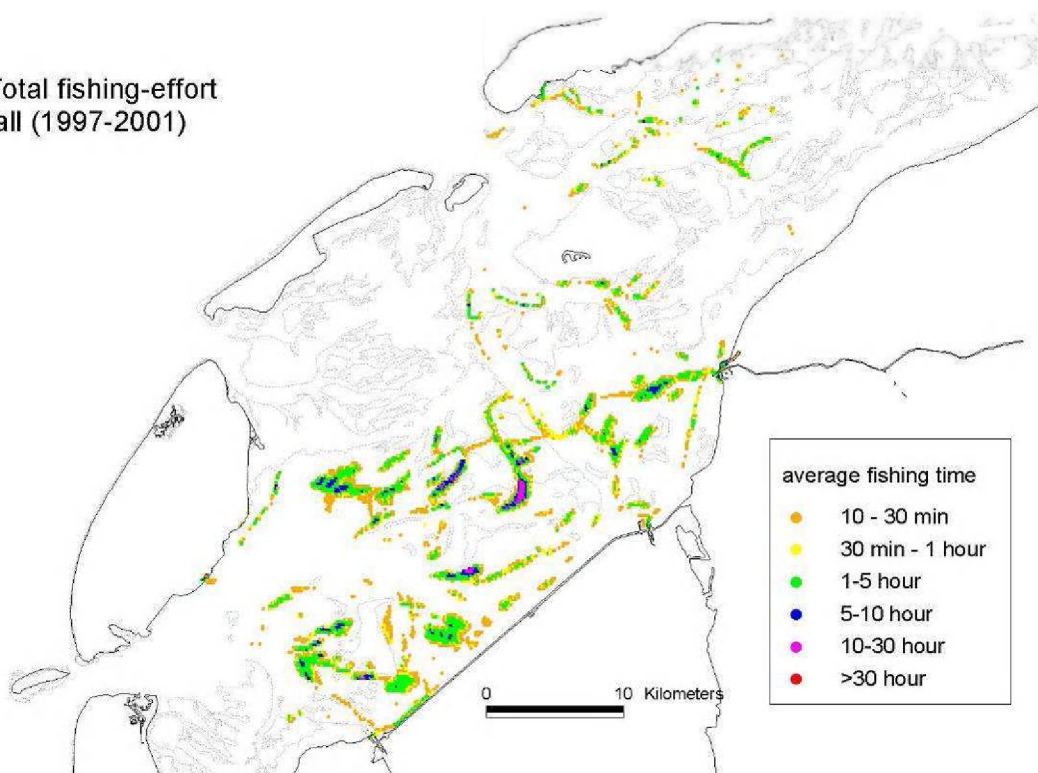
3.2 Omvang mosselzaadvisserij en variatie in zaadval

Alle natuurlijke sublitorale mosselpopulaties in de westelijke Waddenzee worden bevestigd voor jong mosselzaad dat op de mosselpercelen in de Waddenzee en de Oosterschelde wordt gebracht. Mosselzaadvisserij vindt in zowel de lente als de herfst plaats. Intensieve visserij en natuurlijke predatie zorgen ervoor dat weinig mosselen meer dan een paar jaar oud worden (Essink *et al.* 2005). Na een periode van bevissing blijft vaak nog een gedeelte van het mosselbestand over. Hoe groot dat deel is hangt uiteraard af van de mate van bevissing, maar kan van de grootte van 50% zijn (Van Stralen *et al.* 2006).

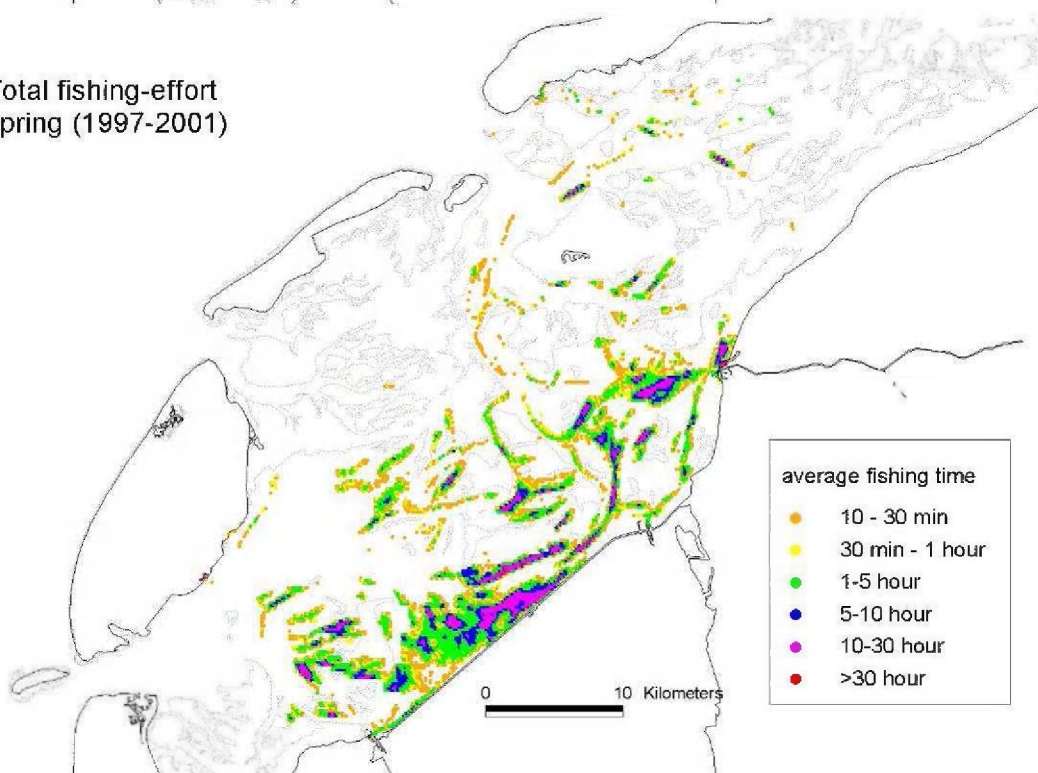
De hoge visserijdruk op het sublitorale mosselbestand is goed af te lezen uit Tabel 4. In deze tabel is voor voor- en najaarsvisserij de vangst vergeleken met de schatting van het bestand. Niet zelden wordt in het voorjaar meer dan 50% van het bestand opgevestigd. Enerzijds kan dit getal een overschatting zijn omdat tussen de voorjaarssurvey en de voorjaarsvisserij nog groei van de mosselen is opgetreden. Anderzijds moet beseft worden dat de voorjaarsvisserij volgt op een najaarsvisserij die soms al een aanzienlijk deel van het bestand heeft opgevestigd. Daarnaast is de vraag wat er met de mosselen gebeurt zou zijn als ze niet waren opgevestigd. Het kan zijn dat ze dan of waren weggestormd, of waren gepredeerd door zeesterren, of waren gepredeerd door Eidereenden⁵.

⁵ Een van de auditors (WJ Wolff) meldt op dit punt: "Opvallend is dat in het voorjaar de hoogste visintensiteiten (en dus waarschijnlijk het meeste mosselzaad) zijn te vinden in gebieden die worden gekenmerkt door lagere zoutgehalten in de omgeving van de spuiscuizen in de Afsluitdijk. Aan dit verschijnsel, dat volgens ondergetekende wel vaker is geconstateerd, wordt nergens in het rapport aandacht besteed. Maar zou er een relatie kunnen zijn met het ontbreken van zeesterren bij lagere zoutgehalten?" De auteurs voegen toe dat dit een punt van aandacht is.

Total fishing-effort
fall (1997-2001)



Total fishing-effort
spring (1997-2001)



Figuur 15: Ruimtelijke verdeling van de mosselzaadvisserij in de westelijke Waddenzee op basis van black box gegevens in de periode 1997-2001 voor (a) de najaarsvisserij, (b) de voorjaarsvisserij. Overgenomen uit Bult *et al.* (2004).

Veranderingen in het wilde bestand zijn een gevolg van variatie in zaadval, groei en verliezen als gevolg van natuurlijke oorzaken (predatie door zeesterren, krabben en vogels, en verliezen door stormen) en visserijsterfte. De variatie in broedval tussen jaren is hoog. In 1996 vond de enige zeer goede zaadval in het sublitoraal plaats in de periode 1991-2000 en de groei van deze goede zaadval verklaart het hoge bestand in het najaar van 1997. In die periode was ook een aantal jaren waarin nauwelijks zaadval plaatsvond. Dat is vermoedelijk normaal en houdt in dat fluctuaties in mosselbestand een natuurlijk gegeven zijn.

Zonder kennis over de verschillende mortaliteitsfactoren van mosselen en de mogelijkheid dat die elkaar compenseren is het niet goed mogelijk om een inschatting te maken over het effect van mosselzaadvisserij en mosselkweek op het mosselbestand in de westelijke Waddenzee in jaren na een goede of slechte zaadval. Onderzoek naar de verschillende mortaliteitsfactoren zal plaatsvinden in het kader van PRODUS deelproject 1.

Tabel 4: Overzicht van wilde sublitorale mosselbestanden en mosselvangsten in miljoenen kg versgewicht (Netto: zaad=60%, en halfwas=75% van bruto gewichten). Per jaar is de omvang van het wilde bestand in de herfst op basis van een reconstructie (muv *: getallen zijn expert judgement op basis van kwalitatieve najaarssurvey, gericht op bevisbare bestanden), de hoeveelheid mosselen die die herfst gevisd is en de hoeveelheid mosselen die het volgende voorjaar is gevisd weergegeven. De betreffende data zijn afkomstig uit Bult *et al.* (2004) en aangevuld door J. Wijsman (pers. med.). ** Door groei van mosselen tussen de voorjaarssurvey en de visserij kunnen de mosselbestanden nog toenemen, waardoor er sprake is van een overschatting van het bevisde percentage.

Jaar	Wilde bestand in voorjaar	Gevist in voorjaar	Gevist als % van bestand **	Wilde bestand in herfst	Gevist in herfst	Gevist als % van bestand
1991				26	14	54
1992	8.2	5	61	56	25	45
1993	22.4	23	103	45	0	0
1994	35.1	24	68	56	17	30
1995	27.8	19	68	42	8	19
1996	26.2	15	57	78	18	23
1997	42.1	29	69	124	20	16
1998	80.2	44	55	41	0	0
1999	31.9	18	56	51	18	35
2000	24.5	18	73	14	0	0
2001	10.4	4	38	56	19	34
2002	25.6	23	90	20*	0	0
2003	19.6	0	0	39*	15	38
2004	23.3	19	82	10*	0.18	0
2005	9.1	0	0			

3.3 Effect op natuurwaarden

3.3.1 Soortenrijkdom bodemdieren en bodemvisserij

Het effect van mosselzaadvisserij op de ecologische waarde van natuurlijke sublitorale mosselpopulaties is niet goed bekend. Over het algemeen verwacht men relatief jongere mosselen en gerelateerde epifauna met kortere levenscyclus en /of hogere mobiliteit in mosselpopulaties die regelmatig bevisd worden in vergelijking tot onverstoorde mosselpopulaties. Er zijn echter maar zeer weinig studies naar de effecten van mosselzaadvisserij op de biodiversiteit van mosselpopulaties. Studies naar korte-termijneffecten (4 maanden) van mosselzaadvisserij in de Limfjorden toonden aan dat mosselzaadvisserij een negatief effect had op de dichtheid en/of het voorkomen van een aantal taxa

(sponzen, echinodermen, anthozoën, mollusken, crustacean en ascidiacea)(Dolmer 2002). Studies naar lange-termijneffecten in datzelfde gebied gaven tegenstrijdige resultaten (Dolmer 2002). Verschillen tussen beviste en onbeviste gebieden worden in de Limfjorden waarschijnlijk vervaagd door regelmatige perioden met anoxia (Dolmer & Frandsen 2002). Door stratificatie ontstaat soms een zuurstofloze waterlaag boven de bodem als gevolg waarvan al het bodemleven afsterft en het ecosysteem als het ware op nul wordt gezet. Dit komt niet voor in de westelijke Waddenzee.

In de Deense Limfjord is het zo dat mosselzaadvisserij behalve mosselzaad ook grind en schelpenresten van de bodem verwijdert (Dolmer 2002). In de Limfjord worden de opgevisste mosselen direct naar de markt gebracht en het is verboden om opgevisst materiaal terug te storten. In dat opzicht is de Deense situatie dus niet te vergelijken met die in Nederland. Toch kan ook voor de Nederlandse situatie niet worden uitgesloten dat mosselzaadvisserij leidt tot verlies van benthische structuren en dat kan het vestigingssucces en de overleving van mosselzaad en andere benthische soorten beïnvloeden (Essink *et al.* 2005).

Over de effecten van mosselzaadvisserij op de natuurwaarden van sublitorale mosselbanken is nog erg weinig bekend. Meer informatie over het voorkomen en de ontwikkeling van sublitorale mosselpopulaties is noodzakelijk om deze effecten beter in te kunnen schatten.

Het ontbreken van kennis over het verschil in natuurwaarden tussen wilde mosselbanken en mosselpercelen is reeds beschreven in hoofdstuk 2. Om tot een goede inschatting te komen van het effect van mosselzaadvisserij en mosselkweek op de natuurwaarden in het sublitoraal is het nodig om tot een inschatting te komen van de biodiversiteit op wilde banken en op mosselpercelen voor de situatie met en zonder visserij.

3.3.2 Vogels

Mosselzaadvisserij kan niet los worden gezien van de mosselkweek. Er is dus een lange-termijnperspectief nodig om het effect op het sublitorale mosselbestand in de Waddenzee te beoordelen en daarmee op de voedselsituatie van de eenden. Behalve de omvang van het bestand is ook de grootte en de kwaliteit van de mosselen belangrijk voor de eenden. In dit lange-termijnperspectief spelen de volgende factoren mee:

1. (Zaad)mosselen worden binnen de Waddenzee verplaatst van locaties waar ze slecht groeien (en overleven) naar locaties waar ze goed groeien (en overleven).
2. Zaad- en halfwassmosselen worden verplaatst naar percelen in de Oosterschelde.
3. Consumptiemosselen worden afgevoerd naar de veiling.

Het eerste effect is gunstig voor de omvang van het mosselbestand in de Waddenzee, terwijl het tweede en het derde effect ongunstig zijn. De beste schatting van het netto effect is dat gemiddeld in de periode 1992-2001 het sublitorale mosselbestand in de Waddenzee met 15% werd verhoogd (Bult *et al.* 2004). Deze schatting is met de nodige onzekerheden omgeven en betreft een gemiddelde waarde. Direct na een goede broedval zal het eerste (positieve) effect overheersen. Naarmate het langer geleden is dat een goede broedval heeft plaatsgevonden zullen naar verwachting het tweede en derde (negatieve) effect overheersen. Er is dan sprake van een afnemend bestand, dat in toenemende mate op de percelen ligt en naar Zeeland wordt verplaatst. Dit is een mogelijke verklaring voor het door Bult *et al.* (2004) gerapporteerde gegeven dat de aanvoer van consumptiemosselen vanuit de Waddenzee relatief laag is in vergelijking tot de aanvoer vanuit Zeeland in jaren dat de totale aanvoer laag is en er dus sprake is van mosselschaarste. Om deze reden wordt in het eindrapport EVA II geconcludeerd dat niet kan worden uitgesloten dat juist in jaren van schaarste de mosselzaadvisserij en mosselkweek een verlagend effect hebben op het sublitorale mosselbestand (Ens *et al.* 2004). Harde gegevens die een eenduidige conclusie toelaten ontbreken echter, omdat er geen gegevens zijn over transporten tussen percelen in de Waddenzee en van percelen in de Waddenzee naar percelen in de Oosterschelde. In het kader van PRODUS zal veel energie worden gestoken in het ontwikkelen van een methodiek om de verplaatsingen van mosselen te registreren en zo tot een inschatting te komen van het jaarlijkse effect van mosselvisserij en mosselkweek op het sublitorale bestand in de Waddenzee.

3.3.3 Effecten op zaadval

In het bovenstaande wordt geen rekening gehouden met de door Ens (2003) opgeworpen hypothese dat intensieve mosselvisserij tot een verminderde zaadval leidt, en dat dit heeft bijgedragen aan de sinds de 80er jaren teruglopende mosselproductie. Een dergelijke gedachtengang is terug te voeren op

waarnemingen dat enigszins geschikt substraat (mosselen, maar ook stenen, touw, macroalgen, poliepen, kokers van schelpkokerwormen) vaak mosselzaad bevat, ook wanneer de totale mosselzaadval niet bijzonder groot is. Zo is het belang van wat mosselvisserij “ankertjes” noemen (verspreid liggende plukken mosselen) als substraat voor mosselzaad tijdens het EVA-II onderzoek meermalen benadrukt.

Dare *et al.* (2004) concluderen dat in de Wash in Engeland mosselbanken daar zijn verdwenen door overbevising en dat het ontbreken van mosselbanken leidt tot een verminderde zaadval, niet omdat er te weinig larvenproducerende ouderdieren zijn, maar omdat er een tekort is aan substraat (bestaande uit oude mosselbanken) voor de larven om zich te vestigen. Dit betreft droogvallende mosselbanken, maar gegevens van het NIOZ suggereren dat nieuwe zaadval in het sublitoraal ook vaak plaatsvindt op en rond restanten van wilde banken (hoofdstuk 5) lijken die conclusie te ondersteunen. Het gevonden verband betreft een correlatie die simpelweg het gevolg kan zijn van ruimtelijke variatie in geschiktheid van het substraat voor mosselen. In geschikte gebieden is dan de kans groot op zaadval en op oude mosselen. Alleen een experimentele benadering kan dit probleem uitsluiten. Ens & Alting (1996) constateerden een verhoogde mosselzaadval op en vooral ook vlak naast een experimenteel aangelegde mosselbank. Het probleem met deze studie is dat het een éénmalig experiment betrof.

De conclusie van Dare *et al.* (2004) dat mosselzaadvisserij een negatief effect kan hebben op de mosselzaadval in latere jaren wordt bestreden door Van Stralen & Sas (2006). Zij concluderen in hun beschouwing ten behoeve van de mosselzaadvisserij 2006 dat a) de analyses en conclusies van Dare *et al.* niet juist bleken, en b) dat er geen effect van mosselbestanden op de omvang van de mosselzaadval was aan te tonen. Het voert te ver om beide analyses uitgebreid te beschrijven, maar er zijn enkele opmerkingen te maken die in onderstaande tekstbox zijn weergegeven. De belangrijkste conclusie blijft op dit moment dat onderzoek naar het verband tussen mosselaanwezigheid en condities voor mosselzaadval onderwerp van onderzoek dient te zijn. Uit de vergelijking van experimenteel gekozen beviste en onbeviste gebieden moet in de loop der jaren voldoende materiaal beschikbaar komen om een dergelijke vergelijking te kunnen maken (hoofdstuk 9).

Thema's die onderzoek en/of nadere discussie behoeven, naar aanleiding van Dare *et al.* (2004) en van Stralen & Sas (2006):

- 1 Dare *et al.* (2004) hebben de meetdata (mosselbestand en mosselzaadval) geïndexeerd (ingedeeld in laag ... hoog): wat betekent deze indexering van meetgegevens voor de conclusies?
- 2 Dare *et al.* (2004) hebben te maken met verschillende meetmethoden. Wat betekent de verandering
- 3 heeft Dare *et al.* (2004) met het voorkomen van mosselbanken, de wintertemperatuur, een maat voor de weersomstandigheden ten tijde van de zaadval, en een maat voor de weersomstandigheden in de maanden voorafgaand aan de zaadval, wel alle relevante variabelen in zijn analyse meegenomen?
- 4 wat betekent opsplitsing van datareeksen (Van Stralen en Sas, 2006) voor de conclusies
- 5 wat is de beste statistische analysemethode
- 6 hoe moet je omgaan met jaren met omvangrijke zaadval en met 'gewone' of minder jaren?
- 7 wat is een goede lengte van tijdseries?

3.4 Conclusies en vragen

Zonder kennis over de verschillende mortaliteitsfactoren van mosselen en de mogelijkheid dat die elkaar compenseren is het niet goed mogelijk om een inschatting te maken over het effect van mosselzaadvisserij en mosselkweek op het mosselbestand in de westelijke Waddenzee. Onderzoek naar de verschillende mortaliteitsfactoren zal plaatsvinden in het kader van PRODUS deelproject 1.

Over de effecten van mosselzaadvisserij op de natuurwaarden van sublitorale mosselbanken is nog erg weinig bekend. Meer informatie over het voorkomen en de ontwikkeling van sublitorale mosselpopulaties is noodzakelijk om deze effecten beter in te kunnen schatten.

Om tot een goede inschatting te komen van het effect van mosselzaadvisserij en mosselkweek op de natuurwaarden in het sublitoraal is het nodig om tot een inschatting te komen van de biodiversiteit op wilde banken en op mosselpercelen voor de situatie met en zonder visserij.

Of er een negatief effect is van de totale mosselzaadvisserij (voor- en najaar) op mosselzaadval zal in het kader van PRODUS via een experimentele benadering van open en gesloten gebieden moeten worden onderzocht.

Onderzocht moet worden in hoeverre mosselzaadval positief/negatief beïnvloed wordt door de aanwezigheid van mosselen/mosselbanken.

4. Ruimtelijke variatie in zaadval en stabiliteit van het sublitorale mosselbestand in de westelijke Waddenzee en het aanbod van ander natuurlijk substraat voor daaraan geassocieerde soorten

4.1 Inleiding

Het mosselbestand in de Waddenzee kenmerkt zich door een sterke dynamiek, waarbij mosselbanken soms lange tijd afwezig kunnen zijn. Dit stelt specifieke eisen aan de keuze van onderzoekslocaties, waarbij het onderzoek zo dient te worden ingericht dat enerzijds ook werkelijk onderzoek gedaan kan worden in aanwezigheid van mosselen en anderzijds de uitkomsten representatief zijn voor het gehele spectrum aan sublitorale voorkomens in de Waddenzee. Hoe daaraan invulling is gegeven bij de opzet van het onderzoek en keuze van onderzoekslocaties wordt besproken in hoofdstuk 9. De daarbij gebruikte informatie over mosselbanken en hun frequentie van voorkomen wordt behandeld in dit hoofdstuk. Dit hoofdstuk is toeleverend aan hoofdstuk 9 waarin de proefopzet en locatiekeuze wordt besproken. Een verdere bespreking van de resultaten op zich valt buiten de scope van dit onderzoeksplan en is daarom niet opgenomen. Wel is een korte verkenning gemaakt van de aanwezigheid van andere vormen van hard substraat in de westelijke Waddenzee.

4.2 Langjarige ontwikkeling van het mosselbestand

Fluctuaties in wilde mosselbestanden worden bepaald door de zaadval en de kans dat mosselbanken, wanneer eenmaal ontstaan, ook overleven. Daarnaast is de visserij uiteraard van belang. De zaadval varieert sterk, zowel in de tijd als in de ruimte. Gemiddeld vindt één maal in de twee jaar een goede zaadval plaats (van Stralen 2001; Ens *et al.* 2004), waarbij vaak op dezelfde plaatsen zich nieuw mosselzaad vestigt. Voor sommige gebieden blijkt deze vestiging minder frequent. Zo heeft in het stroomgebied van De Vliestroom sinds 1993 maar tweemaal een zaadval van betekenis plaatsgevonden en is binnen het stroomgebied van het Marsdiep de zaadval op het Molenrak en langs de Afsluitdijk meer frequent dan bijvoorbeeld op Texelstroom en de Breesem (bron: onderlinge vergelijking jaarlijkse surveys). Eenmaal ontstaan, blijkt de overleving van mosselbanken sterk te verschillen. Ook dit blijkt sterk locatie-afhankelijk en in sterke mate gerelateerd aan het risico dat mosselen tijdens winterstormen wegspoelen dan wel ten prooi vallen aan zeesterren of andere predatoren. Ten derde kunnen aanzienlijke hoeveelheden mosselen worden onttrokken door de visserij, welke echter niet zo zeer leidt tot het geheel verdwijnen van bestanden als wel tot een vaak sterke verlaging van de dichtheden. Informatie over de overlevingskansen van mosselbanken in relatie tot het wegspoelrisico en zeesterren is inmiddels bijeengebracht in de zogenaamde stabiliteitskaart (Van Stralen, in (Alterra 2005)).

4.3 Frequentiekaarten

In aanvulling op de stabiliteitskaart zijn ten behoeve van voorliggend onderzoeksplan kaarten gemaakt waarop is aangegeven waar en in welke frequentie in het verleden in het sublitoraal mosselen zijn aangetroffen. Daarbij is gebruikgemaakt van gegevens zoals die jaarlijks tijdens de bestandsopnamen van mosselen door IMARES en MarinX zijn verzameld.

Bij deze bestandsopnamen worden op een van tevoren vastgesteld gestratificeerd grid kwantitatieve bemonsteringen uitgevoerd die leiden tot schattingen ter plekke van de dichtheden mosselzaad, halfwas- en meerjarige mosselen. De stratificatie is gebaseerd op voorkennis over het voorkomen van mosselen. Voor een inhoudelijke beschrijving van dit onderzoek wordt verder verwezen naar de toelichting in betreffende jaarlijkse bestandsrapportages (Zie o.a. van Stralen *et al.* (2006)).

De analyse van deze gegevens in voorliggend rapport bestaat hieruit dat van alle stations die op enig moment tijdens deze surveys zijn bemonsterd is bepaald:

1. Het aantal keer dat deze zijn bemonsterd
2. Het aantal keer dat op betreffende locatie mosselen zijn aangetroffen
3. Het aantal keer dat op betreffende locatie mosselen in bevisbare dichtheden zijn aangetroffen

4. Idem voor alleen mosselzaad in bevisbare dichtheden
5. Idem voor alleen meerjarige mosselen in bevisbare dichtheden
6. Het aantal keer dat is zaad is aangetroffen als percentage van het aantal keer dat mosselen zijn aangetroffen
7. Het aantal keer dat meerjarige mosselen zijn aangetroffen als percentage van het aantal keer dat er zaad is aangetroffen.

ad. 1 De surveys worden gestratificeerd opgezet, waarbij in gebieden waar mosselen worden verwacht de dichtheid monsterpunten hoog is. Daar waar door de jaren heen vaak mosselen verwacht werden zullen stations dus relatief vaak zijn bemonsterd. Deze trefkanskaart geeft daarmee een reflectie van de verwachtingen (lees uitkomsten van voorgaande najaarssurvey en signalen over mosselzaad van bijvoorbeeld garnalenvissers) over de kans ergens mosselen aan te treffen. Stations waar regelmatig zaad valt, maar in het voorjaar in het algemeen is verdwenen scoren op deze kaart toch hoog.

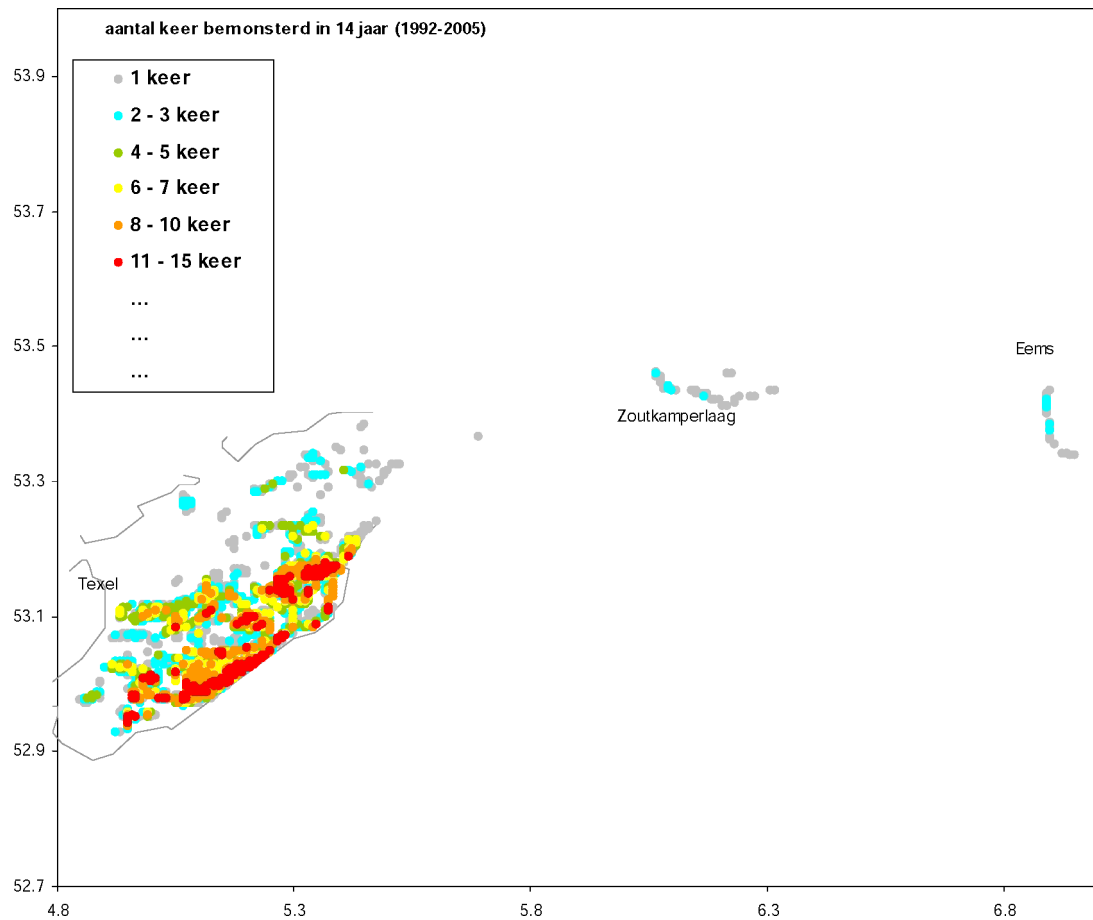
ad. 2 Deze kaart geeft een directe afspiegeling van het aantal keren dat sinds 1992 op betreffende locatie mosselen zijn aangetroffen. Er is bewust voor gekozen om deze score niet uit te drukken als frequentie van het aantal bemonsteringen, met als reden dat ook één enkel hit dan scoort als 100%, terwijl het gegeven dat er verder nooit gemonsterd is betekent dat er in de andere jaren ook geen mosselen werden verwacht.

ad. 3 Als kaart 2 maar dan voor mosselen in bevisbare dichtheden. Daarbij wordt voor de visserij op mosselzaad uitgegaan van een minimaal vereiste dichtheid van 100 gram m⁻² (als versgewicht). Voor meerjarige mosselen is dat 200 gram m⁻². Proefondervindelijk is vast komen te staan dat vangstverwachtingen die met gebruik van deze percentages kunnen worden berekend uit de bestandsopnamen een goede voorspelling geven met de vangsten zoals die tijdens de daaropvolgende mosselzaadvisserij ook daadwerkelijk konden worden behaald. Lokaal blijken de grenzen wel vaak wat anders te liggen, hetgeen met name afhangt van de mate waarin de mosselen getrost zijn. Mosselen die meer getrost zijn laten zich daarbij beter vangen. Omdat mosselzaad en meerjarige mosselen vaak gemengd voorkomen is in deze rapportage uitgegaan van een gemiddelde visbare dichtheid van 150 gram m⁻².

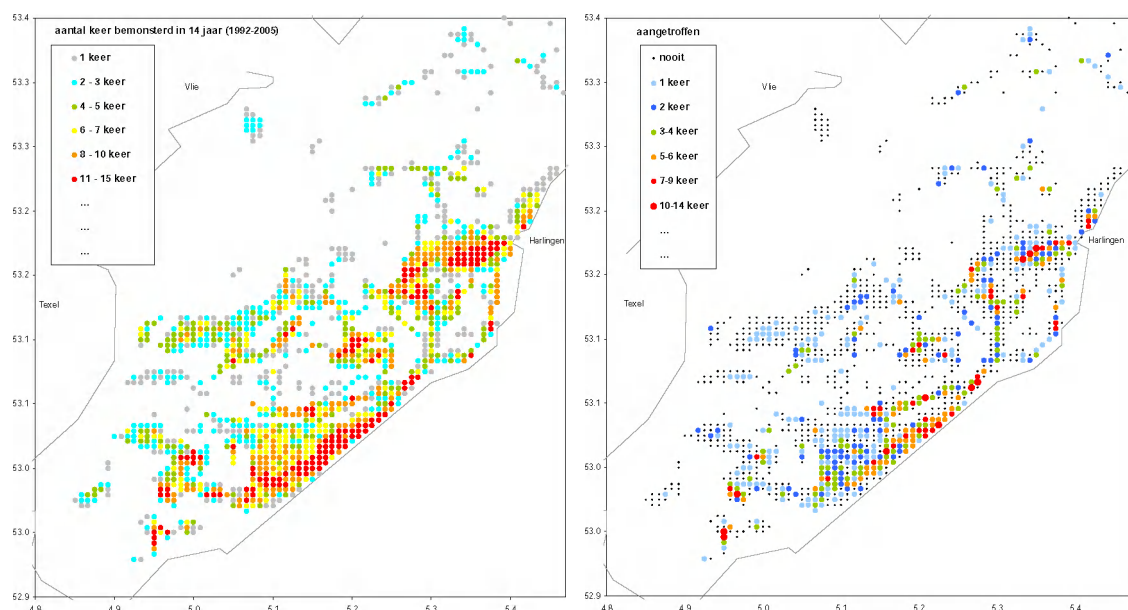
ad. 4 en 5. Als ad.3, maar dan voor alleen het aangetroffen mosselzaad c.q. meerjarige mosselen, met in beide gevallen een kritische grens voor de visbaarheid van 150 gram/m².

ad. 6 en 7. De verhouding in frequentie dat zaad en meerjarige mosselen zijn een indicatie voor het tempo waarmee mosselbanken weer verdwijnen en worden vervangen (turn over).

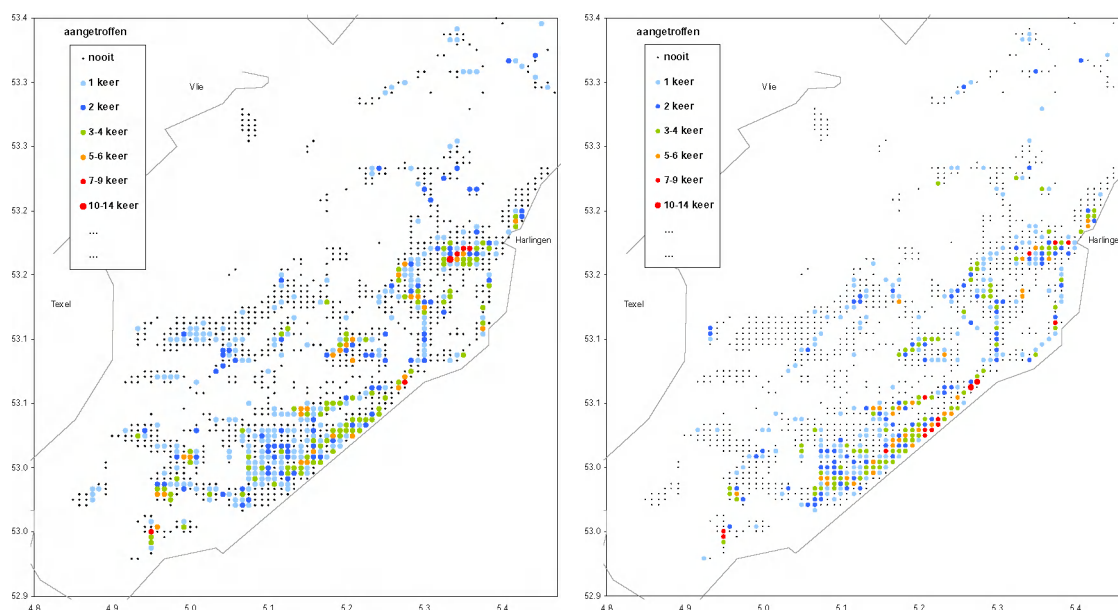
In Figuur 16 t/m Figuur 19 is deze informatie in kaart gezet.



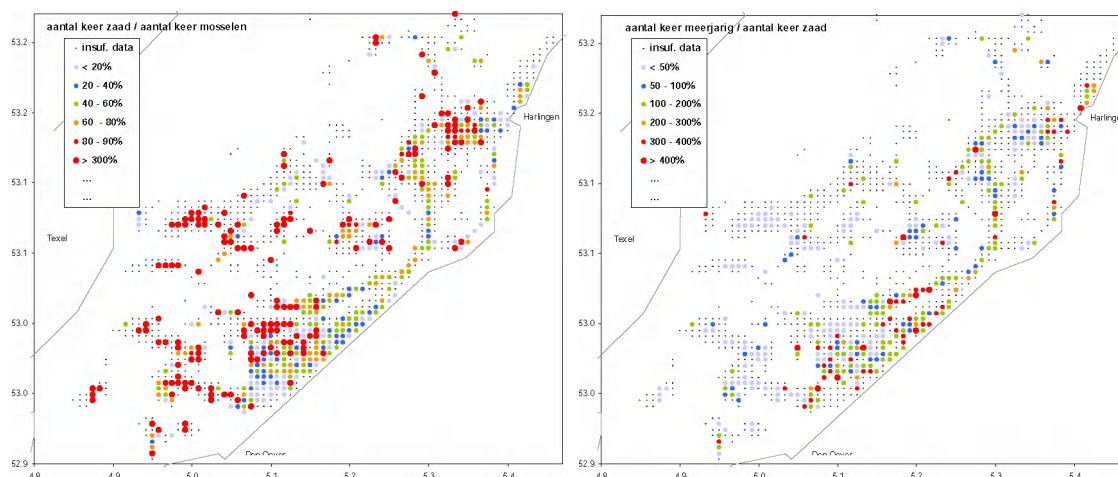
Figuur 16: Overzicht van het aantal keren dat verschillende locaties in het sublitoraal van de gehele Nederlandse Waddenzee zijn bemonsterd.



Figuur 17: voor het westelijke deel van de Nederlandse Waddenzee, (a) ligging van de survey stations en de monsterfrequentie, (b) het aantal keren dat mosselen in bevisbare dichtheden (>150 g/m²) zijn aangetroffen.



Figuur 18: Aantal keren dat (a) zaad en (b) meerjarige mosselen in visbare dichtheden (>150 g/m²) zijn aangetroffen.



Figuur 19: Turn-over van mosselbanken in gebieden waar minimaal één keer mosselen zijn aangetroffen: (a) aantal keren dat er zaad is aangetroffen als percentage van het aantal keren dat er mosselen zijn aangetroffen, (b) aantal keren dat er meerjarige mosselen zijn aangetroffen als percentage van het aantal keren dat er mosselzaad is aangetroffen.

4.4 Arealen waar mosselen kunnen worden aangetroffen

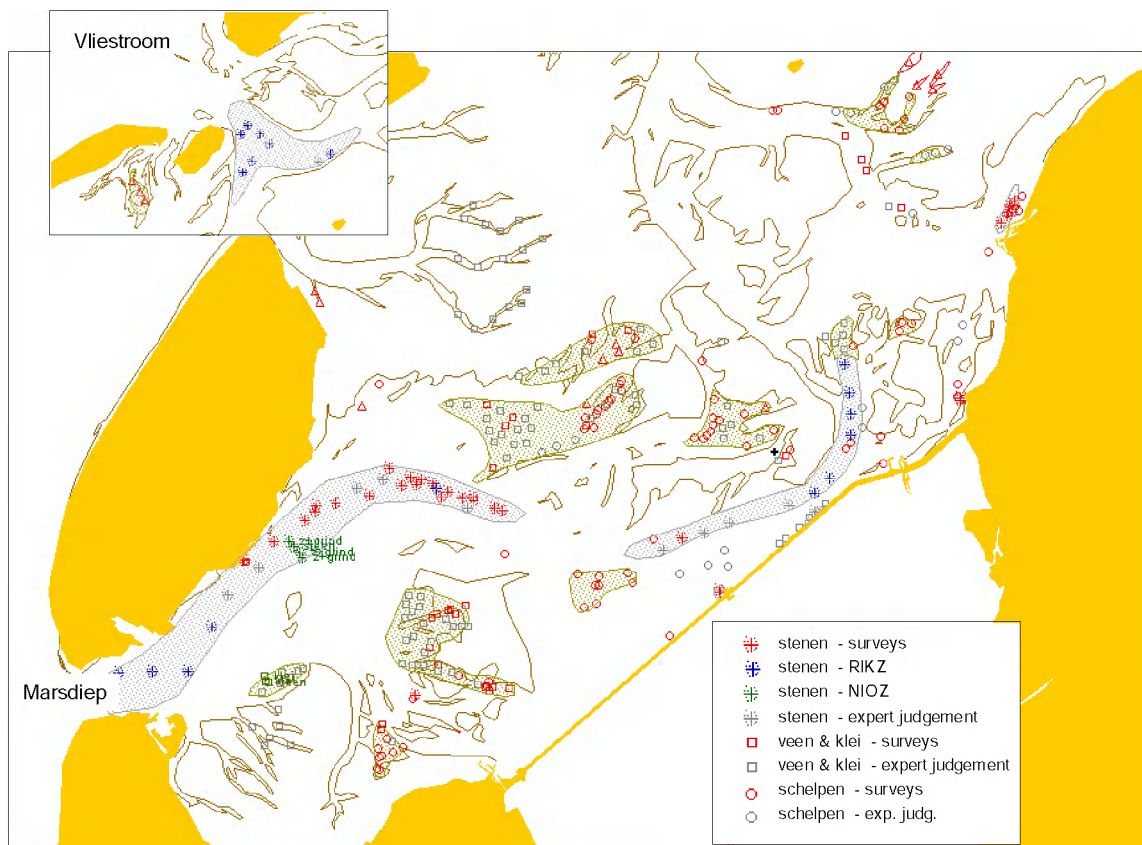
De bestandsopnamen van mosselen zoals die sinds 1993 in het sublitoraal van de Waddenzee zijn uitgevoerd, beslaan een totaal oppervlak van 38.000 hectare (Tabel 5). Op vrijwel alle stations binnen dit gebied zijn tijdens voorjaarssurveys mosselen één of meerdere keren aangetroffen (Figuur 17). Waar dat niet het geval is was in het najaar mosselzaad aanwezig dat in het voorjaar verdwenen bleken te zijn. Voor de afzonderlijke jaren varieert het gebied met mosselen tussen 7000 en 18000 ha. Voor mosselen in visbare dichtheden (>150 g/m²) ligt dat tussen 950 en 6000 ha. Zie Tabel 5 voor een verder opsplitsing van deze oppervlakten voor onder meer zaad en meerjarige mosselen.

Tabel 5: Overzicht van arealen waar ooit mosselen zijn aangetroffen in al dan niet bevisbare dichtheden. Tevens zijn de arealen weergegeven voor de winter van 2005/2006, welke van belang kan zijn voor het bepalen van de locatiekeuze voor het geplande onderzoek.

Mosselen sublitoraal 1992-2006	Oppervlak (ha)			winter 2006
	gem. '92-'05	min	max	
Ooit onderzocht	38000			
Alle mosselen totaal	13000	7000	18000	1500-1800
visbaar (> 0.15 kg/m ²)	3000	950	6000	
> 0.5 kg/m ²	1400	350	4000	
Zaad totaal	10500	2500	17000	70-350
visbaar (> 0.1 kg/m ²)	1800	40	4000	
> 0.5 kg/m ²	700	10	1900	
Meerjarig totaal	8300	150	15000	1400
visbaar (> 0.2 kg/m ²)	1400	0	4500	
> 0.5 kg/m ²	600	0	2500	

4.5 Overige natuurlijk hard substraat

Naast mosselen is ook ander hard substraat mogelijk van belang bij de ontwikkelingskansen van aan een harde ondergrond geassocieerde soorten. Te denken valt daarbij aan oesters, schelpenbanken, veen en kleibanken en stenen en grind zoals die plaatselijk in de diepere getijdengeulen aanwezig zijn. Informatie over de bodemsamenstelling van de Waddenzee blijkt beperkt en is nog het meest uitgebreid beschikbaar in de sedimentatlas zoals die is opgesteld door RIKZ. Een ander bron van informatie vormen de jaarlijkse schelpdiersurveys, tijdens welke op kaart soms ook aantekeningen worden gemaakt over de bodemsamenstelling. Dit gebeurt uit interesse, maar ook in verband met het risico op beschadiging van monstertuigen. Ook uit veldwerk van het NIOZ is dergelijke informatie beschikbaar (Rob Dekker, pers. comm.). Genoemde informatie is in Figuur 20 samengebracht. Dit zal nader worden onderzocht in het kader van de gebiedsdekkende survey die voor 2008 is gepland.



Figuur 20: Ligging van gebieden met hardsubstraat in de westelijke Waddenzee zoals afgeleid uit de sedimentkaart van RIKZ en veldwaarnemingen IMARES/MarinX (jaarlijkse schelpdiersurveys) en door het NIOZ (pers. comm. Rob Dekker). Het gebied met een stenig substraat is in de figuur globaal ingetekend als grijze arcering. Het gebied met andersoortig hard substraat (vaste klei, veen, schelpen) is bruin gearceerd weergegeven.

De rol die de Japanse Oester, die recentelijk in de Waddenzee massaal is gaan voorkomen, gaat spelen, of kan gaan spelen, is op voorhand onduidelijk. Als harde ondergrond kunnen oestervoorkomens een goed substraat vormen voor nieuwe vestigingsplek van mosselzaad, maar daar staat tegenover dat de Japanse Oester als filterder de mogelijkheid heeft mossellarven uit het water te filtreren; omgekeerd bestaat die mogelijk niet of nauwelijks (zie oa Nehls & Büttger, 2007)

4.6 Conclusies

De zaadval varieert sterk, zowel in de tijd als in de ruimte. Gemiddeld vindt éénmaal in de twee jaar een goede zaadval plaats (van Stralen 2001; Ens *et al.* 2004), waarbij vaak op dezelfde plaatsen zich nieuw mosselzaad vestigt. Eenmaal ontstaan, blijkt de overleving van mosselbanken sterk te verschillen. De bestandsopnamen van mosselen zoals die sinds 1993 in het sublitoraal van de Waddenzee zijn uitgevoerd, beslaan een totaal oppervlak van 38.000 hectare.

Voor de afzonderlijke jaren varieert het gebied met mosselen tussen 7000 en 18000 ha. Naast mosselen is ook ander hard substraat mogelijk van belang bij de ontwikkelingskansen van aan een harde ondergrond geassocieerde soorten. Te denken valt daarbij aan oesters, schelpenbanken, veen en kleibanken en stenen en grind zoals die plaatselijk in de diepere getijdengeulen aanwezig zijn. Op basis van verschillende bronnen is een begin gemaakt van een kaart van het voorkomen van hard substraat.

5. Macrozoöbenthos in de sublitorale delen van de westelijke Waddenzee. Geven de huidige datasets een adequaat beeld?

5.1 Inleiding

Voor het onderzoek naar de mogelijke vorming van sublitorale mosselbanken, de invloed van de huidige praktijk van de mosselzaadvisserij op dit proces, en de potentiële natuurwaarden van zulke mosselbanken, is het van belang inzicht te hebben in de samenstelling en variabiliteit, zowel in ruimte als tijd, van het macrozoöbenthos in de sublitorale delen van de Waddenzee. In de afgelopen decennia zijn veel gegevens over het macrozoöbenthos in de Waddenzee verzameld. Het overgrote deel daarvan heeft betrekking op het benthos op de droogvallende delen. Datasets die betrekking hebben op het sublitorale macrozoöbenthos zijn relatief schaars, en hebben deels betrekking op slechts een deel van het macrozoöbenthos, zoals de RIVO-surveys van schelpdierbestanden. Over het totale sublitorale macrozoöbenthos in de Waddenzee zijn maar weinig kwantitatieve data voorhanden. Twee datasets hebben betrekking op het gehele macrozoöbenthos in het sublitoraal.

De temporele variatie van het sublitorale macrozoöbenthos wordt sinds 1989 gevolgd op een drietal raaien in de westelijke Waddenzee (Dekker & Waasdorp 2005). De ruimtelijke spreiding van deze reeks is beperkt: de drie raaien liggen in een relatief rijk en beschermt deel van de sublitorale Waddenzee. In de periode 1981-1982 is in de sublitorale delen van de westelijke Waddenzee onderzoek gedaan naar de bodemsamenstelling en het daar levende macrozoöbenthos. Dit op initiatief van de toenmalige Rijksdienst voor IJsselmeerpolders (RIJP), en in samenwerking met NIOZ en RWS uitgevoerde onderzoek had als hoofddoelstelling een inventarisatie te maken van bodemsamenstelling en bodemfauna in de ondiepe delen van het sublitoraal (laagwaterlijn tot NAP-5 m) in het gebied tussen het Marsdiep en de vaarroute van Harlingen naar Vlieland (Ente 1987). Door het NIOZ is dit gebied uitgebreid naar diepere delen van het sublitoraal, en in ruimtelijke zin oostelijk tot het Terschellinger wantij. Ten opzichte van het primaire doelgebied zijn deze laatste uitbreidingen wel wat ondervertegenwoordigd in het bemonsteringsprogramma gebleven. De sublitorale bodemfauna, vooral in de ondiepere delen (ondieper dan -5 m onder NAP) bleek qua rijkdom in termen van biomassa vergelijkbaar met de litorale bodemfauna (Dekker 1987; Dekker 1989; Beukema 1976).

5.2 Beschrijving van de databestanden

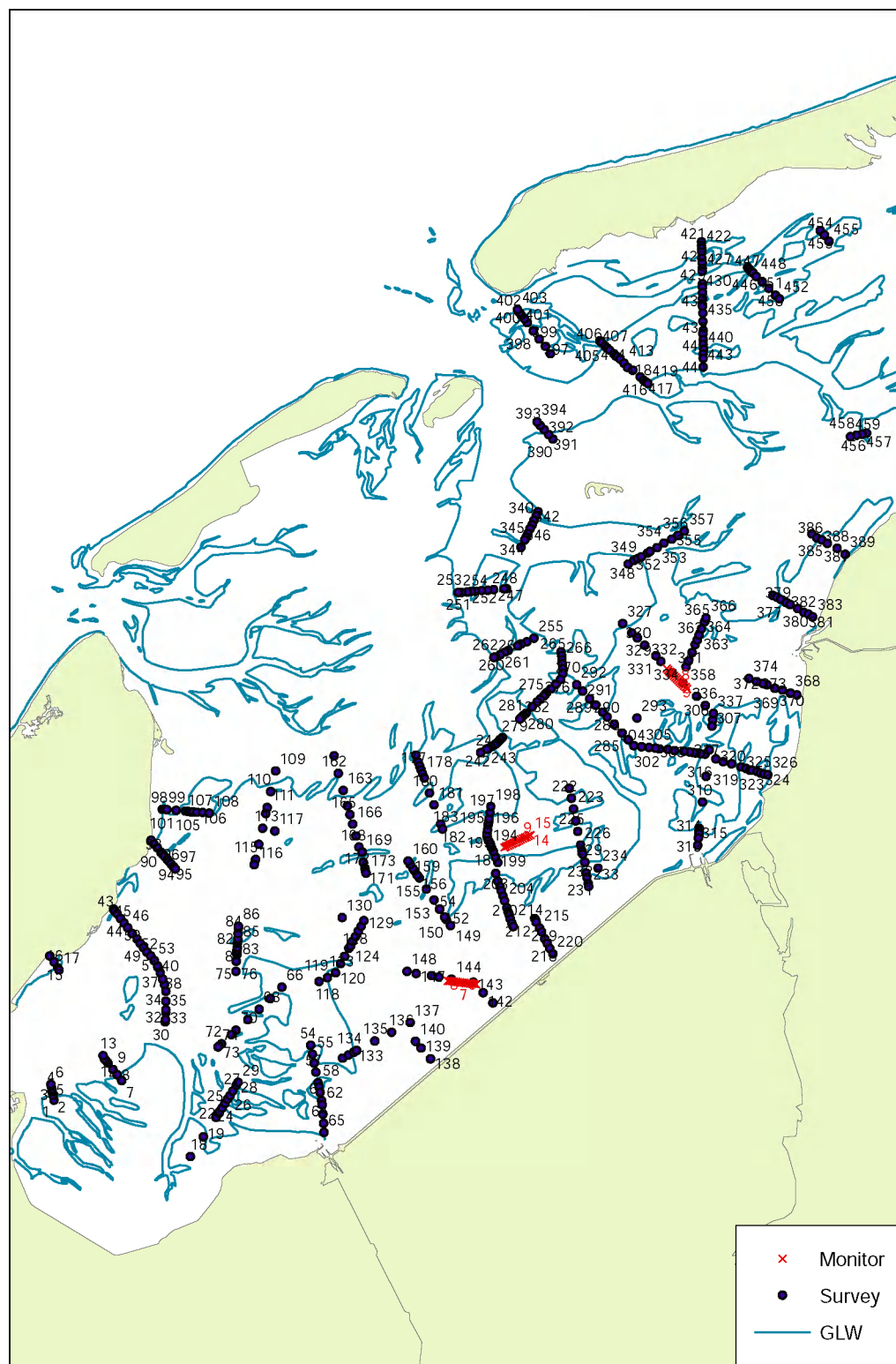
De survey van het macrozoöbenthos in het sublitoraal van de westelijke Waddenzee bestaat uit een serie monsterpunten, bemonsterd in de periode september 1981 – juli 1982. Het aantal monsterpunten is 459, voor het overgrote deel uitgelegd in raaien (Figuur 11). Het merendeel van de monsterpunten ligt in de diepterange LW-lijn tot NAP -5 m, overeenkomstig de oorspronkelijke vraagstelling van het kader waarin de survey werd uitgevoerd. Van alle bemonsterde stations lagen 56 (12.2 %) dieper dan -5 m NAP. Het grootste deel van de bemonsteringen (> 60% van de stations) werd uitgevoerd in de periode september-december 1981.

Wegens technische beperkingen van het onderzoeksschip werd afgezien van een bemonstering m.b.v. de Reineck box-corer. In plaats daarvan werd gebruik gemaakt van een gemodificeerde versie van de Van Arkel-flushing sampler (Dekker 1982; Dekker 1989). Daar dit monsterapparaat geen sediment bemonstert, maar direct het uitgezeefde monster bovenbrengt, werd naast de flushing sampler een Van Veen-happer gebruikt. Ook uit dit apparaat werd het macrozoöbenthos verzameld en bewaard. De flushing sampler, gebouwd door de RIJP, was ontworpen voor een werkdiepte tot ± 5 m diepte, waardoor het macrozoöbenthos op diepere stations uitsluitend met de Van Veen-happer kon worden bemonsterd. Voor een gedetailleerde beschrijving van de flushing sampler en zijn beperkingen; zie Dekker (1982; 1989).

De monsters van beide monsterapparaten werden met een 1 mm zeef uitgezeefd, en vervolgens bewaard. In het laboratorium werden de monsters volgens door NIOZ en RWS gehanteerde standaardprocedures verwerkt (Beukema 1982; Dekker 1982; Essink 1989).

Het lopende programma Biologisch Monitoring Macrobenthos Waddenzee en Eems-Dollard van RWS-RIKZ omvat o.a. drie raaien in het sublitoraal van de westelijke Waddenzee. Deze drie raaien (Figuur 21),

bestaand uit ieder 15 stations, worden twee maal per jaar bemonsterd, in de winter (februari-maart) en in de zomer (augustus-september). De bemonstering van deze raaien is in de zomer van 1989 begonnen, en wordt vanaf het begin door het NIOZ uitgevoerd. Vanaf 1990 worden deze raaien standaard met een Reineck box-corer bemonsterd volgens standaard procedures (Essink 1989; Dekker & Waasdorp 2005).



Figuur 21: Kaart van de westelijke Waddenzee met de stations van de survey 1981/1982 (ronde symbolen) en 45 stations op de drie monitoring raaien (1990 – heden) (kruisjes).

5.3 Beschrijving van de analyses

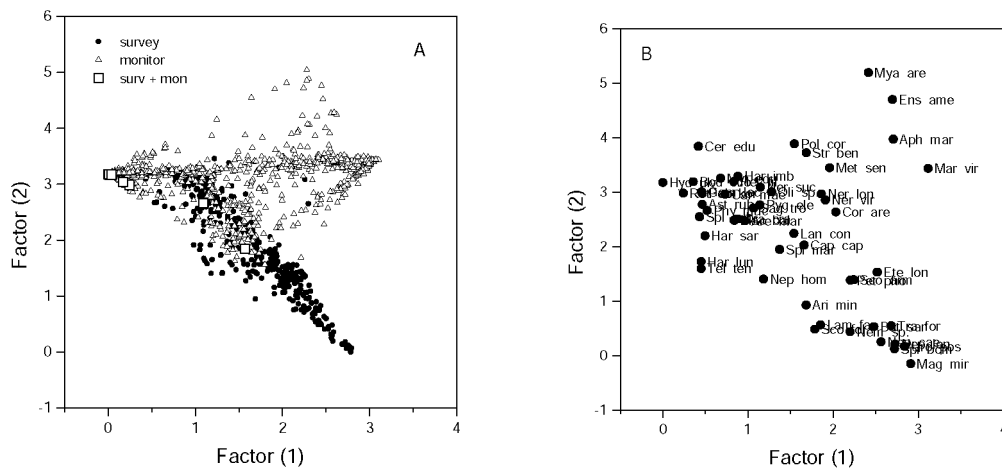
De datasets zijn met elkaar vergeleken met behulp van het programma CANOCO, een acroniem voor CANOnical Community Ordination (Ter Braak & Šmilauer 2002). Canonieke ordinatie is een klasse van technieken die op basis van unimodale modellen de soortsaanpak van levensgemeenschappen relateert aan omgevingsparameters. Ook kan met dit programma de soortsaanpak van levensgemeenschappen van verschillende monsterpunten of gebieden met elkaar vergeleken worden. De soortsaanpak op de verschillende stations van de survey 1981/1982 (459 monsterpunten), uitgedrukt in dichtheden per m², en van de dichtheden op alle monitoringstations in de periode 1990-2005 (45 stations, 2 bemonsteringen per jaar gedurende 16 jaar = 1440 bemonsteringen), zijn m.b.v. de DCA techniek (Detrended Correspondence Analysis) uit het CANOCO programma met elkaar vergeleken. Daarnaast is ook de soortsaanpak, als biomassawaarden in g.m² asvrij drooggewicht (AFDW) van de survey-stations (459 punten) en de monitoringraaien (biomassa bepaald per raai, 3 raaien, 2 seizoenen, 16 jaar = 96 bemonsteringen) met elkaar vergeleken m.b.v. DCA.

Voor de analyses is een aantal zeldzame soorten buiten beschouwing gelaten. Dit om te voorkomen dat deze het resultaat van de analyses relatief zwaar beïnvloeden. Als criterium is gekozen een voorkomen van meer dan 1% in alle stations die zijn gebruikt voor de analyse van de numerieke dichtheden, d.w.z. in meer dan 18 stations. Verder zijn monsterpunten in de survey, die gelegen waren binnen mosselpercelen, ook uitgesloten. De samenstelling van het macrozoöbenthos in deze percelen is inherent aan het gebruik beïnvloed door menselijke activiteit. Daarom is voor een beschrijving van de natuurlijke variabiliteit van het macrozoöbenthos in het sublitoraal gekozen om deze stations uit te sluiten. Tot slot zijn twee stations uitgesloten die in een dichte bank van Amerikaanse boormosselen (*Petricola pholadiformis*) gelegen waren. Bij een eerste analyse bleek, dat de samenstelling van de fauna op deze stations zo afwijkend was van die van alle overige stations, dat informatie over de variabiliteit tussen de overige stations verloren ging.

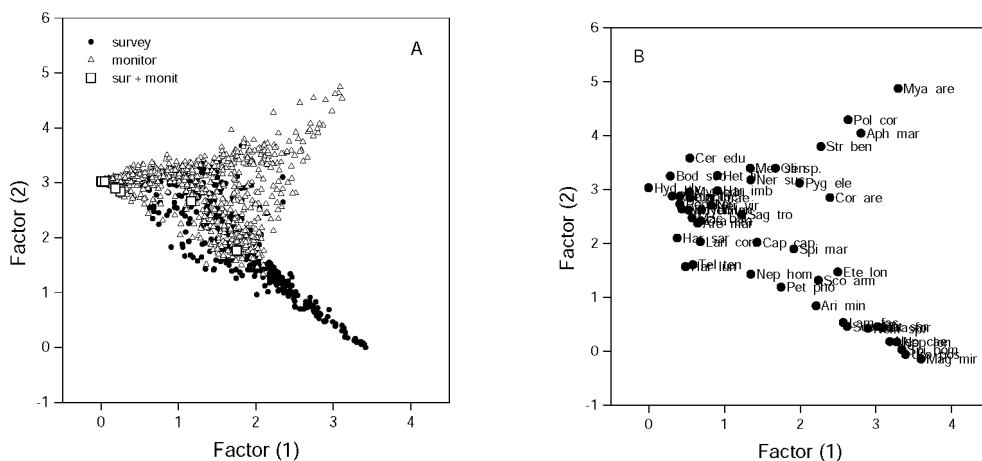
5.4 Resultaten

5.4.1 Dichtheden macrozoöbenthos

Zowel op de stations van de survey 81/82 als op de stations van de monitoring 1990-heden zijn per station de numerieke dichtheden van alle macrozoöbenthos-soorten bepaald. De ongecorrigeerde dichtheden (aantal m²), geplot in een CANOCO-DCA-grafiek, laten zien dat de weergegeven punten van de survey en het monitoring programma elkaar deels wel, maar voor een belangrijk deel ook niet overlappen (Figuur 22). Dit wil zeggen, dat de samenstelling van het macrozoöbenthos in een deel van de monitoringbemonsteringen belangrijk afwijkt van de samenstelling van het macrozoöbenthos ten tijde van de survey 81/82. De punten rechtsonder in Figuur 22A die tot de survey behoren geven stations weer in zeewaartse gebieden van het sublitoraal, die niet binnen het huidige monitoringprogramma vallen. Het macrozoöbenthos wordt er gekenmerkt door soorten die specifiek zijn voor zandige en mobiele sedimenten, soorten, die deels ook kenmerkend zijn voor de Noordzeekust-fauna (b.v. de polychaeten *Magelona mirabilis* en *Spiophanes bombyx*) (Figuur 22B). De soorten rechtsboven in Figuur 22B zijn soorten die vooral in de monitoring stations in belangrijke mate te vinden zijn. De punten in dit gebied rechtsboven in Figuur 22A hebben betrekking op bemonsteringen met een samenstelling van soorten, en dus een levensgemeenschap, die wezenlijk anders is dan die tijdens een van de bemonsteringen tijdens de survey van 1981/1982. Dominante soorten in deze stations zijn de tweekleppigen *Mya arenaria* en *Ensis americanus* (of ook wel: *directus*), en de polychaet *Marenzelleria viridis*. De laatste twee soorten zijn immigranten vanuit Noordwest-Atlantische kustgebieden, en worden vanaf kort na 1980 in de Waddenzee aangetroffen. Uitsluiting van deze twee soorten uit de analyses op aantallen leveren geen wezenlijk ander beeld op van de verspreiding van de monsterpunten in de CANOCO-DCA-plot (Figuur 23).



Figuur 22: CANOCO-DCA plots gebaseerd op dichtheden van het macrozoöbenthos op de stations van de sublitorale survey 1981/1982 en op alle afzonderlijke stations van het sublitorale monitoring programma in de periode 1990-2005. A: waarden van de afzonderlijke stations/bemonsteringen uitgezet tegen de belangrijkste twee onderscheidende factoren. B: spreiding van de afzonderlijke macrozoöbenthossoorten tegen dezelfde factoren.



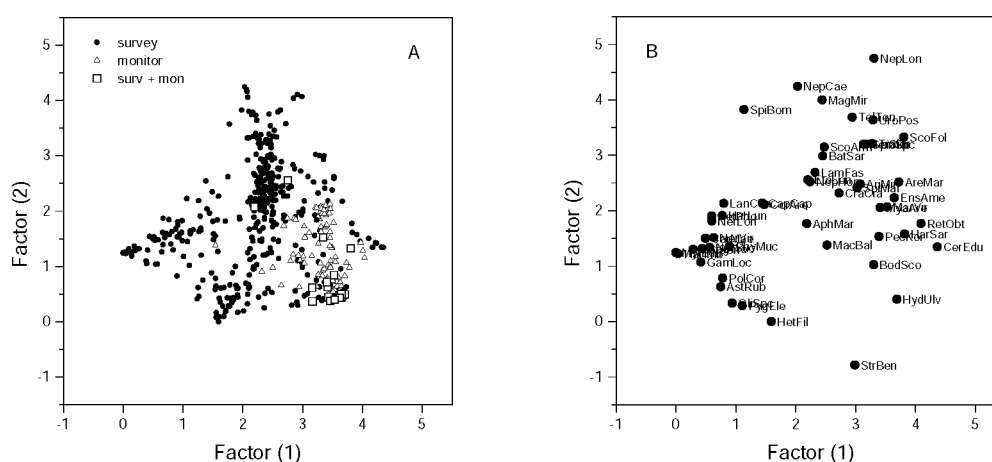
Figuur 23: CANOCO-DCA plots gebaseerd op dichtheden van het macrozoöbenthos op de stations van de sublitorale survey 1981/1982 en op alle afzonderlijke stations van het sublitorale monitoring programma in de periode 1990-2005, met uitsluiting van de recente immigranten *Ensis americanus* en *Marenzelleria viridis*. A: waarden van de afzonderlijke stations/bemonsteringen uitgezet tegen de belangrijkste twee onderscheidende factoren. B: spreiding van de afzonderlijke macrozoöbenthossoorten tegen dezelfde factoren

Dit houdt in, dat de veranderingen in het macrozoöbenthos ten tijde van de monitoringserie voor een belangrijk deel tot uiting komen in de autochtone soorten, en dat de immigranten in dat patroon nauwelijks extra bijdragen.

5.4.2 Biomassa macrozoöbenthos

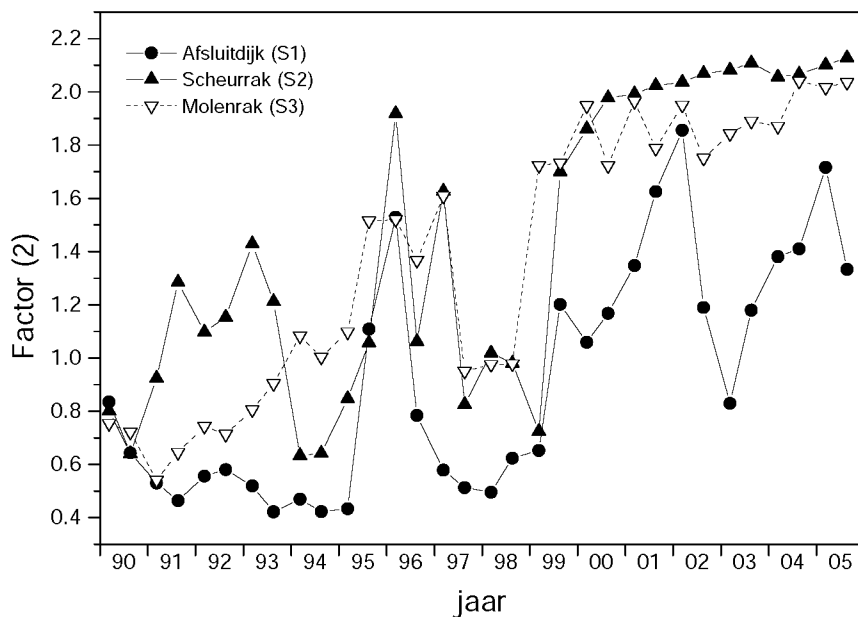
Bij een vergelijking tussen de biomassawaarden van de survey 81/82 en de monitoringreeks kan wat betreft de monitoringreeks gebruik worden gemaakt van de biomassawaarden per raai, en niet per station zoals in het geval van de dichtheden. De CANOCO-DCA grafiek (Figuur 24) laat zien, dat in het geval van een vergelijking van de biomassawaarden van het macrozoöbenthos tijdens survey en

monitoring, de monitoringdata wel binnen het totale gebied van de survey vallen. De punten, die betrekking hebben op de monitoring vertonen vooral variatie in factor 2 (Figuur 24A). De waarden voor de factor 2 van deze punten vertonen geen willekeurig patroon, maar laten een duidelijk temporeel verband zien (Figuur 25). Dit heeft deels te maken met de introductie en de sterke biomassatoenames van de geïntroduceerde soorten *Ensis americanus* en *Marenzelleria viridis*⁶. Weglating van deze twee soorten levert een CANOCO-DCA plot op als weergegeven in Figuur 26. Hierin is tussen de punten van de monitoring aanzienlijk minder spreiding te zien dan in de plot van Figuur 24. Niettemin vertonen de waarden van factor 2 van de monitoringpunten eveneens een parallel tijdverloop (Figuur 27). Op twee van de drie sublitorale raaien (S1 en S3, zie Figuur 21 en Dekker & Waasdorp (2005) voor posities van de raaien) is een tamelijk plotselinge verandering te zien in 1995, de andere raai (S2) laat een geleidelijker verandering zien. De veranderingen op alle drie de raaien gaan wel in een zelfde richting, wat duidt op een gemeenschappelijk achterliggend proces.

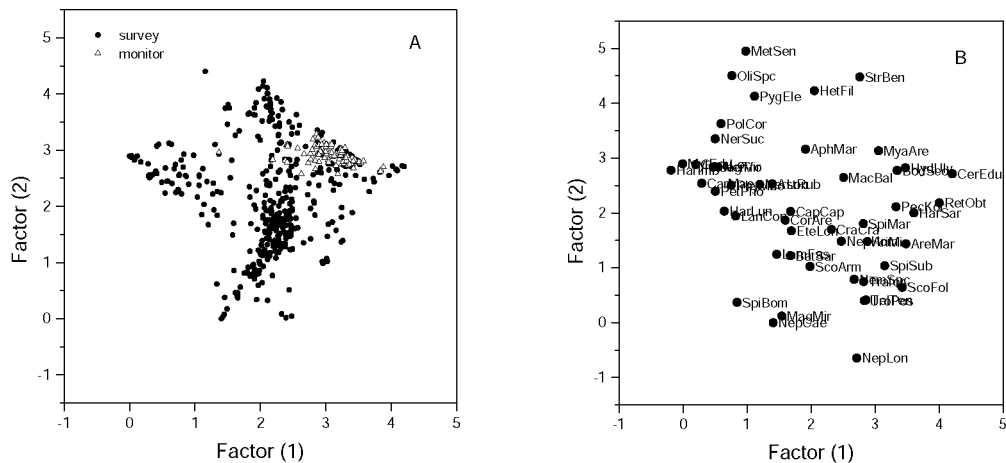


Figuur 24: CANOCO-DCA plots gebaseerd op biomassa's van het macrozoöbenthos op de stations van de sublitorale survey 1981/1982 en op de raaien van het sublitorale monitoring programma in de periode 1990-2005. A: waarden van de afzonderlijke stations/bemonsteringen uitgezet tegen de belangrijkste twee onderscheidende factoren. B: spreiding van de afzonderlijke macrozoöbenthossoorten tegen dezelfde factoren.

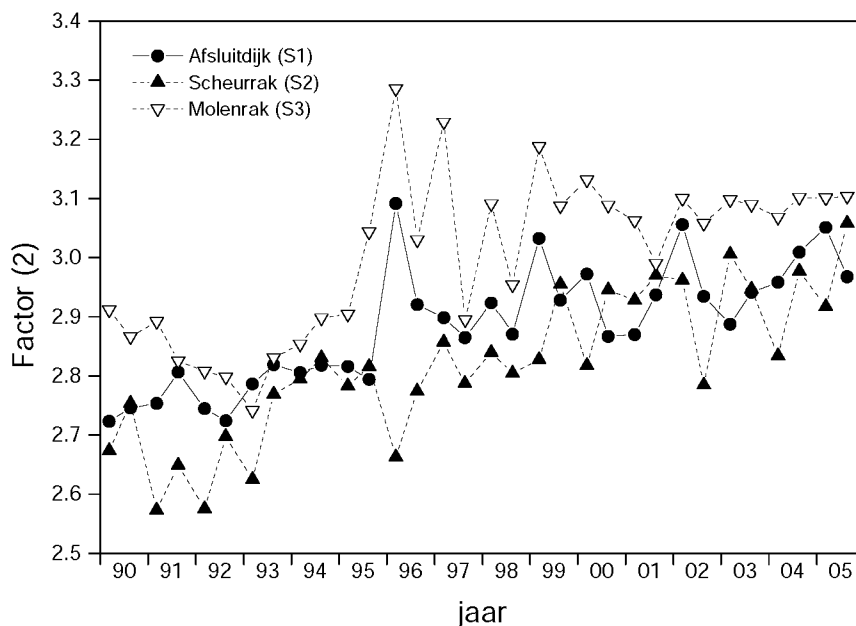
⁶ Een van de auditoren (WJ Wolff) merkt hier op: "Het valt in de Figuren 22 en 23 op dat het verschil voornamelijk wordt veroorzaakt door *Mya arenaria*, *Ensis americanus*, *Aphelocheata marioni*, *Polydora cornuta*, *Streblospio shrubsolii* en *Marenzelleria viridis*. Dat zijn met uitzondering van *Ensis* allen soorten die karakteristiek zijn voor slikkige gebieden. Is er mogelijk een relatie te leggen met het storten van baggerspecie of het verzanden van het Zuidoosttrak?" De auteurs kunnen hier geen antwoord op geven, maar stellen dat dit punt de aandacht verdient bij het uit te voeren onderzoek.



Figuur 25: Temporeel verloop van de waarde van factor 2 voor de monitoringpunten in de periode 1990-2005, uitgesplitst in de drie verschillende raaien. De CANOCO-DCA analyse is voor elk van die jaren en raaien uitgevoerd. In Figuur 24A waren deze punten ook al gegeven, maar dan voor beide factoren 1 en 2. Voor naamgeving en ligging der raaien zie Figuur 21 en Dekker & Waasdorp (2005).



Figuur 26: CANOCO-DCA plots gebaseerd op biomassa's van het macrozoöbenthos minus immigranten (*Ensis americanus* en *Marenzelleria viridis*) op de stations van de sublitorale survey 1981/1982 en op de raaien van het sublitorale monitoring programma in de periode 1990-2005. A: waarden van de afzonderlijke stations/bemonsteringen uitgezet tegen de belangrijkste twee onderscheidende factoren. B: spreiding van de afzonderlijke macrozoöbenthos-soorten tegen dezelfde factoren.



Figuur 27: Temporeel verloop van de waarde van factor 2 van de monitoring-punten uit de CANOCO-DCA plot uit Figuur 26A in de periode 1990-2005, uitgesplitst in de drie verschillende raaien. Zie ook opmerking bij fig. 25. Voor naamgeving en ligging der raaien zie Figuur 21 en Dekker & Waasdorp (2005).

5.4.3 Voorkomen van *Mytilus edulis* in het sublitoraal

Zowel tijdens de survey 1981/1982 als in het lopende monitoringsprogramma is *Mytilus* aangetroffen. Tijdens de survey lagen in totaal 34 van de 459 stations binnen mosselpercelen, en dus 425 daar buiten. Op de mosselpercelen was de gemiddelde biomassa van mosselen (alle jaarklassen tezamen) 262.4 g m^{-2} asvrij drooggewicht (Dekker 1987). Buiten de percelen lag dit gemiddelde op 8.3 g m^{-2} . Uit de zomerdata uit de periode 1990-2005 van de monitoringgegevens, gelegen in gebieden buiten de mosselpercelen, komt een gemiddelde mosselbiomassa van 6.5 g m^{-2} AFDW naar voren. Hoewel deze waarden 8.3 en 6.5 g m^{-2} in dezelfde orde van grootte zijn, is het toch aannemelijk dat de totale hoeveelheid *Mytilus edulis* in het sublitoraal tijdens de survey 81/82 hoger was dan in de periode na 1990, daar de data van na 1990 gebaseerd zijn op de raaien die in gebied liggen met relatief hoge dichtheden *Mytilus*-broed (zie Figuur 17 en Figuur 18). De sterke jaarklasse 1979 komt ook naar voren in het bestand aan mosselen op de mosselpercelen (Tabel 6).

Tabel 6: Gemiddelde dichtheden en biomassa van de mossel *Mytilus edulis* van verschillende jaarklassen op de 34 stations gelegen binnen en de 425 stations buiten mosselpercelen tijdens de survey 81/82.

jaarkl.	Mosselperceel		buiten perceel	
	Dichtheid (n.m^{-2})	Biomassa (g.m^{-2} AFDW)	Dichtheid (n.m^{-2})	Biomassa (g.m^{-2} AFDW)
1979	482	249.35	3	3.80
1980	75	10.45	11	2.23
1981	77	2.60	41	2.27

Tijdens de survey werd op 34 stations buiten de mosselpercelen mosselbroed aangetroffen (Tabel 7). Dit is op 8% van de stations buiten de percelen. Tegelijkertijd werden er buiten de percelen op 23 stations oudere (1+y) mosselen gevonden. Van deze 23 stations werden er op 5 naast oude mosselen ook mosselbroed aangetroffen, dus op 21.7% van de stations met oude mosselen. Er wordt aangenomen dat de oude mosselen als vestigingssubstraat voor het broed hebben gefungeerd.

Ook op 5 van de 21 stations op mosselpercelen, waarop oudere mosselen werden gevonden, werd naast oudere mosselen ook mosselbroed aangetroffen (23.8%). Het lijkt erop, dat mosselbroed een verhoogde kans heeft om zich op oudere mosselen te vestigen dan dat dit willekeurig gebeurt.

Tabel 7: Overzicht van de frequentie van voorkomen van broed (0y) en oudere (1+y) jaarklassen van *Mytilus* op de monsterstations van de survey en het monitoringprogramma (zomerdata).

	Survey	Monitor
Totaal aantal monsters	489	720
Monsters buiten mosselperceel	425	720
Monsters binnen mosselperceel	34	0
Aantal monsters met mossel 0y buiten percelen	34	118
Aantal monsters met mossel 1+y buiten percelen	23	46
Aantal monsters met mossel 1+y binnen percelen	21	n.v.t.
Aantal monsters met mossel 1+y en 0y buiten percelen	5	26
Aantal monsters met mossel 1+y en 0y binnen percelen	5	n.v.t.

Ook uit de monitoring gegevens rijst dit beeld op (Tabel 7): gedurende de periode 1990-2005 werd op de in totaal 720 monsters tijdens de zomerbemonstering (16 jaar x 3 raaien x 15 stations per raai) in 118 monsters mosselbroed gevonden (16.4%). Ook werden tijdens deze zelfde zomerbemonsteringen in 46 monsters 1+y mosselen aangetroffen. Op 26 van deze 46 monsters werd naast oudere mosselen ook mosselbroed gevonden (56.5%). Uit deze dataset komt dus nog sterker de suggestie van een preferentie van mosselbroed voor vestiging op oudere mosselen naar voren. Toepassing van een Chi-kwadraat-toets laat zien dat het effect in beide data sets significant is. Zoals eerder opgemerkt betreft dit een correlatie die simpelweg het gevolg kan zijn van ruimtelijke variatie in geschiktheid van het substraat voor mosselen. Of er inderdaad een negatief effect is van de totale mosselzaadvisserij (voor- en najaar) op mosselzaadval, zal in het kader van PRODUS via een experimentele benadering van open en gesloten gebieden moeten worden onderzocht.

5.5 Conclusie

De survey van het sublitorale macrozoöbenthos uit 1981/1982 beslaat een groot gebied met veel ruimtelijke variatie. Veel verschillende dieptes en sedimenttypen zijn in deze survey vertegenwoordigd. Ze geeft waarschijnlijk een goed beeld van het macrozoöbenthos in het sublitoraal van de westelijke Waddenzee in die periode. Het monitoringprogramma in het centrale deel van de westelijke Waddenzee laat veel minder ruimtelijke variabiliteit zien. De samenstelling van de fauna op de monitoring raaien in 1990 vertoont grote gelijkenissen met de situatie op dezelfde plaatsen ten tijde van de survey. In de loop van het monitoringprogramma vertoonde de samenstelling van het macrozoöbenthos op de raaien een duidelijke verandering, waardoor de samenstelling van de fauna nu niet meer overeenkomt met ook maar één van de stations bij de survey. Dit doet vermoeden, dat op veel plaatsen, die tijdens de survey bemonsterd zijn, de samenstelling van het macrozoöbenthos is gewijzigd. Gezien de grote ruimtelijke variabiliteit van de surveystations kan niet worden voorspeld in welke richting de fauna zich in de laatste jaren ontwikkeld heeft in het overgrote deel van de sublitorale westelijke Waddenzee. Voor toekomstig onderzoek aan het macrozoöbenthos in de sublitorale westelijke Waddenzee is het daarom van belang een nieuwe inventarisatie te maken naar de huidige ruimtelijke variabiliteit van de bodemfauna.

Zoals eerder opgemerkt betreft het verband tussen het voorkomen van mosselbroed en oude mosselen een correlatie die simpelweg het gevolg kan zijn van ruimtelijke variatie in geschiktheid van het substraat voor mosselen. Of er inderdaad een negatief effect is van de totale mosselzaadvisserij (voor- en najaar) op mosselzaadval, zal in het kader van PRODUS via een experimentele benadering van open en gesloten gebieden moeten worden onderzocht.

6. Experimentele opzet en statistisch onderscheidingsvermogen

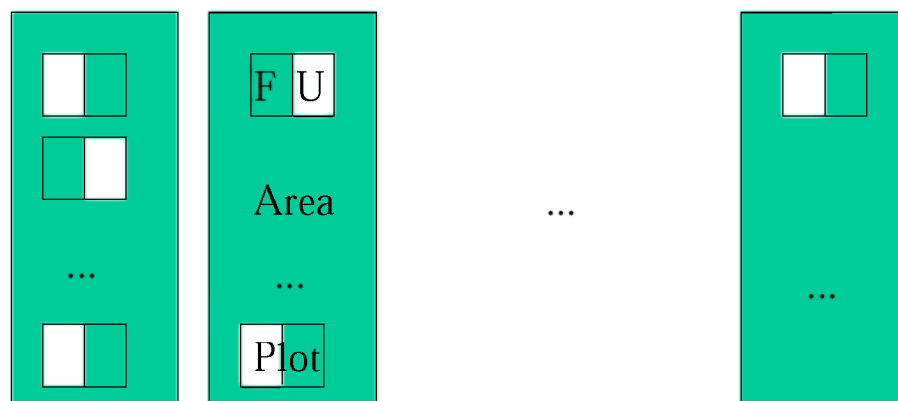
6.1 Inleiding

In deze notitie wordt ingegaan op de statistische opzet en het statistische onderscheidingsvermogen van een voorgenomen experimentele veldstudie naar de gevolgen van mosselzaadvisserij in de permanent onder water staande gebieden van de westelijke Waddenzee op de biodiversiteit van de benthische fauna.

6.2 Methoden

6.2.1 Statistische opzet en onderscheidingsvermogen van de bijbehorende test

De voorgestelde experimentele opzet volgt een zogeheten split-plot opzet. Het eerste niveau is de behandeling 'geografisch gebied'. De gebieden verschillen in termen van mosseldichtheid en worden gekozen op basis van gegevens uit eerdere jaren. Binnen elk gebied worden op aselechte wijze 'plots' gekozen. Het tweede niveau is de factor 'mosselzaadvisserij'. Deze behandeling kent twee klassen: 'bevist' en 'onbevist'. Elke plot wordt verdeeld in twee 'subplots', waarvan één (aselect gekozen) bevist zal worden en de ander niet (Figuur 28).



Figuur 28: Schematische weergave van de proefopzet. Binnen het normale visgebied worden experimentele vakken (plots) geselecteerd. Dit experimentele vak wordt opgedeeld in een vak waar mag worden gevist en een vak dat gesloten blijft voor de mosselzaadvisserij. Plekken waar mag worden gevist zijn met groen aangegeven.

Het volgende statistische model zal gebruikt worden:

$$X_{ijk} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \varepsilon_{ijk},$$

waar X_{ijk} een variabele is die op de een of andere wijze de biodiversiteit weergeeft in gebied i ($i = 1, \dots, I$), behandeling j ($j = 1, 2$), en plot k ($k = 1, \dots, K$), α_i is het effect van gebied i , β_j het effect van behandeling j , en ε_{ijk} de foutenterm. Verder geldt $\sum \alpha_i = \sum \beta_j = 0$.

De statistische respons variabele wordt verkregen door voor elke plot het verschil tussen 'bevist' en 'onbevist' te nemen:

$$Y_{ik} = X_{i1k} - X_{i2k} = (\beta_1 - \beta_2) + (\varepsilon_{i1k} - \varepsilon_{i2k}).$$

Deze vergelijking kan herschreven worden in de vorm $Y_{ik} = \beta + \varepsilon_{ik}$, waarin β het effect van 'bevising' is.

De nulhypothese is dat 'bevissing' geen effect heeft, dus

$$H_0 : \beta = 0.$$

Onder de veronderstelling van een normaal-verdeelde fout met constante variantie σ^2 , volgt het aantal experimentele plots n dat onderzocht moet worden om een onderscheidingsvermogen van $1-\beta$ (waar β staat voor de type II fout) voor het ontdekken van een effect van grootte δ (en daarbij een type I fout van α te accepteren) uit de vergelijking:

$$\delta = t_{\alpha/2[n-1]} \frac{\sigma}{\sqrt{n}} + t_{\beta[n-1]} \frac{\sigma}{\sqrt{n}},$$

die resulteert in

$$n = \left(t_{\alpha/2[n-1]} + t_{\beta[n-1]} \right)^2 \left(\frac{\sigma}{\delta} \right)^2.$$

Eigenlijk kan deze vergelijking alleen iteratief opgelost worden (omdat n aan beide kanten van het gelijkteken staat), maar voor grote n komen de Student-t waarden dicht in de buurt van respectievelijk 1.96 (als een type I fout van 5% gebruikt wordt) en 0.84 (bij een onderscheidingsvermogen van 80%). Het benodigde aantal experimentele plots kan dan benaderd worden met

$$n = 8 \left(\frac{\sigma}{\delta} \right)^2.$$

Het enige wat gedaan moet worden is het schatten van de (binnen-behandelings) standaarddeviatie σ en het specificeren van de effectgrootte δ waarvoor een onderscheidingsvermogen van 80% gehaald moet worden.

6.2.2 Het schatten van de binnen-behandelingsstandaarddeviatie σ

De standaarddeviatie σ zal geschat worden op basis van gegevens van de grootschalige survey uitgevoerd door Dekker en Beukema in 1981 (Dekker 1989). Zij hebben 459 plekken in het permanent onderwater staande gebied bemonsterd. Een kaart van alle bemonsteringslocaties staat in Figuur 11. In de voorgestelde experimentele opzet van de mosselzaadvisserij-effectenstudie, zullen de twee subplots binnen elke plot direct naast elkaar liggen. Omdat beide subplots ongeveer 300 meter bij 300 meter groot zullen zijn, zijn we geïnteresseerd in de variantie van het verschil in de variabele die de biodiversiteit moet weergeven tussen twee bemonsterings-plekken die ongeveer 300 meter van elkaar af liggen.

Het gekwadrateerde verschil tussen twee monsters (in totaal zijn er 459 keer 458 gedeeld door 2 verschillende paren), die op een afstand van 300 m van elkaar verwijderd liggen en bovendien in dezelfde dieptezone liggen (om praktische redenen hebben wij alle paren met een afstand tussen 200 m en 400 m apart samen genomen), zal een indicatie geven van de binnen-behandelings variantie σ^2 . Als responsvariabelen die iets zeggen over de biodiversiteit of meer in het algemeen over de soortensamenstelling van de benthische fauna, zijn gekozen (a) het aantal soorten, (b) Simpson's diversiteitsindex (de index geeft de kans dat twee aselekt gekozen individuen uit één en hetzelfde monster tot dezelfde soort behoren) en (c) de eerste DCA as (Detrended Correspondence Analysis, zie de bijdrage van Dekker in hoofdstuk 5).

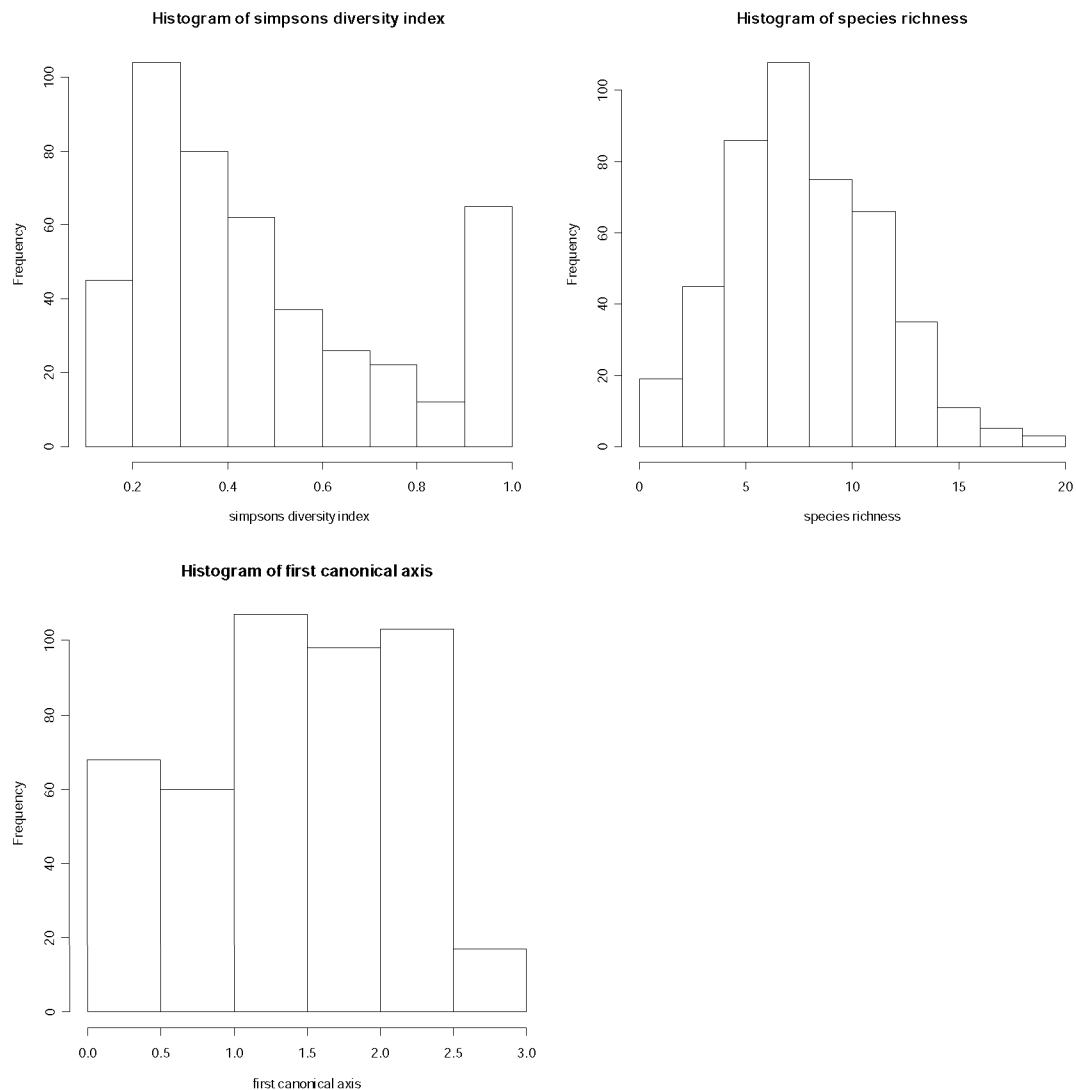
6.3 Resultaten

Histogrammen van de 459 waarnemingen zijn weergegeven voor de Simpson's index (Figuur 29a), Aantal soorten (Figuur 29b), Eerste DCA as (Figuur 29c), Diepte (Figuur 30a) en Geografische afstand (Figuur 30b). Figuur 31, Figuur 32 en Figuur 33 tonen de verschillen in Simpson's index, Aantal soorten, en Eerste DCA as, uitgezet tegen afstand, voor alle paren die op een afstand van 200 m tot 400 m van elkaar en bovendien in dezelfde dieptezone liggen. Daarnaast worden voor deze paren de frequentieverdelingen van de verschillen gegeven.

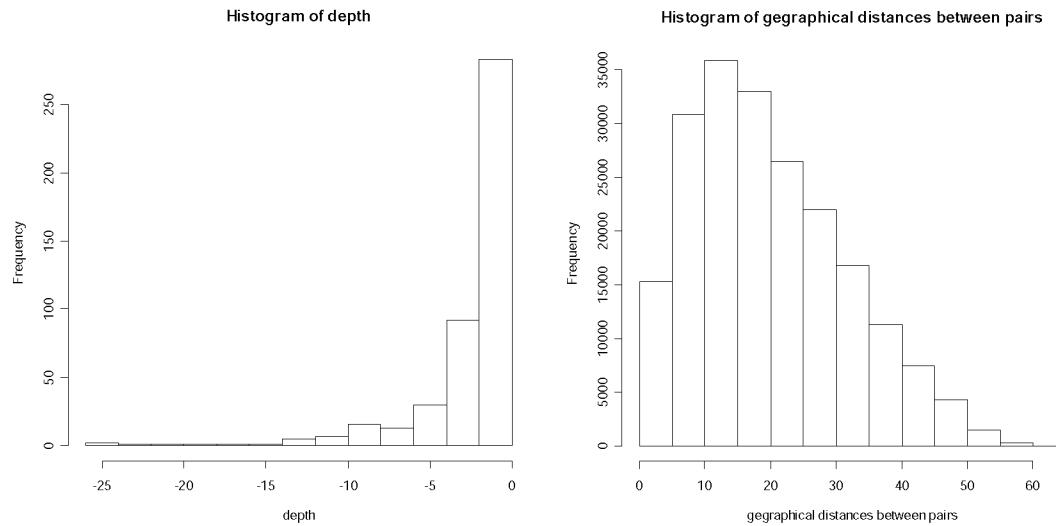
Het gemiddelde gekwadrateerde verschil in Simpson's index voor alle paren met een onderlinge afstand van 200 tot 400 meter en op dezelfde diepte is 0.087. Dit levert een schatting van de standaarddeviatie σ op van $\sqrt{0.087}$, of wel 0.29. Dat betekent dat voor een effectgrootte van 0.10 (10% van de range) in totaal 69 bemonsteringsplots nodig zijn.

Voor DCA1 is de geschatte standaarddeviatie σ gelijk aan $\sqrt{0.35}$, of 0.59. Voor een effectgrootte van 0.325 (ook ongeveer 10% van de range) betekent dit dat 27 plots nodig zijn.

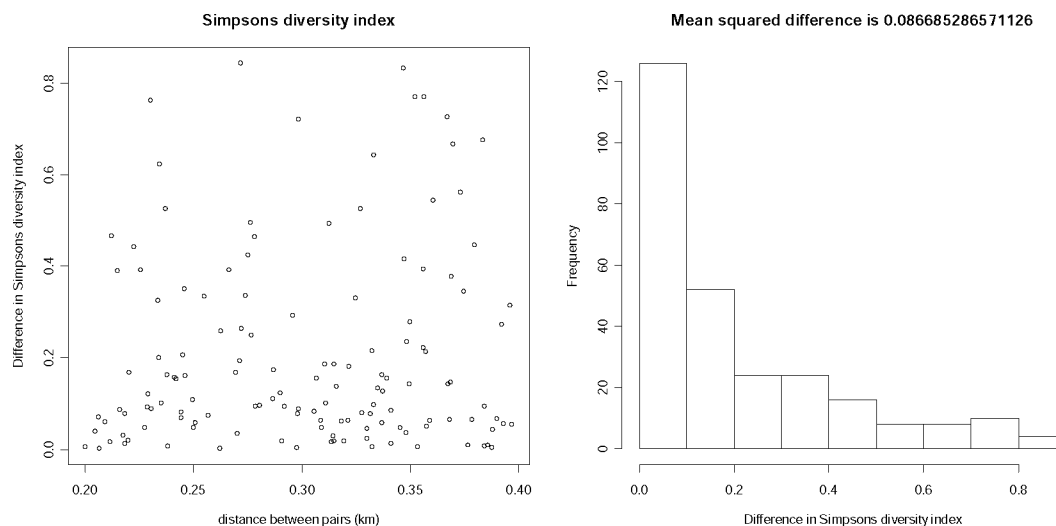
Voor de soortenrijkdom is de schatting van σ gelijk aan $\sqrt{15.9}$ of 3.99. Voor een effectgrootte van 2 (ook 10% van de range) levert dit een totaal van 32 plots op.



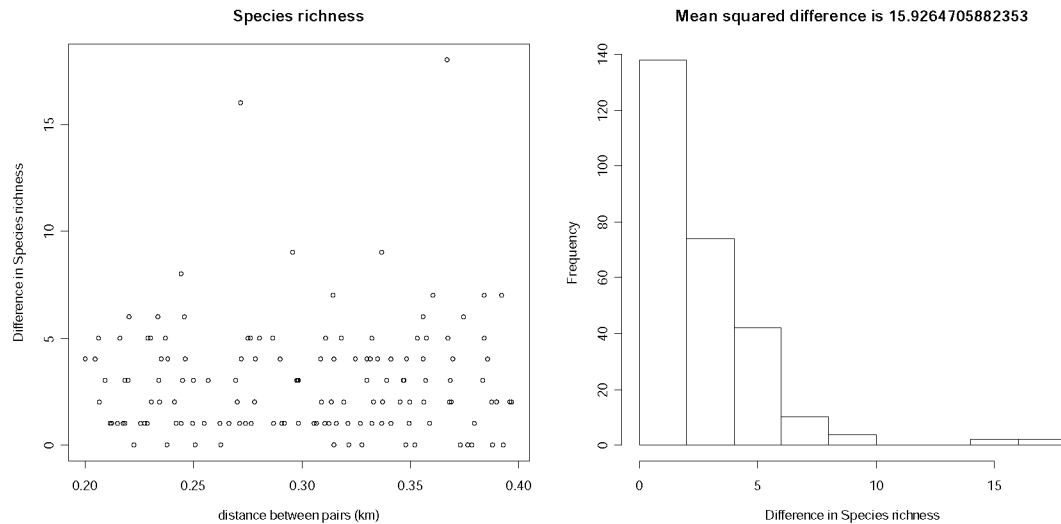
Figuur 29: Frequentieverdelingen van de verschillende maten voor biodiversiteit van de bodemdieren: (a) Simpson's index, (b) aantal soorten en (c) eerste DCA.



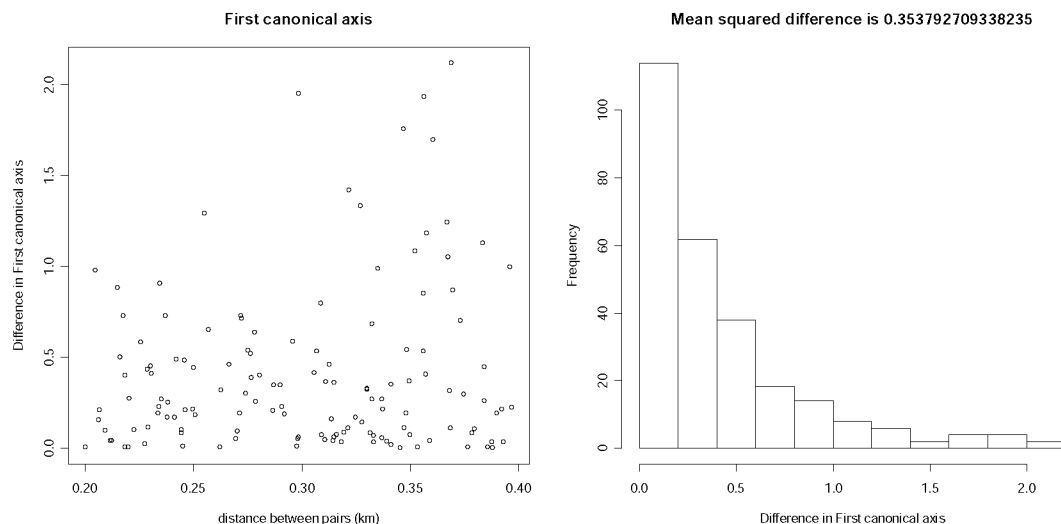
Figuur 30: Gegevens over de monsterpunten. (a) Frequentieverdeling van de waterdiepte waarop de monsters zijn genomen; waterdiepte in m. (b) Frequentieverdeling van de geografische afstand tussen de monsterpunten.



Figuur 31: Resultaten voor de Simpson's index. (a) Het verschil in index waarde als functie van de afstand tussen de monsterpunten. (b) Frequentieverdeling van het verschil in indexwaarde.



Figuur 32: Resultaten voor het soorten aantal. (a) Het verschil in index waarde als functie van de afstand tussen de monsterpunten. (b) Frequentieverdeling van het verschil in indexwaarde.



Figuur 33: Resultaten voor de eerste DCA. (a) Het verschil in index waarde als functie van de afstand tussen de monsterpunten. (b) Frequentieverdeling van het verschil in indexwaarde.

6.4 Discussie

Het geschatte aantal benodigde plots is een eerste indicatie. Verfijningen kunnen verkregen worden als meer informatie beschikbaar is over het effect van een bemonstering waarbij meer dan een hap per plot genomen wordt (waarbij de happen eerst op een hoop gegooid worden en vervolgens slechts een deelmonster onderzocht wordt om de totale werklust per plot niet te vergroten). Ervaring met het nemen van deelmonsters van macrobenthische monsters is beperkt. Carey & Keough (2002) stellen dat in de 114 publicaties over benthos van zachte substraten, gepubliceerd tussen 1961 en 1998, er slechts in 7 gevallen een deelmonster genomen werd. Terwijl dat wel volop gebruikt wordt bij studies over plankton (marien en zoetwater), zoetwaterbenthos en mariene meiofauna. Carey & Keough (2002) hebben daarom zelf een studie uitgevoerd naar de mogelijkheden om via een proces van samenvoegen van happen gevolgd door het nemen van deelmonsters zowel de kosten van monitoring te reduceren als het statistische onderscheidingsvermogen te verhogen. In hun studie hebben Carey & Keough (2002) de monsters al gesplitst in het veld, dus vóór het zeven en sorteren. Dat vereist dat de monsters goed gemengd worden, en dus dat de aanwezige dieren goed over het totale monster verdeeld worden. Voor een aantal organismen ligt daar een groot probleem, zoals bijv. voor amfipoden.

Een betere benadering is waarschijnlijk deze beschreven door Anonymous (2002). Eerst worden de monsters in grootte-fracties opgesplitst, waarbij de te gebruiken maaswijdte afhankelijk is van de organismen. Per fractie wordt dan waar nodig – als grote aantallen - een deelmonster genomen. Voor bodemdieren wordt daarbij een vaste fractie genomen op basis van gewicht, volume of oppervlak. Welke de beste methode is, hangt af van het type en de hoeveelheid materiaal.

Ook zou de efficiëntie van een zogeheten 'before-after' opzet onderzocht kunnen worden, als gegevens over variatie in de tijd beschikbaar komen.

6.5 Conclusie

Het benodigde aantal plots is geschat op 27, 32 of 69, afhankelijk van welke responsvariabele bekeken wordt. Zoals in de discussie al gesteld, zijn er naast de onzekerheden (bijv. in de schatting van de variantie) en arbitraire keuzes (de effectgrootte, de grootte van de type-I fout, het onderscheidingsvermogen zelf, de relevantie en wenselijkheid van de gekozen responsvariabelen) waaraan deze schattingen ten grondslag liggen, ook nog bijkomende onzekerheden omdat het uiteindelijke onderzoek volgens een wat andere opzet uitgevoerd kan worden dan nu verondersteld (wel meerdere happen per plot, wel een 'before-after' opzet). Al deze onzekerheden tezamen maken het lastig om een harde claim te leggen ten aanzien van het minimaal benodigde aantal plots. De drie getallen moeten als indicatief gezien worden voor de orde van grootte. Op basis van deze drie indicaties lijkt een keuze van 40 plots aanvaardbaar.

7. Vakgrootte in experimentele studies naar effecten van visserij

7.1 Inleiding

De laatste twintig jaar zijn er vele studies uitgevoerd naar effecten van visserij op de bodemflora en fauna (Collie *et al.* 2000). Deze studies richtten zich op verschillende typen van bodemberoerende visserij in zowel de litorale als sublitorale getijdenzone.

Voor de uitwerking van het projectplan van het PRODUS 3-project wordt in dit hoofdstuk een samenvatting gegeven van vakgroottes die gebruikt zijn in experimentele studies naar de effecten van schelpdiervisserij, waarbij de nadruk ligt op het sublitoraal (Tabel 8). Studies die effecten van visserij bekeken door metingen te doen binnen en buiten vistuigsporen zijn in deze tabel buiten beschouwing gelaten, omdat het duidelijk is dat dit schaalniveau te klein is voor het onderzoek in het kader van PRODUS, waar het gaat om het vergelijken van beviste met onbeviste gebieden. Op basis van dit overzicht zal een keuze gemaakt worden voor de vakgrootte van de experimentele studie naar effecten van mosselzaadvisserij op de ontwikkeling van sublitorale mosselbanken (PRODUS-project 3).

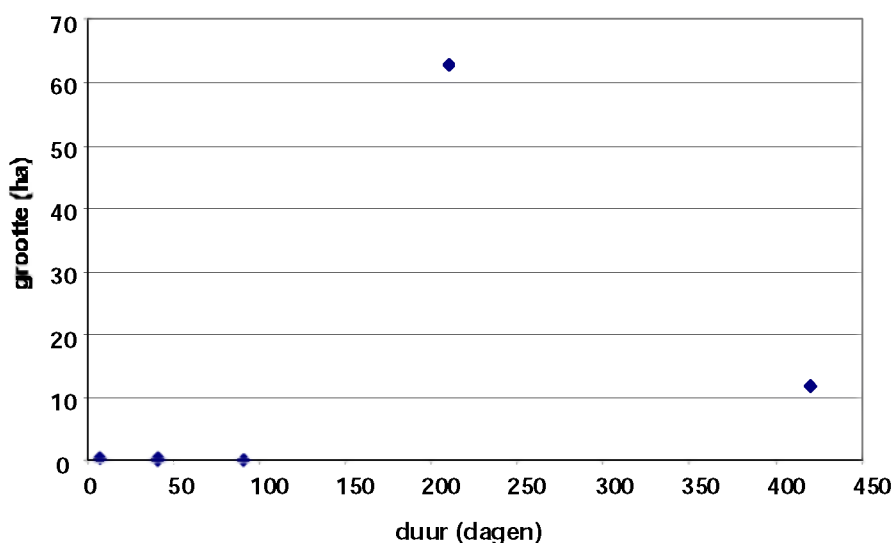
7.2 Vakgroottes gebruikt in de literatuur

De vakgroottes gebruikt in studies naar effecten van schelpdiervisserij verschillen substantieel in oppervlakte (0.0036 ha - 8574 ha) (Tabel 8). Wanneer alleen naar experimentele studies wordt gekeken, waar de vakgrootte door de onderzoekers zelf is vastgesteld, dan variëren oppervlakten tussen 0.0036 ha tot 63 ha. In het sublitoraal variëren experimentele vakken van 0.04 ha tot 63 ha. In geen van deze studies wordt de door de onderzoekers gekozen vakgrootte verantwoord of bediscussieerd. Wel kan er uit de literatuur geëxtraheerd worden dat kortdurende studies vaak kleinere vakgroottes gebruiken voor het onderzoek, terwijl studies die effecten bekijken op grotere tijdschaal ook vaak grotere experimentele vakken bestuderen (Figuur 34). Dit sluit aan bij de waarneming dat de ruimtelijke schaal waarop een verstoring van het ecosysteem plaatsvindt verband houdt met de tijdschaal die nodig is voor herstel. Hoe groter de ruimtelijke schaal van de verstoring, hoe langer het duurt voor herstel optreedt: Kaiser in Lenihan & Micheli (2001)⁷.

⁷ Een van de auditoren (WJ Wolff) merkt hierbij op: "De relatie tussen enerzijds langdurige studies die grote vakken gebruiken en anderzijds grootschalige verstoringen die lange tijd voor herstel vergen, is niet logisch. Langdurige studies in grote vakken zou eerder een weerspiegeling kunnen zijn van beschikbare financiële en personele middelen."

Tabel 8: Overzicht van vakgroottes die gebruikt zijn in onderzoek naar de effecten van bodem beroerende visserij op bodemfauna. Studies die zich beperkten tot een vergelijking van metingen binnen en buiten vissporen direct na bevissing zijn niet in het overzicht opgenomen.

Vak-grootte (ha)	Omgeving	Zone	Habitat	Experiment	bevissingstype	Referentie	Maximale duur
1500	bevist in onbevist	Litoraal	Zand	nee	kokkelvisserij	(Piersma <i>et al.</i> 2001)	7-10 jaar
100	onbevist in bevist	Litoraal	?	nee	pierenwinning	(Beukema 1995)	11 jaar
0.06	Bevist-onbevist	Litoraal	zand/modderig	ja	kokkelvisserij	Ferns <i>et al.</i> 2000	174 dagen
0.02-0.2	bevist-onbevist	Litoraal	zand	ja	kokkelvisserij	(Hall & Harding 1997)	56 dagen
0.12	onbevist in bevist	Litoraal	zand	ja	verstikt	(Beukema <i>et al.</i> 1999)	4.5 jaar
0.1	Onbevist in bevist	litoraal	slikkig zand	ja	kokkelvisserij	(Hiddink 2003)	1 jaar
0.0036	bevist-onbevist	Litoraal	modder	ja	hand kokkelen	(Kaiser <i>et al.</i> 2001)	503 dagen
8574 (ha?)	Wisselende bevissingsdruk	Sublitoraal	?	nee	bodemvisserij	(Kaiser <i>et al.</i> 2000)	Nvt (gegevens van 10 jaar bevissing)
5000	Wisselende bevissingsdruk	Sublitoraal	gravel	nee	bodemvisserij (sint-jacobsschelp)	(Collie <i>et al.</i> 1997)	Nvt
20-50	bevist-onbevist	Sublitoraal	zand	nee	garnalenvisserij	(van Dolah <i>et al.</i> 1991)	Direct na 5 maanden vissen
0.07	bevist-onbevist	Sublitoraal	zand	ja	bodemvisserij (sint-jacobsschelp)	(Thrush <i>et al.</i> 1995)	3 maanden
12	bevist-onbevist	Sublitoraal	zand/modderig	ja	bodemvisserij (sint-jacobsschelp)	(Currie & Parry 1996)	14 maanden
63	bevist-onbevist	Sublitoraal	zand/modderig	ja	kokkelvisserij	(Craeymeersch & Hummel 2004)	7 maanden
0.04	bevist-onbevist	Sublitoraal	modderig	ja	mosselvisserij	(Dolmer <i>et al.</i> 2001)	40 dagen
0.5	bevist-onbevist	Sublitoraal	zand	ja	Ensis visserij	(Hall <i>et al.</i> 1990)	40 dagen
0.5	Bevist in onbeviste	Sublitoraal	zand	ja	Rapido trawling	(Pranovi <i>et al.</i> 2000)	7 dagen



Figuur 34: Grootte van de experimentele vakken uitgezet tegen de duur van de experimenten in studies naar effecten van schelpdiervisserij in het sublitoraal.

7.3 Factoren die van belang kunnen zijn bij de keuze van vakgrootte

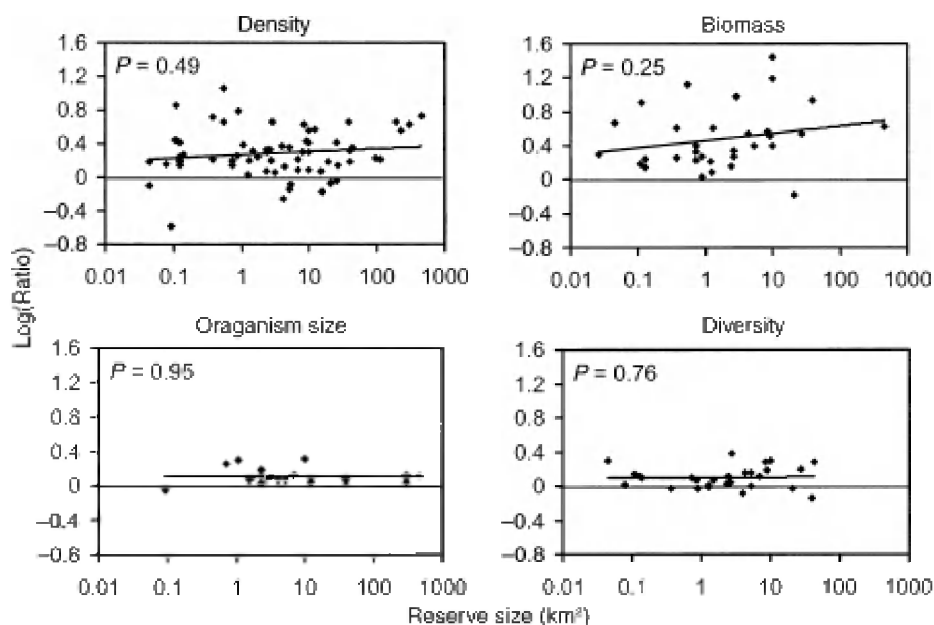
In de meest studies naar de effecten van schelpdiervisserij worden vakken bevist (en onbevist gelaten) in een onbeviste omgeving. Dit is anders dan in de geplande studie (PRODUS 3), waar in een beviste omgeving wordt gewerkt. Dit verschil in omgeving zorgt ook voor een verschil in factoren die van belang zijn voor de keuze van vakgrootte.

In studies in een onbeviste omgeving is de rekolonisatietijd en rekolonisatiewijze van de bestudeerde organismen van belang voor vakgroottekeuze. Bij verstoring van grote gebieden (100 ha) zal vestiging van planktonische larven de boventoon voeren in het herstel van deze gebieden (Günther 1992). In kleine verstoorde gebieden (0.0001 ha) beginnen postlarvale transporten en immigratie van adulten een significante rol te spelen (Günther 1992). De rekolonisatietijd en rekolonisatiewijze lijkt van minder belang in studies in een beviste omgeving, waar de afstand van het onderzoeksvak tot het meest nabijgelegen onbeviste gebied wel van invloed kan zijn op rekolonisatietijd en rekolonisatiewijze, maar waar de grootte van het vak zelf naar verwachting geen direct effect heeft op de snelheid en wijze van rekolonisatie van het onderzoeksvak door bodemdieren.

Een andere factor die wel van belang zou kunnen zijn in de vakgroottekeuze in een beviste omgeving is de invloed van formaat van de mosselbank op de stabiliteit van de bank. Kleine stukken overgebleven bank zouden in een beviste omgeving vatbaarder kunnen zijn voor stroming, terwijl grotere stukken overgebleven bank waarschijnlijk standvastiger zullen zijn. In een studie naar de standvastigheid van sublitorale mosselbulten bleek dat regelmatig klompen mosselen wegspoelden (Reusch and Chapman 2006) van mosselbanken tot max. 5 m². In hoeverre dit minder het geval zou zijn geweest bij grotere banken is niet bekend, aangezien in deze studie niet naar grotere banken is gekeken. Hall en Harding noemen de verplaatsing van sediment en fauna ook als belangrijke factor in vakgrootte keuze (Hall & Harding 1997), hoewel het hier om vakgrootte van beviste gebieden in een onbeviste omgeving gaat. Ook andere randeffecten zoals de verplaatsing van sediment tijdens het vissen zullen een groter effect hebben op kleine onderzoeksvakken dan op grotere vakken.

De minimaal benodigde leefgebiedgrootte van de onderzochte soorten is een derde factor die van belang kan zijn bij de keuze in vakgrootte. Sommige soorten hebben behoefte aan veel ruimte (grote reservaten) en zullen altijd verloren gaan in kleine reservaten (Neigel 2003). Uit een studie van Edgar en Barrett (1999) blijkt dat kleine reservaten (60 ha) minder verschillen aantonen tussen reservaat en niet-reservaat dan grote reservaten (700 ha), omdat grote reservaten biologische functies kunnen verschaffen waar kleine reservaten te klein voor zijn. In deze studie werden de effecten van vier in grootte verschillende reservaten vergeleken. Veranderingen voor en na instelling van het reservaat (vijf jaar later) in soorten rijkdom van vissen, invertebraten en planten konden niet worden aangetoond voor de drie kleinere reservaten.

In een meer recente overzichtsstudie naar de invloed van reservaatgrootte op het effect van het reservaat, wordt echter aangetoond dat reservaten van 10 tot 10.000 ha allen hetzelfde proportionele verschil in biodiversiteit tussen reservaat - geen reservaat lieten zien (Halpern 2003). Het positieve effect van het instellen van een reservaat op de biodiversiteit nam in absolute zin natuurlijk wel toe (Halpern 2003). Er waren voor deze studie echter niet voldoende gegevens van reservaten kleiner dan 10 ha om deze groottegroep ook mee te nemen in de analyse (Figuur 35).



Figuur 35: Overzichtsfiguur overgenomen uit Halpern (2003). Uitgezet is de log van de verschil ratio (binnen een reservaat t.o.v. buiten een reservaat, of na instelling van een reservaat t.o.v. daarvoor) voor elke biologische geaggregeerde maat als functie van de reservaat grootte. Data zijn uitgezet als log van de ratio t.o.v. de grootte van het reservaat. Vanwege de log-transformatie betekent een waarde 0 voor de ratio dat de instelling van het reservaat geen meetbaar effect had. Met uitzondering van de grafiek over biomassa, waren de log-getransformeerde ratios significant groter dan 0. In geen van de gevallen was er een significant verband met de reservaat grootte.

7.4 Conclusie

Door de substantiële verschillen in vakgrootte in studies naar effecten van schelpdierenvisserij en het ontbreken van een duidelijke motivatie voor de gekozen vakgrootte is het moeilijk de keuze van vakgrootte voor het PRODUS-project te baseren op vakgroottes uit studies uit het verleden. Wel blijkt uit deze studies dat langdurige studies naar effecten van visserij vaak gebruik maken van relatief grote vakgroottes. Uit studies naar effecten van reservaten op biodiversiteit blijkt dat er vele factoren van belang kunnen zijn voor de vakgroottekeuze. Over veel van deze factoren bestaat echter niet genoeg kennis om behulpzaam te kunnen zijn in de vakgrootte afweging. We hebben de vraag naar de optimale vakgroottekeuze ook voorgelegd aan een aantal internationale experts, waarbij we aangaven dat sommigen in de onderzoeksgroep een vakgrootte van 10 ha, zoals gebruikt in het Jan-Louw experiment (Smaal *et al.* 2004), voorstonden, terwijl anderen van mening waren dat een vakgrootte van 1 ha wel voldoende was. We hebben de experts niet gevraagd in hun antwoord eventuele kosten voor de vissers mee te wegen. We kregen hierop de volgende antwoorden:

Prof. Stephen Hall: "This is a really tough one that many of us have wrestled with. There are no easy answers, but a good rule of thumb would be "the bigger the better", since the possibility of edge effects will be a function of plot size. One option for testing for plot size effects would be to incorporate them explicitly in the experimental design, but of course that increases the overall number of replicates needed. We adopted this approach in Hall & Harding (1997) J. Appl. Ecol. 34, 497-517."

Prof. Michael Kaiser: "I don't think there is any literature that would suggest the minimum size you should use. However I think you need to think in terms of what sort of size would a patch of seed mussels normally look like - certainly bigger than 1 ha. The problem with a plot this small is that they might make a mistake and fish it anyway - whereas with a larger plot it will be less sensitive to mistakes. I would be inclined to try and go with the 10 ha plot as you suggest."

De experts neigen dus eerder naar 10 ha dan naar 1 ha, vooral vanwege het feit dat randeffecten een kleinere rol zullen spelen bij grote vakken⁸.

Om na te gaan in hoeverre randeffecten van mosselzaadvisserij te verwachten zijn en tot welk gebied deze zich uitstrekken is de voorjaarsvisserij in 2006 aangegrepen om te onderzoeken of er een schatting gemaakt kon worden van het eerder genoemde randeffect. Het onderzoeksplan is beschreven in bijlage II. Als op basis van dat onderzoek een schatting van het randeffect gemaakt kan worden dan kan die schatting gebruikt worden voor de keuze van de grootte van de onderzoeksvakken.

⁸ Een van de auditors (G. Nehls) merkt in dit verband op: "The areas closed for fisheries are planned not to exceed a size of 10 ha. The size of the closed areas was chosen partly in order not to affect the fisheries too much. It is not possible from a remote point of view to judge on the most suitable size of the study plots, however, the following aspects should be taken into further consideration. It should be attempted to protect whole mussel beds from fisheries even if their size exceeds 10 ha in order not to affect natural units. This is very important to take into account as mussel beds are not always static but are moved by waves and currents. This will make it very difficult to separate effects from fisheries and storms if study plots are small and divided into fished and unfished areas. In Schleswig-Holstein, the average size of intertidal mussel beds in 2002 was about 14 ha which is not too far from the proposed 10 ha so it may not be too difficult to change the approach and take whole mussel beds instead of only parts of them in focus."

8. Bemonsteren van endo- en epibenthische macrofauna van zachte substraten

8.1 Inleiding

De bodem van de Noordzee en de Waddenzee huisvest een reeks kleine en grotere bodemdieren (zoöbenthos), ondermeer tientallen soorten wormen, ingegraven of aan de oppervlakte levende schelpen, kreeftjes, garnalen, zee-egels, en zeesterren.

In de praktijk worden bodemdieren op basis van grootte in volgende klassen ingedeeld: dieren die op een zeef met waaswijdte van 1 mm blijven liggen, worden tot het macrobenthos gerekend; passeren ze de zeef, maar blijven ze liggen op een zeef van 63 micron, dan worden ze meiobenthos genoemd; en passeren ze de 63 micron, dan spreekt men van microbenthos (bacteriën, protozoën). Soms wordt als grens tussen macro- en meiofauna ook 0.5 mm gebruikt. De grotere dieren van het macrobenthos worden ook megafauna genoemd.

Op basis van hun positie ten opzicht van de zeebodem worden de volgende groepen onderscheiden: infauna of endobenthos zijn de dieren die in de bodem leven, epibenthische dieren leven op de bodem, het hyperbenthos omvat de kleinere organismen die in de nabijheid van de zeebodem vertoeven. De endobenthische dieren leven ook niet allemaal op dezelfde diepte in het sediment: sommige soorten leven in de bovenste millimeters van het sediment, andere komen voor tot een diepte van bijna een meter (of meer).

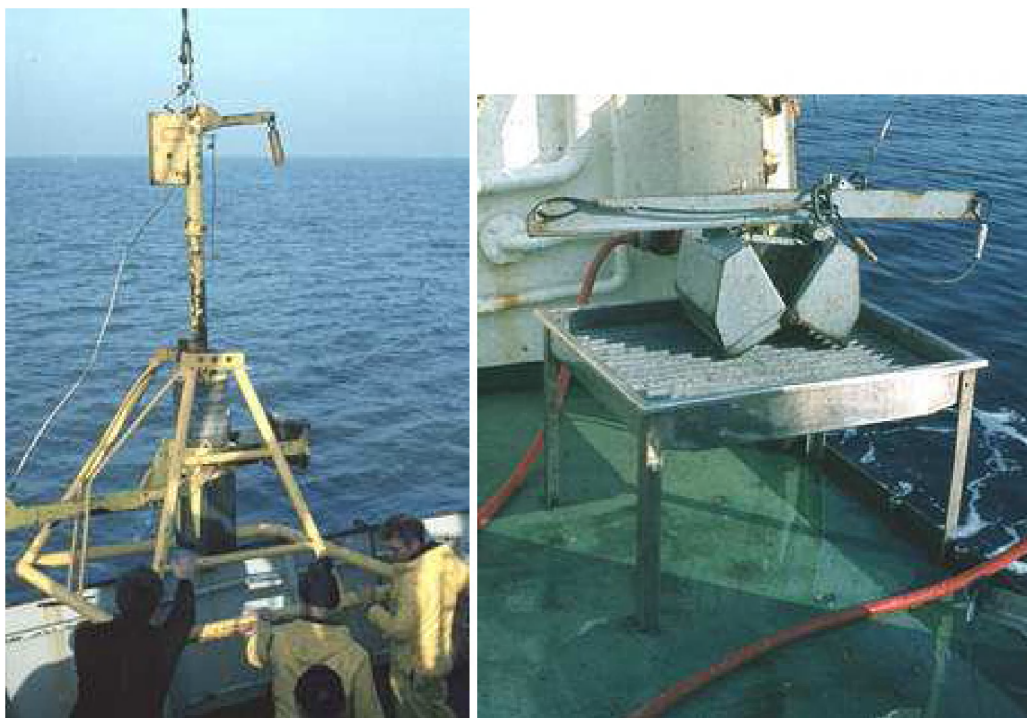
Om een goed beeld te krijgen over de verspreiding en dichtheden van alle aanwezige soorten is het daarom nodig op verschillende manieren te bemonsteren. Hierbij spelen ook het substraattype en de verwachte dichtheid een rol. In dit hoofdstuk beperken we ons tot de endo- en epibenthische macrofauna. Meer informatie over het bemonsteren van de andere diergroepen kan o.a. gevonden worden in Mees & Jones (1997) en Eleftheriou & McIntyre (2005). Voor het bemonsteren van vissen wordt in de DFS een garnalennet gebruikt, maar de verwachting is dat dit problemen levert bij het vissen op en rond mosselbanken, omdat het net dan snel vol zal raken met mosselen. Daarom worden proefbemonsteringen voorgesteld van een mosselkor met een omhullingskuil waarin de vissen worden opgevangen. In gebieden zonder mosselen kan de effectiviteit van dit vistuig worden vergeleken met die van een garnalennet.

8.2 Het bemonsteren van de macrofauna

Voor het bemonsteren van deze fauna vanaf schepen worden in de Noordzee traditioneel de volgende monstertuigen gebruikt: happers, boxcorers, dreggen en gesleepte netten.

8.2.1 Boxcorer

Er zijn verschillende types boxcorers in gebruik, waarbij het ontwerp veelal gebaseerd is op de Reineck 'Kastengreifer' (Reineck 1963). De bemonsterde oppervlakte (voor macrofauna) varieert van 0.1 tot 0.25 m². De penetratiediepte bedraagt maximaal 45 cm.



Figuur 36: (a) Reineck 'Kastengreifer' (BEQUALM 2002). (b) van Veen gripper (BEQUALM 2002)

8.2.2 Happers

Een boxcorer kan niet op alle schepen gebruikt worden, vooral niet in ondiepe gebieden. En soms laat het weer niet toe een boxcorer te gebruiken. In dat geval wordt veelal een happer gebruikt. De meest gebruikte happers zijn de Van Veen-gripper (van Veen 1933) met modificaties; zie o.a. Riddle (1989) en Kingston (1988) en de Day en Smith-McIntyre happers (zie Holme & McIntyre, 1984 voor een beschrijving). Voor een kwantitatieve bemonstering van de macrobenthische infauna van heel grove sedimenten wordt de Hamon-happer aanbevolen (CEFAS, 2002).

Een goede happer moet een oppervlakte van 0.1 m² bemonsteren, een massa hebben van 35-40 kg bij monstern in slibrijke bodems of 70-100 kg in zandige sedimenten. Verdere technische kenmerken die het gebruik optimaliseren, zijn beschreven in o.a. Kingston (1988) en Rumohr (1990). De penetratiediepte bedraagt 5 – 15 cm en hangt sterk af van het gewicht van de happer.

8.2.3 Dreggen en korren

Er zijn verschillende types in gebruik, o.a. mede bepaald door bodemtype en doelsoort (boomkor, bordennet, ankerdreg, Ockelmann-dreg speciaal ontwikkeld voor bemonsteren van broed) (Holme & McIntyre, 1984; CEFAS, 2002). Slechts een fractie van de epibenthische wordt en praktisch geen endobenthische dieren worden bemonsterd en de verkregen dichtheden zijn dan ook altijd minimumschattingen. Veelal is de gemiddelde en soortspecifieke efficiëntie van het monstertuig niet bekend. De data zijn daarom semi-kwantitatief. BEQUALM (2002) adviseert om een 2m boomkor te gebruiken volgens de beschrijvingen in Jennings *et al.* (1999). Daarbij wordt een maaswijdte op het einde van de kuil van maximaal 1 bij 1 cm gebruikt. Een kettingmat verhindert de vangst van zware stenen en keien. Er wordt gevist over een afstand van 1 nautische mijl. Dit type tuig is recent ook gebruikt bij een Noordzee-brede studie van het epibenthos (Zühlke 2001).



Figuur 37: 2m boomkor (Zühlke 2001)

8.2.4 Bodemschaaf

Een relatief nieuw type dreg te gebruiken voor een kwantitatieve bemonstering van de grotere en relatief zeldzame epifauna- en infauna-soorten is de bodemschaaf. In Nederland zijn op dit moment twee types in gebruik: de schaaf gebruikt bij schelpdierinventarisaties (RIVO) (van Stralen 1992; Craeymeersch & van der Land 1998) en de triple-D (NIOZ) (Bergman & van Santbrink 1994).

8.2.5 Bodemschaaf RIVO

De schaaf is een kooi (maaswijdte 0.5 cm) aan de onderzijde voorzien van een mes van 10 cm breed. Het mes is ontworpen om een strip sediment over een bepaalde afstand tot een diepte van 7 cm weg te halen en in de kooi te brengen. Bovenaan de schaaf is een plaat gemonteerd die ervoor zorgt dat het mes in de bodem gedrukt wordt. Omdat het voorste deel iets boven de bodem hangt, worden ook epibenthische dieren gevangen. De kooi fungeert als zeef. Vissen gebeurt over een afstand van ongeveer 150 meter, waardoor de bemonsterde oppervlakte ongeveer $\pm 15 \text{ m}^2$ bedraagt. De beviste afstand wordt bepaald via een aan de zijkant van de schaaf gemonteerd wiel voorzien van een elektronische teller die het aantal omwentelingen van het wiel registreert.



Figuur 38: (a) triple-D (NIOZ). (b) bodemschaaf (RIVO).

8.2.6 Triple-D (NIOZ)

Het ontwerp van de bodemschaaf door het NIOZ ontwikkeld is gebaseerd op de RIVO-schaaf. De eerste versie is beschreven door Bergman & van Santbrink (1994). De schaar bestaat uit een paar glijders waarop een metalen kooi is gemonteerd (met maaswijdte 0,7 cm). Onder de kooi is een vervangbaar mes (30 cm bij 5 cm diep of 20 cm breed bij 10-14 cm diep) gemonteerd. Door een opening in het midden van de kooi wordt ook epifauna gevangen. Een fijnmazig net (mazen gestrekt 1.4 cm) van 6 m lang is aan de achterzijde van de kooi gebonden. Er wordt gevist over een afstand van ongeveer 100 meter. In zijn huidige configuratie kan de schaar pneumatisch in en uit het sediment gehaald worden.

8.2.7 Hydraulische kor

Voor de inventarisatie van schelpdierbestanden in ondiepe wateren, maakt IMARES ondermeer gebruik van een zuigkor. De zuigkor is afgeleid van de bestaande kokkelkor aan boord van kokkelschepen. De zuigkor is uitgerust met een gewicht dat ervoor zorgt dat tijdens het lichten van de zuigkor geen schelpdieren meer verloren gaan: de opening waardoor de schelpdieren binnenkomen wordt dan afgesloten. De breedte van het mes is 20 cm in plaats van 1 meter bij de commerciële kokkelkorren. De kor is verder voorzien van een gaas met een maaswijdte van 5mm. Tevens wordt in de trommel een geperforeerde plaat met gaten van 0.5 bij 0.5 cm gemonteerd. De beviste afstand wordt bepaald uit het navigatietraject.

8.3 Vergelijking monstertuigen

Heip *et al.* (1985) vergeleken een aantal karakteristieken van de infauna-gemeenschap (totale dichtheid en biomassa, diversiteit) zoals geschat uit monsters genomen met Van Veen-grijpers en monsters genomen met Reineck boxcorers. In slibrijke bodems bleek er geen (statistisch) verschil tussen de fauna bemonsterd met een boxcorer en de infauna bemonsterd met een Van Veen-grijper. In bodems met fijn zand bleek de penetratiediepte de belangrijkste factor voor de waargenomen verschillen in totale dichtheid. Ook Beukema (1974) vond bij een vergelijking op een fijnzandig station voor de Nederlandse kust dat er geen verschillen waren in de dichtheid van die soorten die enkel in de bovenste 5 cm van het sediment leven. Voor de andere soorten (o.a. *Nephtys*, *Ensis* and *Janice*) resulteert gebruik van een happer in een onderschatting. Ursin (Beukema 1974) vond dat de penetratiediepte van de Van Veen-happer vooral in fijnzandige sedimenten gering was.

Beukema (1974) concludeert verder dat de epifaunasoorten waarschijnlijk door zowel de Van Veen-happer als de Reineck box-corer onderschat werden. De hoogste aantallen werden gevonden met de

Van Veen-happer, toe te schrijven aan het grotere bemonsterde oppervlak (van Veen: 0.2 m²; Reineck box-corer: 0.06m²).

Bergman & van Santbrink (1994) hebben een vergelijkende studie gemaakt tussen de triple-D en een Reineck box-corer, waarbij de dichtheid van Nonnetjes (*Macoma balthica*) in de bovenste 10 cm van het sediment bepaald is (maaswijdte zeef 0.5 cm). Tevens werd een aantal epibenthos-soorten bemonsterd met een 3m-boomkor en vergeleken met de dichtheden uit de schaaaf. Uit deze studie werden de volgende conclusies getrokken:

- het betrouwbaarheidsinterval van de dichtheid bepaald uit de schaaafmonsters (12 monsters) was kleiner dan het betrouwbaarheids-interval bepaald uit de box-corer (45 monsters). Er hadden tweemaal zoveel box-corers genomen moeten worden om een zelfde betrouwbaarheidsinterval te krijgen; kleinere verschillen in dichtheid kunnen (derhalve) makkelijker met een schaaaf dan met een box-corer gedetecteerd worden.
- Bemonsteren met een schaaaf vraagt – voor een zelfde betrouwbaarheids-interval - daardoor veel minder tijd: 4 uur tegen 15 uur met een box-corer
- De dichtheid van een aantal soorten die gedeeltelijk in het sediment ingegraven leven (*Astropecten irregularis*, *Corystes cassivelaunus*) was hoger in de schaafmonsters dan gevonden werd met de boomkor.
- Voor de epibenthische soorten waarbij gelijke dichtheden gevonden werden, heeft een boomkor de voorkeur gezien het grotere bemonsteringsoppervlak.

In 2004 en 2005 zijn in het kader van het Monitoring- en Evaluatieprogramma Maasvlakte 2 (MEP-MV2) in het najaar 402 locaties bemonsterd met een box-corer (gezeefd over 1mm) en bodemschaaaf (maaswijdte 5mm) (Craeymeersch *et al.* 2005). De oppervlakte van het bemonsterde gebied is ongeveer 68500 ha. Tabel 9 geeft een overzicht van de in dit gebied aangetroffen soorten en hun dichtheid (berekend zonder rekening te houden met feit dat in sommige deelgebieden de bemonsterde locaties dichter bij elkaar lagen dan in andere gebieden). Veel soorten worden gezien het verschil in gebruikte maaswijdte van de zeven uiteraard enkel in de monsters genomen met de box-corer gevonden. Een vijftiental soorten – epibenthische maar ook endobenthische – soorten zijn enkel met de bodemschaaaf gevonden. Bij die stations die met beide tuigen bemonsterd zijn werden meer soorten aangetroffen in de bodemschaafmonsters dan in de boxcorermonsters. Dit is logisch gezien het veel kleinere bemonsterde oppervlak van de boxcorer. Met behulp van een Kruskal-Wallis en een gepaarde t-test is nagegaan of er een verschil bleek te zijn tussen de dichtheden van een aantal soorten in beide datasets (Tabel 9). Voor de epibenthische soorten als Gewone Zeester (*Asterias rubens*), de Gewone Strandkrab (*Carcinus maenas*), de Gewimperde Zwemkrab (*Liocarcinus arcuatus*), fuikhorrens (Nassariidae) en de Kleine Slangster (*Ophiura albida*) werden significant hogere dichtheden gevonden met de bodemschaaaf. Voor de Gewone Slangster (*Ophiura ophiura*) en het Nagelkrabje (*Thia scutellata*) werden (iets) hogere dichtheden gevonden met de box-corer. Hetzelfde geldt voor de tweekleppigen *Donax vittatus*, *Ensis*, *Tellina fabula*, *Venerupis senegalensis* en *Spisula subtruncata*. Dit komt mogelijkerwijze enerzijds doordat kleinere exemplaren (broed) gemist werden met de bodemschaaaf, anderzijds doordat de dieren dieper in het sediment voorkomen (mesheften).

In een onderzoek naar de effecten van kokkelvisserij op de bodemfauna in de Voordelta (Craeymeersch & Hummel 2004) zijn monsters genomen met een box-corer (maaswijdte 1mm) en een aangepaste hydraulische kor (maaswijdte 5mm). Tabel 10 geeft een overzicht van de gevonden soorten en hun dichtheid in juni/juli 2003, zeven maanden nadat in een deel van dit gebied gevist werd. Er is geen onderscheid gemaakt tussen bevestigd en onbevestigd gebied. Ook hier zien we dat meerdere soorten enkel in de monsters met de box-corer gevonden werden, een beperkt aantal soorten (4) enkel in de monsters genomen met de kor. Voor de drie soorten die in beide tuigen vaak voorkwamen (kokkel, nonnetje en strandgaper) bleek geen significant verschil in dichtheid.

Op een beperkt aantal locaties (7) voor de Noordhollandse kust is in december 2002 gemonsterd met de bodemschaaaf van IMARES, de 2m-boomkor van IMARES (conform (Jennings *et al.* 1999) en de 3m-boomkor gebruikt door NIOZ. Zoals verwacht worden in de bodem levende tweekleppigen en zee-anemonen veelal beter bemonsterd met een schaaaf, al is het verschil slechts voor mesheften en de halfgeknotte strandschelp significant (Tabel 11). Dat is waarschijnlijk te wijten aan het beperkte aantal monsters. Voor de epibenthische soorten (met uitzondering van zeesterren) blijken de gevonden dichtheden met de bodemschaaaf significant hoger dan de waardes gevonden met minstens een van beide boomkorren.

8.4 Conclusie

Macrobenthische dieren van sterk uiteenlopende grootte leven op en in de bodem en komen er met sterk uiteenlopende dichtheden voor. Er is daarom niet een enkel monstertuig waarmee een goed beeld van alle fauna-elementen verkregen kan worden. Het aantal studies die verschillende monstertuigen vergelijken, is erg beperkt. Er kan echter geconcludeerd worden dat:

- Boxcorers en happers zijn vooral geschikt voor het bemonsteren van de relatief kleinere (maaswijdte zeef 1 mm), minder 'zeldzame', in de bodem levende dieren, waarbij een box-corer door zijn grotere penetratiediepte de voorkeur heeft (bemonsterde oppervlakte $< 1 \text{ m}^2$) (zie ook Kröncke & Bergfeld, 2001). Grotere mobiele en sedentaire, relatief zeldzame, vooral epibenthische soorten worden zelden in voldoende aantallen gevonden met deze tuigen. Hiervoor worden traditioneel dreggen en gesleepte netten gebruikt.
- Bij dreggen, gesleepte netten en bodemschaven wordt een grotere maaswijdte dan 1 mm gebruikt (zie beschrijvingen), en wordt dus zeker niet een totaal beeld van het macrobenthos verkregen.
- een bodemschaaf zich beperkt tot de bovenste bodemlaag en op de bodem levende (zeesterren, krabben, slakken), grotere dieren (maaswijdte zeef min. 5 mm) die ook als in kleinere dichtheden (bemonsterde oppervlakte ongeveer 15 m^2) voorkomen;
- een boomkor geschikt is voor het bemonsteren van op de bodem levende dieren, ook de dieren die in te lage dichtheden voorkomen voor goede schatting met schaaf. (treklengte ongeveer 200m).

Voor het verrichten van metingen aan bodemvissen zal eerst een goed monstertuig ontwikkeld moeten worden. Er worden proefbemonsteringen voorgesteld van een mosselkor met een omhullingskuil waarin de vissen worden opgevangen.

Tabel 9: Vergelijking vangstefficiëntie van bodemschaaf en box-corer voor endo- en epibenthische soorten. Verschillen in gemiddelde dichtheid zijn getest met een Kruskal-Wallis test en een t-test op log-getransformeerde data (Voordelta, najaar 2004, 402 locaties binnen 68425 ha) (# loc = aantal locaties waarop soort gevonden is; mean = gemiddelde dichtheid, st.d. = standaarddeviatie; KW = Kruskal Wallis).

species	# loc	boxc-corer		# loc	benthos dredge		statistical significance	
		mean	st.d.		mean	st.d.	p KW	p t-test
Abludomelita obtusata	12	1.925	17.954	0	0.000	0.000		
Alba	1	0.065	1.292	0	0.000	0.000		
Alba alba	49	26.066	171.869	63	10.070	71.155	0.011	0.001
Acanthocardia	0	0.000	0.000	1	0.000	0.006		
ACTINIARIA	29	2.994	18.452	107	1.847	15.408		
Amphilocheus neapolitanus	2	0.065	0.912	0	0.000	0.000		
Anatides	2	0.065	0.912	0	0.000	0.000		
Anatides mucosa	42	8.217	54.029	0	0.000	0.000		
Anatides rosea	7	0.259	2.029	0	0.000	0.000		
Angulus tenuis	12	0.614	4.669	33	0.069	0.599	0.002	0.025
Anoploactylus petiolatus	2	0.097	1.443	0	0.000	0.000		
Aora gracilis	2	0.129	2.041	0	0.000	0.000		
Aoridae	1	0.097	1.938	0	0.000	0.000		
Aphelochaeta maiori	67	121.773	590.074	0	0.000	0.000		
Arenicola marina	5	0.161	1.437	0	0.000	0.000		
Asterias rubens	4	0.129	1.267	181	0.361	1.130	0.000	0.000
Atylus	3	0.097	1.116	0	0.000	0.000		
Atylus falcatus	22	1.034	4.816	0	0.000	0.000		
Atylus swammerdamiei	16	2.132	17.679	0	0.000	0.000		
Autolytus	1	0.032	0.646	0	0.000	0.000		
Autolytus brachycephalus	1	0.032	0.646	0	0.000	0.000		
Autolytus langerhansii	6	0.291	2.488	0	0.000	0.000		
Bathyporeia	32	2.138	11.035	0	0.000	0.000		
Bathyporeia elegans	75	6.763	22.160	0	0.000	0.000		
Bathyporeia guillamsoniana	25	1.550	8.884	0	0.000	0.000		
Bathyporeia pelagica	3	0.452	7.802	0	0.000	0.000		
Bathyporeia pilosa	3	0.194	2.737	0	0.000	0.000		
Bathyporeia sarsi	3	2.584	50.393	0	0.000	0.000		
Bodotia scorpioides	4	0.129	1.267	0	0.000	0.000		
Bodotriidae	1	0.032	0.646	0	0.000	0.000		
Botryllus schlosseri	1	0.032	0.646	0	0.000	0.000		
Callianassa	3	0.097	1.116	0	0.000	0.000		
Callianassa subterranea	7	0.459	4.268	0	0.000	0.000		
Cancer pagurus	0	0.000	0.000	1	0.000	0.003	0.317	0.318
Cepitella capitata	73	12.387	42.054	0	0.000	0.000		
Caprellidae	13	0.678	4.265	0	0.000	0.000		
Carcinus maenas	4	0.226	2.495	94	0.229	1.072	0.000	0.000
Cerastoderma	3	0.097	1.116	0	0.000	0.000		
Cerastoderma edule	9	0.807	7.638	40	0.578	5.647	0.000	0.583
Chaetozona setosa	1	0.032	0.646	0	0.000	0.000		
Chamelea gallina	0	0.000	0.000	11	0.005	0.041	0.001	0.015
Corophium arenarium	1	0.452	9.044	0	0.000	0.000		
Corystes cassidulatus	0	0.000	0.000	5	0.008	0.135	0.025	0.218
Crangon crangon	22	0.840	3.677	0	0.000	0.000		
Crassostrea gigas	0	0.000	0.000	2	0.015	0.259		
Crepidula fornicata	3	0.129	1.579	1	0.050	0.968		
CUMACEA	2	0.065	0.912	0	0.000	0.000		
Cumopsis goodsiri	3	0.097	1.116	0	0.000	0.000		
DECAPODA	11	0.355	2.116	0	0.000	0.000		
Diastylis bradyi	9	0.291	1.918	0	0.000	0.000		
Donax vittatus	27	1.841	10.326	92	0.457	1.902	0.000	0.162
Echinocardium cordatum	88	6.202	17.569	0	0.000	0.000		
Ensis	189	88.563	236.803	291	55.876	189.317	0.099	0.000
Eteone	119	7.836	16.629	0	0.000	0.000		
Eumida	22	7.907	70.371	0	0.000	0.000		
Euspira catena	0	0.000	0.000	3	0.005	0.064	0.083	0.112
Fabulina fabula	59	6.311	19.701	77	0.652	2.306	0.504	0.000
Gammaridae	7	0.484	4.859	0	0.000	0.000		
GAMMARIDEA	4	0.129	1.267	0	0.000	0.000		
Gammarus	1	0.032	0.646	0	0.000	0.000		
Gammarus locusta	2	0.065	0.912	0	0.000	0.000		
GASTROPODA	1	0.032	0.646	0	0.000	0.000		
Gastrosaccus spinifer	70	4.360	12.533	0	0.000	0.000		
Glycera	4	0.161	1.704	0	0.000	0.000		
Glycera lapidum	1	0.169	3.369	0	0.000	0.000		
Glycera oxycephala	1	0.032	0.646	0	0.000	0.000		
Glycera tridactyla	1	0.032	0.646	0	0.000	0.000		
Harmothoe	5	0.194	1.819	0	0.000	0.000		
Harmothoe impar	1	0.032	0.646	0	0.000	0.000		
Haustorium arenarium	2	0.065	0.912	0	0.000	0.000		
Hesionura elongata	5	0.394	4.175	0	0.000	0.000		
Heteromastus filiformis	71	101.085	494.561	0	0.000	0.000		
HYDROZOA	5	0.291	2.651	0	0.000	0.000		
Idotea linearis	1	0.032	0.646	0	0.000	0.000		
Iphinoe trispinosa	1	0.032	0.646	0	0.000	0.000		
Laeis koreni	28	2.623	14.500	0	0.000	0.000		
Larica conchilega	77	37.145	221.894	0	0.000	0.000		
Leucothoe incisa	34	2.235	8.807	0	0.000	0.000		
Leucothoe lillieborghii	1	0.032	0.646	0	0.000	0.000		
Liocarcinus	1	0.032	0.646	0	0.000	0.000		
Liocarcinus arcuatus	1	0.065	1.292	27	0.111	1.011	0.000	0.011
Liocarcinus depurator	0	0.000	0.000	1	0.000	0.007	0.317	0.318
Liocarcinus holsatus	2	0.065	0.912	253	0.294	0.485	0.000	0.000
Lunatia poliana	20	0.937	4.879	82	0.353	1.603	0.000	0.710
Lutraria lutraria	0	0.000	0.000	18	0.009	0.052	0.000	0.001
Macoma balthica	35	3.133	16.382	57	0.529	2.753	0.056	0.000
Macropodia	0	0.000	0.000	5	0.004	0.043		
Macra stultorum	0	0.000	0.000	3	0.001	0.007	0.083	0.080
Magelona mirabilis	183	86.912	304.937	0	0.000	0.000		
Malmgreniella lunulata	38	2.455	11.232	0	0.000	0.000		
Marenzelleria	3	0.904	13.319	0	0.000	0.000		

Marenzelleria viridis	1	0.161	3.230	0	0.000	0.000		
Melita	3	0.161	2.139	0	0.000	0.000		
Melita palmata	1	0.032	0.646	0	0.000	0.000		
Mesopodopsis slabberi	10	0.365	2.305	0	0.000	0.000		
Microdeutopus anomalus	1	0.032	0.646	0	0.000	0.000		
Microphthalamus	2	0.065	0.912	0	0.000	0.000		
Microphthalamus listensis	1	0.032	0.646	0	0.000	0.000		
Microphthalamus similis	4	0.433	4.953	0	0.000	0.000		
Microprotopus maculatus	1	0.032	0.646	0	0.000	0.000		
Mya arenaria	36	36.101	218.073	54	22.724	201.323	0.089	0.034
Mysella bidentata	74	29.202	182.330	0	0.000	0.000		
MYSIDACEA	42	3.301	34.614	0	0.000	0.000		
Mytilus edulis	10	0.652	4.969	8	0.005	0.052	0.600	0.003
Nassaridae	25	1.654	8.544	160	1.876	8.557	0.000	0.000
NEMERTEA	95	13.640	140.637	0	0.000	0.000		
Nephtys	100	11.537	67.523	0	0.000	0.000		
Nephtys assimilis	5	0.194	1.819	0	0.000	0.000		
Nephtys caeca	39	3.301	14.548	0	0.000	0.000		
Nephtys cirrosa	276	38.786	43.444	0	0.000	0.000		
Nephtys hombergii	127	11.092	23.377	0	0.000	0.000		
Nephtys longosetosa	2	0.097	1.443	0	0.000	0.000		
Nereis	8	0.904	9.681	0	0.000	0.000		
Nereis diversicolor	14	5.265	43.919	0	0.000	0.000		
Nereis longissima	36	3.689	18.152	0	0.000	0.000		
Nereis succinea	5	0.807	11.378	0	0.000	0.000		
Nereis virens	3	0.129	1.579	0	0.000	0.000		
Notomastus latericeus	64	23.359	108.931	0	0.000	0.000		
OLIGOCHAETA	38	16.838	91.439	0	0.000	0.000		
Ophelia	2	0.065	0.912	0	0.000	0.000		
Ophelia limacina	6	0.329	3.646	0	0.000	0.000		
Ophiura	12	0.678	5.089	0	0.000	0.000		
Ophiura albida	18	1.550	9.061	123	2.576	10.590	0.000	0.000
Ophiura ophiura	10	0.464	3.568	165	0.473	1.545	0.000	0.000
OPHIUROIDEA	1	0.032	0.646	0	0.000	0.000		
Orchomene nanus	2	0.065	0.912	0	0.000	0.000		
Owenia fusiformis	57	19.486	103.519	0	0.000	0.000		
Paguridae	29	1.292	4.926	252	0.816	1.880	0.000	0.000
Paranidae	1	0.032	0.646	0	0.000	0.000		
Paranis fulgens	27	4.490	47.709	0	0.000	0.000		
PELECYPODA	20	0.678	3.027	0	0.000	0.000		
Petricola pholadiformis	7	2.306	31.068	8	0.079	0.879	0.823	0.048
Phaxos pellucidus	0	0.000	0.000	1	0.000	0.005	0.317	0.318
Philoceras trispinosus	1	0.032	0.646	0	0.000	0.000		
Pholoe inornata	11	0.581	3.726	0	0.000	0.000		
Phoronidae	12	1.915	19.728	0	0.000	0.000		
Phyllodoceidae	2	0.065	0.912	0	0.000	0.000		
Pisidia longicornis	0	0.000	0.000	15	0.057	0.469		
Poecilochaetus serpens	21	1.040	5.467	0	0.000	0.000		
POLYCHAETA	2	0.065	0.912	0	0.000	0.000		
Polydora	1	0.032	0.646	0	0.000	0.000		
Polydora cornuta	9	0.743	5.917	0	0.000	0.000		
Pontocrates	2	0.065	0.912	0	0.000	0.000		
Pontocrates altamarinus	53	2.455	6.832	0	0.000	0.000		
Pontocrates arenarius	1	0.097	1.938	0	0.000	0.000		
Pontocrates longimanus	7	0.323	3.016	0	0.000	0.000		
Portunus latipes	1	0.032	0.646	42	0.036	0.415	0.000	0.176
Praunus flexuosus	2	0.097	1.443	0	0.000	0.000		
Processa parva	5	0.161	1.437	0	0.000	0.000		
Psammochinus miliaris	0	0.000	0.000	2	0.000	0.004	0.157	0.159
Psammodrillus balanoglossus	1	0.032	0.646	0	0.000	0.000		
Pseudopolydora pulchra	4	0.129	1.287	0	0.000	0.000		
Pygospio elegans	26	4.335	27.707	0	0.000	0.000		
Schistomysis kervillei	34	1.589	6.304	0	0.000	0.000		
Schistomysis spiritus	3	0.129	1.579	0	0.000	0.000		
Scoelepis	4	0.129	1.287	0	0.000	0.000		
Scoelepis bonnieri	51	2.681	9.413	0	0.000	0.000		
Scoelepis foliosa	1	0.032	0.646	0	0.000	0.000		
Scoelepis squamata	8	0.323	2.398	0	0.000	0.000		
Scoloplos armiger	202	62.054	169.275	0	0.000	0.000		
Scrobicularia plana	7	1.130	10.822	5	0.011	0.150	0.544	0.014
Sigalion mathildae	26	1.137	5.172	0	0.000	0.000		
Spio	34	2.112	8.541	0	0.000	0.000		
Spio filicornis	10	2.584	40.268	0	0.000	0.000		
Spio gonocephala	21	1.550	8.538	0	0.000	0.000		
Spio martinensis	89	26.776	84.617	0	0.000	0.000		
Spionidae	20	0.969	5.245	0	0.000	0.000		
Spiophanes bombyx	211	73.324	211.343	0	0.000	0.000		
Spisula	2	0.065	0.912	0	0.000	0.000		
Spisula elliptica	0	0.000	0.000	4	0.003	0.049	0.045	0.157
Spisula solida	0	0.000	0.000	18	0.013	0.093	0.000	0.002
Spisula subtruncata	19	0.872	4.536	92	0.146	0.537	0.000	0.121
Stenothoe	2	0.065	0.912	0	0.000	0.000		
Stenothoe marina	8	0.291	2.125	0	0.000	0.000		
Stenelaris boa	6	0.226	1.927	0	0.000	0.000		
Streblospio benedicti	40	7.435	38.241	0	0.000	0.000		
Syllidae	1	0.168	3.359	0	0.000	0.000		
TANAIDACEA	5	0.258	2.574	0	0.000	0.000		
Tellinmya ferruginosa	63	13.211	44.489	0	0.000	0.000		
Tellininae	6	0.226	1.927	0	0.000	0.000		
Thia scutellata	13	0.452	2.547	59	0.047	0.247	0.000	0.028
Tornus subcarnatus	1	0.032	0.646	0	0.000	0.000		
Travisia forbesii	15	1.195	8.953	0	0.000	0.000		
Urothoe	8	0.517	4.899	0	0.000	0.000		
Urothoe brachicornis	47	3.818	19.398	0	0.000	0.000		
Urothoe poseidonis	164	79.151	206.030	0	0.000	0.000		
Venerupis senegalensis	3	0.097	1.116	9	0.048	0.394	0.085	0.757

Tabel 10: Vergelijking vangstefficiëntie van hydraulische kor en box-corer voor endo- en epibenthische soorten. Verschillen in gemiddelde dichtheid zijn getest met een Kruskal-Wallis test en een t-test op log-getransformeerde data (Haringvlietmonding, zomer 2005, 56 locaties binnen 19.15 ha) (# loc = aantal locaties waarop soort gevonden is; mean = gemiddelde dichtheid, st.d. = standaarddeviatie; KW = Kruskal Wallis).

species	box-corer			hydraulic dredge			statistical significance	
	# loc	mean	st.d.	# loc	mean	st.d.	p KW	p t-test
<i>Abra alba</i>	6	8.333	25.624	0	0.000	0.000		
ACTINIARIA	3	3.571	15.147	1	0.008	0.061		
<i>Aphelocheata marioni</i>	40	2425.000	3202.009	0	0.006	0.049		
<i>Asterias rubens</i>	0	0.000	0.000	1	0.000	0.000		
<i>Capitella capitata</i>	29	80.952	123.723	0	0.000	0.000		
<i>Carcinus maenas</i>	0	0.000	0.000	17	0.186	0.923		
<i>Cerastoderma edule</i>	32	96.429	123.857	53	15.268	20.552	0.436	0.078
<i>Corophium</i>	1	1.190	8.909	0	0.000	0.000		
<i>Corophium arenarium</i>	1	1.190	8.909	0	0.000	0.000		
<i>Corophium volutator</i>	1	1.190	8.909	0	0.000	0.000		
<i>Crangon crangon</i>	14	21.429	40.416	0	0.000	0.000		
<i>Cyathura carinata</i>	1	1.190	8.909	0	0.000	0.000		
DECAPODA	5	11.905	46.025	0	0.000	0.000		
Ensis	7	9.524	26.753	23	1.202	2.541		
Eteone	2	3.571	19.775	0	0.000	0.000		
<i>Heteromastus filiformis</i>	49	1314.286	1133.277	0	0.000	0.000		
<i>Lagis koreni</i>	24	88.095	136.393	0	0.000	0.000		
<i>Lanice conchilega</i>	5	72.619	423.411	0	0.000	0.000		
<i>Macoma balthica</i>	20	28.571	43.776	44	13.664	18.751	0.399	0.206
<i>Marenzelleria viridis</i>	1	1.190	8.909	0	0.000	0.000		
<i>Mya arenaria</i>	48	1126.191	2482.641	56	967.698	2519.599	0.400	0.550
<i>Mytilus edulis</i>	6	11.905	38.365	1	0.002	0.012	0.399	0.078
<i>Nephtys</i>	2	2.381	12.484	0	0.000	0.000		
<i>Nephtys hombergii</i>	2	2.381	12.484	0	0.000	0.000		
<i>Nereis</i>	16	27.381	48.869	0	0.000	0.000		
<i>Nereis (Eunereis) longissima</i>	2	7.143	45.267	0	0.000	0.000		
<i>Nereis (Hediste) diversicolor</i>	4	9.524	36.908	0	0.000	0.000		
<i>Nereis (Neanthes) succinea</i>	1	1.190	8.909	0	0.000	0.000		
OLIGOCHAETA	27	98.810	185.098	0	0.000	0.000		
<i>Ophiura</i>	1	1.190	8.909	0	0.000	0.000		
<i>Ophiura albida</i>	1	1.190	8.909	0	0.000	0.000		
<i>Orchomene nana</i>	1	1.190	8.909	0	0.000	0.000		
PELECYPODA	1	1.190	8.909	0	0.000	0.000		
<i>Polydora</i>	3	3.571	15.147	0	0.000	0.000		
<i>Polydora (polydora) cornuta</i>	17	66.667	150.420	0	0.000	0.000		
<i>Polydora (Pseudopolydora) pulchra</i>	1	1.190	8.909	0	0.000	0.000		
<i>Portunus latipes</i>	0	0.000	0.000	1	0.008	0.052		
<i>Proceræa cornuta</i>	1	3.571	26.726	0	0.000	0.000		
<i>Pygospio elegans</i>	32	234.524	644.729	0	0.000	0.000		
<i>Schistomysis kervillei</i>	1	1.190	8.909	0	0.000	0.000		
<i>Scoloplos (scoloplos) armiger</i>	32	128.571	163.229	0	0.000	0.000		
<i>Spio martinensis</i>	16	51.190	127.123	0	0.000	0.000		
<i>Spiofanæes bombyx</i>	28	67.857	98.055	0	0.000	0.000		
<i>Streblospio benedicti</i>	45	295.238	263.268	0	0.000	0.000		
<i>Venerupis senegalensis</i>	0	0.000	0.000	2	2.218	11.977		

Tabel 11: Vergelijking vangstefficiëntie van bodemschaaf (IMARES), 2m boomkor (IMARES) en 3m boomkor (NIOZ) voor endo- en epibenthische soorten. Verschillen in gemiddelde dichtheid zijn getest met december 2002, 7 locaties binnen 34.32 km2) (# loc = aantal locaties waarop soort gevonden is; mean = gemiddelde dichtheid, st.d. = standaarddeviatie).

species	# loc	benthos dredge		# loc	beam 2m		# loc	beam 3m		statistical significance	
		mean	std.		mean	std.		mean	std.	p ANOVA	
<i>Abra alba</i>	0	0.000	0.000	0	0.000	0.000	1	0.015	0.040	0.387	
ACTINIARIA	6	5.297	7.172	0	0.000	0.000	0	0.000	0.000	0.006	***
<i>Asterias rubens</i>	1	0.025	0.067	5	0.010	0.015	5	0.027	0.049	0.783	
<i>Carcinus maenas</i>	0	0.000	0.000	2	0.001	0.002	3	0.003	0.005	0.158	
<i>Chamelea gallina</i>	3	0.405	0.759	0	0.000	0.000	1	0.002	0.006	0.113	
<i>Crangon crangon</i>	6	1.201	2.202	7	0.915	0.572	7	1.519	0.987	0.412	
<i>Crepidula fornicata</i>	0	0.000	0.000	0	0.000	0.000	1	0.016	0.043	0.387	
<i>Diogenes pugilator</i>	5	1.147	1.937	7	0.114	0.149	4	0.181	0.235	0.142	
<i>Donax vittatus</i>	1	0.011	0.028	0	0.000	0.000	1	0.001	0.001	0.406	
<i>Echinocardium cordatum</i>	1	0.293	0.775	3	0.001	0.002	1	0.000	0.000	0.390	
<i>Ensis</i>	5	16.539	21.039	5	0.013	0.013	1	0.006	0.017	0.002	***
<i>Lagis koreni</i>	1	0.202	0.534	0	0.000	0.000	0	0.000	0.000	0.387	
<i>Liocarcinus depurator</i>	0	0.000	0.000	1	0.000	0.001	2	0.009	0.020	0.281	
<i>Liocarcinus holsatus</i>	5	1.040	1.496	7	0.111	0.048	7	0.489	0.343	0.129	
<i>Macoma balthica</i>	1	0.202	0.534	0	0.000	0.000	0	0.000	0.000	0.387	
<i>Macropodia</i>	2	0.086	0.198	1	0.000	0.001	2	0.004	0.006	0.290	
<i>Mactra corallina</i>	0	0.000	0.000	0	0.000	0.000	1	0.000	0.000	0.387	
<i>Mytilus edulis</i>	0	0.000	0.000	0	0.000	0.000	1	0.004	0.010	0.387	
Naticidae	4	2.774	3.056	3	0.011	0.016	4	0.202	0.307	0.010	***
<i>Ophiura albida</i>	5	5.949	8.170	2	0.022	0.051	4	0.130	0.146	0.010	***
<i>Ophiura ophiura</i>	7	6.622	8.432	0	0.000	0.000	7	6.892	5.429	0.002	***
<i>Pagurus bernhardus</i>	1	0.085	0.224	6	0.015	0.020	5	0.120	0.271	0.632	
<i>Palaemon serratus</i>	0	0.000	0.000	1	0.000	0.001	0	0.000	0.000	0.387	
<i>Pisidia longicornis</i>	1	0.011	0.028	0	0.000	0.000	0	0.000	0.000	0.387	
<i>Spisula subtruncata</i>	6	60.125	101.737	7	0.560	0.472	7	5.246	3.588	0.015	*
<i>Tellina fabula</i>	4	1.027	1.681	2	0.005	0.008	1	0.030	0.079	0.080	
<i>Tellina tenuis</i>	1	0.022	0.057	0	0.000	0.000	0	0.000	0.000	0.387	
<i>Venerupis senegalensis</i>	1	0.087	0.229	0	0.000	0.000	0	0.000	0.000	0.387	

9. Onderzoeksplan

9.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt op basis van de in de voorafgaande hoofdstukken geconstateerde inzichten en kennisleemtes een onderzoeksplan geformuleerd dat naar verwachting de aan het begin van dit rapport geformuleerde onderzoeksvragen zal beantwoorden. Allereerst zullen de randvoorwaarden worden besproken waarbinnen het onderzoek zal moeten plaatsvinden. Deze randvoorwaarden bepalen het type conclusies dat uiteindelijk getrokken zal kunnen worden en problemen die overwonnen zullen moeten worden om het onderzoek te laten slagen. Vervolgens wordt ingegaan op de vraag welke soortgroepen het beste onderzocht kunnen worden, welke methoden en technieken daarbij het beste gebruikt kunnen worden en op welke wijze onderzoeksvakken geselecteerd zouden moeten worden.

9.2 Randvoorwaarden

9.2.1 Uitgangssituatie

Mosselvisserij en mosselkweek in een vorm en omvang zoals wij die nu kennen vindt al meer dan een halve eeuw plaats. Het hier beschreven onderzoek wordt uitgevoerd omdat niet kan worden uitgesloten dat mosselvisserij en mosselkweek grote effecten hebben op de natuur in het sublitoraal van de westelijke Waddenzee. Als de effecten groot zijn (maar dat weten we niet!) dan moeten metingen aan het effect van mosselzaadvisserij en mosselkweek dus plaats vinden in een al sterk door mosselvisserij beïnvloed ecosysteem. De veranderingen in het systeem die al hebben plaatsgevonden vallen dan buiten ons meetbereik. Dit probleem staat bekend als het "*shifting baseline syndrome*" (Jackson *et al.* 2001; Jackson 2001). De essentie van het probleem is dat de gebieden die wij sluiten als referentie misschien geen goede referentie zijn, omdat ze al tientallen jaren onderworpen zijn aan mosselzaadvisserij. Voor dit probleem bestaat geen simpele oplossing, anders dan een aantal zeer grote gebieden (misschien wel van de omvang van de hele westelijke Waddenzee) langdurig te sluiten voor mosselvisserij en daarna een aantal vakken binnen die gebieden open te stellen voor visserij en het effect van visserij te meten. Een dergelijke aanpak stuit op een aantal praktische bezwaren:

- Een eerste probleem is dat in paragraaf 4.1.4.3 van het nieuwe beleidsbesluit schelpdiervisserij (LNV 2004) een onderzoeksperiode van 5 tot 10 jaar wordt voorzien in het onderzoek naar de ontwikkeling van ongestoorde gebieden in het sublitoraal van de Waddenzee. Die periode is te kort voor zo'n aanpak. Voor wat betreft de droogvallende mosselbanken weten we dat het herstel meer dan 10 jaar heeft geduurd (Ens *et al.* 2004) en nog steeds zijn er, meer dan 16 jaar na het verdwijnen van de droogvallende banken in 1990, nauwelijks mosselbanken teruggekeerd op het westelijke wad (Steenbergen *et al.* 2005a).
- Een tweede probleem is dat de mosselsector ernstige economische problemen zal ondervinden van sluiting van een aanzienlijk deel van de visgronden. In het extreme geval van volledige sluiting van de westelijke Waddenzee zou de totale sector waarschijnlijk op korte termijn failliet gaan.

Het onderzoeksplan richt zich daarom op effecten die binnen een periode van 10 jaar kunnen worden aangetoond in een systeem dat mogelijk al erg veranderd is door de visserij-activiteiten in de afgelopen decennia. Er zal na 5 jaar een tussentijdse beoordeling van de onderzoeksresultaten plaatsvinden.

9.2.2 Andere bodemberoerende visserij

Mosselzaadvisserij is niet de enige bodemberoerende visserij in de Waddenzee. Tot voor kort werd er mechanisch op kokkels gevestigd zowel in het sublitoraal als in het litoraal, maar deze vorm van visserij is per 1 januari 2005 verboden in de Nederlandse Waddenzee. Er mag wel nog handmatig op kokkels worden gevestigd, maar dat beperkt zich, net als de mechanische visserij op wadpieren, tot de droogvallende platen. Deze visserijen zullen dus geen invloed (meer) hebben op het onderzoek.

Op de Texelstroom wordt op kleine schaal in het voorjaar met de boomkor op tong gevestigd. In sommige jaren wordt in het najaar met de bordentrawl incidenteel op bot gevestigd. Het zou goed zijn voor het

onderzoek als gegevens over de locaties en de intensiteit van deze visserij gebruikt konden worden bij de analyse van de resultaten.

Dat geldt in nog sterkere mate voor de visserij op garnalen, die vooral plaatsvindt in de diepere delen van de Waddenzee. Er zijn in totaal 90 Nederlandse vergunningen voor garnalenvisserij in de Waddenzee. Tot op heden heeft er in de Nederlandse Waddenzee geen onderzoek plaatsgevonden naar de effecten op het bodemleven door bodemberoering door garnalenvisserij. Enerzijds lijkt het aannemelijk dat bodemberoering door een mosselkor een groter effect heeft dan bodemberoering door een garnalennet, aangezien biogene structuren worden verwijderd. Anderzijds leidt het geen twijfel dat de kans dat een stukje wadbodem in het sublitoraal in de loop van een jaar geraakt wordt door een garnalennet vele malen groter is dan de kans dat het stukje wadbodem wordt geraakt door een mosselkor. Er zijn namelijk meer garnalenboten dan mosselboten en de garnalenboten vissen het hele jaar rond, terwijl de mosselvisserij maar een paar weken per jaar plaatsvindt. Meetbare effecten van garnalenvisserij op het bodemleven kunnen dus niet op voorhand worden uitgesloten. In het ideale geval wordt daarom een onderzoek ontworpen dat de effecten van garnalenvisserij en mosselzaadvissersij afzonderlijk en in combinatie onderzoekt. De vele voordelen van een gecombineerd onderzoek zijn beschreven in bijlage III. Een gedetailleerde uitwerking van een dergelijk gecombineerd onderzoek viel echter buiten de vraagstelling van dit rapport. Mocht het niet lukken om tot een gecombineerde onderzoeksopzet te komen, dan is het in ieder geval zo dat het hier gepresenteerde onderzoek veel baat zou hebben bij kennis over de intensiteit van de garnalenvisserij op de verschillende onderzoekslocaties. In dat geval kan de garnalenvisserij namelijk als covariaat worden meegenomen in de statistische analyse van het effect van mosselzaadvissersij.

9.2.3 Aansluiten bij bestaande gesloten gebieden

In paragraaf 4.1.4.3 van het nieuwe beleidsbesluit schelpdiervisserij (LNV 2004) wordt gesteld dat de keuze van de te sluiten gebieden nadere analyse vereist, waarbij expliciet rekening moet worden gehouden met het feit “dat reeds sublitorale gebieden gesloten zijn in het kader van de 26% sluiting in de Waddenzee en dat delen van het sublitoraal in de Waddenzee door de mosselsector reeds vrijwillig zijn gesloten. Ook dient in ogenschouw te worden genomen dat een referentiegebied met daarbij een deel sublitoraal zal worden gesloten in de Waddenzee waar vervolgens de ontwikkeling van natuurwaarden wordt onderzocht”. Onderzoek van de in het kader van de 26% sluiting van de Waddenzee gesloten gebieden leert dat die gebieden betrekking hebben op de droogvallende platen. Gezien de grote verschillen in biodiversiteit tussen de litorale en de sublitorale mosselbanken (Saier 2001), kunnen gesloten gebieden in het litoraal niet als referentie dienen voor visserij in het sublitoraal. Het genoemde referentiegebied bevindt zich in de oostelijke Waddenzee onder Rottum. Dit deel van de Waddenzee kan in het onderzoek betrokken worden, maar dit levert wel logistieke problemen en een sterke kostenstijging van het onderzoek. Om de kosten niet al te sterk te laten stijgen, lijkt het beter om het onderzoek te concentreren in de westelijke Waddenzee waar de percelen liggen en waar ook het grootste deel van het mosselzaad wordt gewonnen. Als er mosselen liggen in vrijwillig gesloten sublitorale gebieden in de westelijke Waddenzee dan zullen die worden meegenomen in de selectie van onderzoeksvakken (zie paragraaf 9.4.3).

9.3 Wat moet hoe gemeten worden?

9.3.1 Natuurwaarden

Het onderzoek zal moeten plaatsvinden in een Waddenzee die in de afgelopen eeuw zeer sterk is veranderd door allerhande menselijke ingrepen, waaronder de aanleg van de Afsluitdijk. Bescherming van de natuurwaarden in het gebied heeft echter niet als doel alle vroegere natuur te herstellen. Uitgangspunt voor dit rapport vormen de wettelijke doelen. In het Natura 2000 doelendocument worden de landelijke instandhoudingsdoelstellingen geformuleerd (LNV 2006b; LNV 2006a). In het nog vast te stellen aanwijzingsbesluit voor de Waddenzee zullen de instandhoudingsdoelen voor de habitattypen en soorten en de begrenzing van de gebieden in meer detail worden vastgelegd. Echter, omdat de Waddenzee zo'n groot en uniek natuurgebied is legt het landelijke doelendocument ook al veel vast over de instandhoudingsdoelen voor de Waddenzee. Analyse van de natuurwaarden die beschermd moeten worden (hoofdstuk 2) en de kennis over de mogelijke effecten van mosselzaadvissersij en mosselcultuur op die natuurwaarden (hoofdstuk 3), of juist het gebrek daaraan, leidt tot het volgende lijstje:

- De omvang en kwaliteit van het mosselbestand dat als voedsel dient voor Eidereend, Toppereend en Brilduiker⁹
- De omvang van het visbestanden die mogelijk als voedsel dienen voor de Middelste Zaagbek en zeezoogdieren
- De kwaliteit van het habitat H1110_A (permanent overstroomde zandbanken in een getijdengebied) die kan worden gemeten aan:
 - De bedekking met mosselen en de zaadval van mosselen
 - De biodiversiteit van het bodemleven

De biodiversiteit kan op verschillende manieren gemeten worden en er zijn geen duidelijke aanknopingspunten om de ene maat te prefereren boven de andere maat. In een dergelijke situatie is het verstandig zoveel mogelijk maten te nemen, zolang dat tenminste geen grote verzwaring van de onderzoeksinspanning met zich meebrengt:

- Het voorkomen van zeldzame soorten bodemdieren en bodemvissen
- Het totale aantal soorten bodemdieren en bodemvissen
- De Simpson-index voor bodemdieren en bodemvissen
- De score op de eerste as van de multivariate DC-analyse voor bodemdieren en bodemvissen

Twee onderzoekstechnieken worden in dit onderzoeksplan voorgesteld:

1. Een gebiedsdekkende survey van bodemdieren en bodemvissen. Deze survey is met name geschikt om de biodiversiteit van wilde banken te vergelijken met de biodiversiteit van percelen en gebieden waar geen mosselen voorkomen. Het gebiedsdekkende karakter van de survey maakt het mogelijk te corrigeren voor de variatie in substraat tussen gebieden.
2. Een vergelijking van de ontwikkeling in gebieden die gesloten worden voor de mosselzaadvisserij met gebieden die open blijven voor de mosselzaadvisserij.

Het leefgebied van zeezoogdieren, vogels en verschillende grotere vissoorten is zo groot dat alleen als er heel grote gebieden worden gesloten (bijvoorbeeld met een omvang van de halve westelijke Waddenzee) er kans is dat een effect op de populaties van deze soorten gemeten kan worden. Het sluiten van een voldoende aantal (vanuit statistisch oogpunt) van dergelijke grote gebieden is niet realistisch uit te voeren binnen het Nederlandse deel van de Waddenzee. Bij instelling van kleinere gesloten gebieden is het wel mogelijk om verschil in gebruik te meten tussen open en gesloten gebieden. Ook dan moeten de vakken echter behoorlijk groot zijn. Eidereenden worden vliegend vanuit de lucht geteld (de Jong *et al.* 2005; Arts & Berrevoets 2006) en de inschatting is dat de nauwkeurigheid waarmee groepen kunnen worden gelokaliseerd ongeveer 750 m bedraagt (Ens *et al.* 2006). Vakken zouden dus niet kleiner mogen zijn dan 750 bij 750 m. Sluiting van 40 onderzoeksvakken zou dan neerkomen op een gebied van 2250 ha, een aanzienlijk deel van het gebied waar regelmatig mosselen liggen. In bijlage I wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste kennisleemtes in het onderzoek naar de in dit verband belangrijkste schelpdieretende vogel, de Eidereend, en het lijkt erop dat deze kennisleemtes ingevuld kunnen worden zonder het instellen van gesloten gebieden met een dergelijke omvang. De in bijlage I voorgestelde onderzoekopzet bestaat uit het ontwikkelen en valideren van een model dat de winterspreiding voorspelt, evenals de mate van voedsel stress onder de eenden (en de daarmee samenhangende mortaliteit) en de uitputting van belangrijke voedselbestanden. Dat moet gekoppeld worden aan een model over effecten van

⁹ Een van de auditors (G. Nehls) merkt in dit verband op: "The research program on birds, especially eiders, appears to be at an early stage and less information is given in the report as compared to other aspects. The question how mussel eating birds are affected by the mussel fisheries is very important and deserves more investigations. As mentioned in the report, fisheries may temporarily increase the average mussel biomass but also considerably lower the food source of birds in other times. In order to relate bird numbers, especially those of eider ducks to mussel stocks, the study should not refer to average figures but analyse the temporal and spatial pattern of mussel stocks available on cultures and natural beds. Only this way it can be investigated whether fisheries may lower the availability of suitable food in times when the supply is low and thus further narrow a natural bottleneck. In this respect, an analysis of the black-box data from the fisheries may provide important information about the temporal development of mussel stocks on individual cultures. In addition, more work needs to be done about the quality of mussels (flesh content, shell thickness) and their suitability as a food source for birds. It is appreciated, that the report considers prey quality as an important factor and it is recommended, that this aspect becomes part a focal point of the research program."

mosselvisserij en mosselkweek op het mosselbestand. Om dat laatste model te ontwikkelen en te valideren zijn de hier voorgestelde metingen aan mosselen in open en gesloten gebieden onontbeerlijk.

Het onderzoek aan de andere schelpdiereters, de Toppereend en de Brilduiker, en de viseters, met name de Middelste Zaagbek, kan hetzelfde stramien volgen. De open en gesloten gebieden worden dan niet gebruikt om verschillen in vogeldichtheden vast te stellen, maar uitsluitend om het effect van mosselzaadvisserij op het voedselaanbod van de vogels te meten. Die kennis wordt dan doorvertaald naar een effect op de eenden. Dat betekent wel dat er tegelijkertijd meer kennis over de voedsel生态学 van de genoemde eenden verzameld zal moeten worden¹⁰.

9.3.2 Welke monsterapparatuur moet worden gebruikt?

Over de meest wenselijke monstermethode zijn de volgende conclusies getrokken:

1. Side-scan sonar om een globaal beeld te krijgen van de mosselbedekking (die vaak erg "patchy" is) in beviste en onbeviste gebieden¹¹.
2. Box-corer voor bodemfauna.
3. Sleep met garnalennet of met mosselkor met omhullingskuil voor bodemvissen en andere epifauna die gemist wordt met de box-corer. Nader onderzoek zal moeten uitwijzen welke van deze twee methoden het meest effectief is.
4. Van Veen-happer en/of zuigkor voor bepalen dichtheid mosselen in de beviste en onbeviste vakken.

Daarnaast verdient het aanbeveling om rustige dagen (met relatief helder water) te benutten om onderwaterfoto's te maken van de wilde mosselbanken en de mosselpercelen.

9.4 Selectie van onderzoeksvakken

Vanwege de grote ruimtelijke variatie in substraat typen in de westelijke Waddenzee wordt een onderzoeksopzet voorzien waarbij paren van gesloten en open gebieden met elkaar vergeleken worden. De in hoofdstuk 6 beschreven power-analyse is ook op dit uitgangspunt gebaseerd.

9.4.1 Aantal onderzoeksvakken

Op basis van de beschikbare data is voor de bodemdieren in het sublitoraal een power-analyse uitgevoerd (hoofdstuk 6). Op basis van die power-analyse wordt geschat dat er ongeveer 40 onderzoeksvakken (oftewel 40 gesloten vakken die gepaard zijn aan 40 open gebieden) nodig zijn om op een termijn van 10 jaar tot een betrouwbare schatting van het effect van mosselzaadvisserij te komen.

Voor de bodemvissen is geen power-analyse uitgevoerd, maar er zijn wel data beschikbaar uit de demersal fish survey (DFS) die daarvoor gebruikt zouden kunnen worden (de Boer *et al.* 2001). Het ligt voor de hand een dergelijke power-analyse, geënt op een paarsgewijze analyse, alsnog uit te voeren. De DFS wordt uitgevoerd met een garnalennet en eerder gesignaleerd mogelijk probleem is dat met een dergelijk net niet op mosselbanken kan worden gevist. Als dat zo is, en als een mosselkor met omhullingskuil wel werkt, dan zou de power-analyse beter uitgevoerd kunnen worden op basis van de met de aangepaste mosselkor gevangen vissen en bodemdieren.

¹⁰ Een van de auditors (G. nehls) voegt toe aan de inspanningen die in het rapport voorgenomen zijn voor de studie naar Eidereenden: "The intended effort in the eider study – 3 winter surveys, 1 summer survey, plus additional ship transects – is considered to be rather low regarding the questions which shall be answered in the project. In order to compare the utilization of exploited and non-exploited areas as well as areas of mussel cultures, monthly counts from September to April, which is the period with highest numbers, are recommended."

¹¹ Een van de auditors (G. Nehls) merkt in dit verband op: "Side scan sonar is supposed to be difficult to be used in shallow waters, especially in the transition zone of subtidal and intertidal, a very interesting zone from an ecological point of view and not to be missed. Other methods, especially underwater video may be used in order to measure the coverage of mussel beds and other structures. Although the turbid water of the Wadden Sea will not allow brilliant pictures, coverage by mussels or oysters may still be detectable. In general, I expect that quite some effort will be necessary in order to develop a method to map the contours and the coverage (patchiness) of subtidal mussel beds. "

9.4.2 Grootte van de onderzoeksvakken

Een belangrijk punt van discussie vormde de noodzakelijke oppervlakte van de onderzoeksvakken. In het onderzoek naar de effecten van beheerste visserij op droogvallende mosselzaadbanken is gewerkt met vakken van 10 ha (Smaal *et al.* 2004). In een recent onderzoek naar de effecten van mosselzaadvisserij op de mosselbestanden in het sublitoraal zijn door van Stralen vakken van 1 ha gebruikt (van Stralen *et al.* 2006). Bestudering van de literatuur over schelpdiervisserij liet zien dat er sprake was van substantiële verschillen in vakgrootte tussen studies naar effecten van schelpdiervisserij, maar dat een duidelijke motivatie voor de gekozen vakgrootte vrijwel altijd ontbrak. Wel blijkt uit deze studies dat langdurige onderzoeken naar effecten van visserij vaak gebruik maken van relatief grote vakken. Uit studies naar effecten van reservaten op biodiversiteit blijkt dat er vele factoren van belang kunnen zijn voor de vakgrootte keuze. Over veel van deze factoren bestaat echter niet genoeg kennis om behulpzaam te kunnen zijn in de vakgrootte afweging. Desgevraagd adviseerden internationale experts op het gebied van onderzoek naar de effecten van schelpdiervisserij op bodemfauna om vakken van 10 ha te sluiten, vooral vanwege het feit dat randeffecten een kleinere rol zullen spelen bij grote vakken. Harde gegevens over randeffecten ontbreken echter en om die reden is de voorjaarsvisserij van 2006 gebruikt om nader onderzoek te doen naar deze randeffecten. Over dit onderzoek wordt elders gerapporteerd; de onderzoeksopzet is beschreven in bijlage II.

Als voor het onderzoek aan bodemvissen gebruik zal worden gemaakt van een garnalennet zoals bij de DFS survey, dan zijn vakken van 9 ha een minimum. In de DFS survey worden trekken van 15 minuten gedaan over een afstand van ongeveer 1 km. Een trek van 5 minuten is ongeveer het minimum en dat leidt tot een afstand van ongeveer 300 m. Er is echter een goede kans dat het garnalennet niet goed werkt bij een mosselbank en daarom wordt voorgesteld om een experimentele bevissing uit te voeren met een aangepaste mosselkor. Op basis daarvan kan worden vastgesteld hoe groot de onderzoeksvakken moeten zijn en welk aantal onderzoeksvakken nodig is¹².

Gezien het gebrek aan kennis over randeffecten verdient het aanbeveling om de metingen zodanig op te zetten dat de omvang van eventuele randeffecten achteraf nog kan worden vastgesteld.

9.4.3 Locatie van de onderzoeksvakken

Er zijn verschillende manieren om onderzoeksvakken te selecteren. Hieronder zal een aantal alternatieve methoden van plot-selectie met elkaar worden vergeleken. Uitgangspunt is dat (1) langjarige effecten geschat dienen te worden en een eenmaal geselecteerde plot zou daarom gedurende de hele onderzoeksperiode gevolgd moeten blijven worden en (2) er geen onzuiverheid in de schatting van het visserij-effect mag optreden in de richting van bijvoorbeeld 'arme' dan wel 'rijke' mosselgebieden. Verder dient opgemerkt te worden dat er op basis van historische gegevens informatie beschikbaar is over wat 'arme' gebieden en wat 'rijke' gebieden zijn. Het onderscheid tussen een 'arme' en een 'rijke' plot gebeurt op basis van een grens van 0.15 kg per m². Elk jaar voordat de bevissing plaats vindt wordt een survey uitgevoerd, waaruit volgt welke plots met mosselen bezet zijn. In methode 1 wordt *a priori* een aselechte keuze van 40 plots gemaakt. Er vindt een gestratificeerde bemonstering plaats met een weging naar kans op voorkomen van mosselen. Dat wil zeggen dat in de voorheen 'arme' gebieden relatief minder monsters genomen worden dan in de voorheen 'rijke' gebieden. Er wordt geen rekening gehouden met de zaadval in het eerste jaar van onderzoek. In methode 2 wordt een aselechte (niet noodzakelijk gestratificeerde) steekproef van 40 plots getrokken uit de populatie plots die in het eerste jaar met mosselen bezaaid liggen.

¹² Een van de auditors (G. Nehls) merkt hierbij op: “

Regarding the relation of mussel eating birds and their food stock a size of 10 ha to compare exploited and non-exploited areas is considered to be too small. If exploited and non-exploited areas are situated closely together, it will be almost impossible to relate the highly mobile birds to either area, as they are drifting with tides and may eventually flush from an approaching plane or ship. An area of 750 x 750 m as mentioned in chapter 9.3 of the report would better fit to a bird study, though bordering effects may still be problem. To overcome this, larger areas should be chosen or care has to be taken, that exploited and non-exploited are not too close to each other. Alternatively, study plots where bird numbers can be counted from land with an higher accuracy may be chosen; then it will be possible to carry out repeated counts and to conduct behavioural observations and thus yield precise data on the habitat utilisation.”

Varianten op de methoden zijn:

(3) wel uit de populatie van bedekte plots trekken, maar niet alle kaarten op het eerste jaar zetten. Dus, bijvoorbeeld, in het eerste jaar 20 plots kiezen en in het tweede jaar nogmaals 20; en

(4) 20 plots volgens methode 1 kiezen en 20 plots volgens methode 2.

Probleem met methode 1 is dat (vooral in de arme gebieden) veel plots zonder mosselen geselecteerd zullen worden. Dit probleem moet niet onderschat worden omdat in veruit het grootste deel van het potentiële gebied waar mosselzaad kan vallen plots zelden een dichtheid bereiken van meer dan 0.15 kg per m² (in slechts 139 van de 1466 plots is dit meer dan 3 keer gebeurd in de afgelopen 15 jaar).

Probleem met methode 2 is dat geen algemene uitspraken gedaan kunnen worden over het hele gebied, maar alleen over dat deelgebied dat toevallig in het eerste jaar met mosselen bezet is geraakt. Stel dat het eerste jaar een nogal afwijkend jaar is wat betreft plaats en grootte van het gebied waar het mosselzaad valt (bijvoorbeeld alleen zaadval in de Texelstroom), dan krijg je een onzuiver beeld.

Varianten op de methoden zouden kunnen zijn

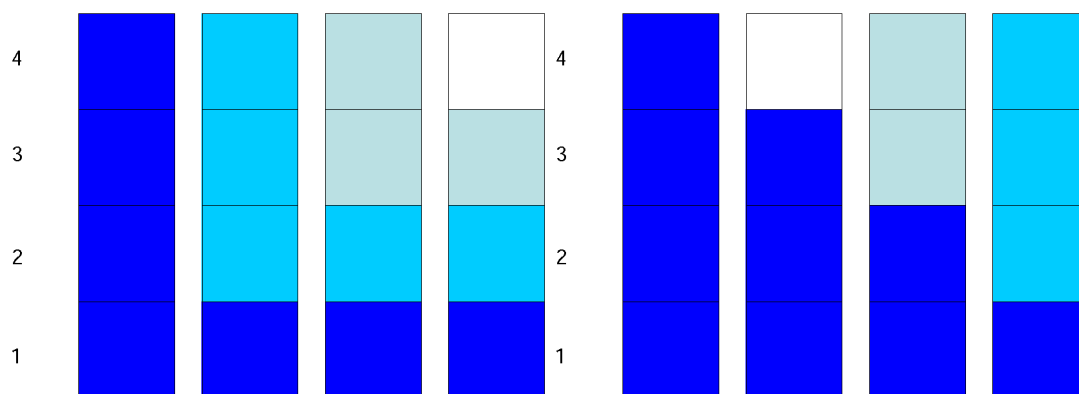
(3) Een deel van de plots volgens methode 1 kiezen en een deel van de plots volgens methode 2.

(4) Wel uit de populatie van bedekte plots trekken, maar niet alle kaarten op het eerste jaar zetten. Dus, bijvoorbeeld, in het eerste jaar 20 plots kiezen en in het tweede jaar nogmaals 20, of in alle vier jaren 10 plots.

Methode 3 is een wat slap compromis en heft de nadelen van methode 1 niet echt op. Methode (4) kent als nadeel dat de benodigde inspanning onevenredig over de jaren verdeeld is. Omdat de beperking zit in de maximale inspanning per jaar (budgetten lopen per jaar en de beschikbare menskracht en scheepstijd per jaar is beperkt), zouden geschikte varianten op methode (4) zijn

(5) In het eerste jaar op aselechte wijze 40 plots kiezen uit de populatie plots die dan bedekt zijn met meer dan 0.15 kg per m². Van deze 40 worden maar 10 gedurende alle vier jaar onderzocht en 30 voor maar 1 jaar onderzocht. In het tweede jaar kunnen dan 30 nieuwe plots geselecteerd worden uit de dan bedekte plots. Ook van deze 30 worden maar 10 gedurende de rest van het onderzoek gevolgd. De overige 20 etc.

(6) In het eerste jaar op aselechte wijze 40 plots kiezen uit de populatie plots die dan bedekt zijn met meer dan 0.15 kg per m². Van deze 40 worden 10 voor vier jaar gevolgd, 10 voor 3 jaar, 10 voor 2 jaar en 10 voor 1 jaar. Elk nieuw jaar kunnen dan 10 nieuwe plots gekozen worden die voor de duur van het experiment gevolgd blijven worden.



Figuur 39: Schematische weergave van manieren waarop onderzoeksplots geselecteerd kunnen worden. Elke kolom staat voor 10 plots. Elke rij voor een jaar. Verandering van kleur in een kolom (van onderen naar boven) betekent dat nieuwe plots gekozen worden. Elke kleur staat voor een aanvangsjaar. (a) methode 5 (zie tekst). (b) methode 6 (zie tekst).

In opzet (5) ligt de nadruk op het wegpoetsen van onzuiverheden veroorzaakt door de nadruk op een bepaald aanvangsjaar. Er zijn zoveel mogelijk verschillen aangebracht in deze storende factor. De nadruk ligt op 'zuivere' schattingen van de korte termijn (1 jaar) effecten. In opzet (6) ligt de nadruk op de lange termijn effecten en is het risico van een foutief beeld veroorzaakt door een 'afwijkend' aanvangsjaar groter. Figuur 39a geeft opzet 5 weer en Figuur 39b opzet 6. Indien er in het 2^e jaar van het onderzoek weinig zaadval plaatsvindt, dan ligt variant 5 voor de hand. Als er sprake is van een rijke zaadval, dan lijkt variant 6 de betere keuze. De keuze voor de locatie van de onderzoeksvakken kan dus

pas geschieden nadat bekend is hoeveel zaadval er in de zomer van 2006 heeft plaatsgevonden en waar deze zaadbanken zijn gelokaliseerd.

9.5 Onderzoekduur

De beschrijving zoals die hierboven gegeven is gaat uit van een totale looptijd van 10 jaar, waarbij de eerste meetfase 4 jaar duurt, met een rapportage in het vijfde jaar, en een tweede fase die in de 5 eropvolgende jaren gaat plaatsvinden; dit met het uiteindelijke doel de veranderingen over langere tijd te volgen en in kaart te brengen.

Literatuur

Alterra (2005) Passende beoordeling sublitorale mosselzaadvissers in de westelijke Waddenzee, najaar 2005. Alterra-Texel, RIVO-Yerseke,

Anonymous (2002) Revised guidance for sample sorting and subsampling protocols for EEM benthic invertebrate community surveys. National Environmental Effects Monitoring Office, National Water Research Institute, Environment Canada.

Arts, F. A. & Berrevoets, C. M. (2006) Midwintertelling van zee-eenden in de Waddenzee en de Nederlandse kustwateren, januari 2006. *Rapport RIKZ/2006.009*. RIKZ, Middelburg.

BEQUALM (2002) Biological Effects Quality Assurance in Marine Monitoring. Soft Bottom Macrofauna: Collection and treatment of samples.

Bergman, M. J. N. & van Santbrink, J. W. (1994) A new benthos dredge ('triple-D') for quantitative sampling of infauna species of low abundance. *Netherlands Journal of Sea Research*, **33**, 129-133.

Berrevoets, C. M. & Arts, F. A. (2003) Midwintertelling van zee-eenden in de Waddenzee en de Nederlandse kustwateren, januari 2003. *Rapport RIKZ/2003.008*. RIKZ, Middelburg.

Beukema, J. J. (1974) Efficiency of van Veen grab compared with Reineck box sampler. *Journal du conseil*, **35**, 319-327.

Beukema, J. J. (1976) Biomass and species richness of macro-benthic animals living on the tidal flats of the Dutch Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, **10**, 236-261.

Beukema, J. J. (1977) De rol van bodemdieren in de voedselketen van de zee. *Vakblad voor Biologen*, **57**, 284-287.

Beukema, J. J. (1982) Annual variation in reproductive success and biomass of the major macrozoobenthic species living in a tidal flat area of the Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, **16**, 37-45.

Beukema, J. J. (1995) Long-term effects of mechanical harvesting of lugworms *Arenicola marina* on the zoobenthic community of a tidal flat in the Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, **33**, 219-227.

Beukema, J. J. & Dekker, R. (2005) Decline of recruitment success of cockles and other bivalves in the Dutch Wadden Sea: possible role of climate change, predation on postlarvae and fisheries. *Marine Ecology Progress Series*, **287**, 149-167.

Beukema, J. J., Flach, E. C., Dekker, R. & Starink, M. (1999) A long-term study of the recovery of the macrozoobenthos on large defaunated plots on a tidal flat in the Wadden Sea. *Journal of Sea Research*, **42**, 235-254.

Bijlsma, R. G., Hustings, F. & Camphuysen, C. J. (2001) Algemene en schaarse vogels van Nederland (Avifauna van Nederland 2). GMB Uitgeverij/KNNV Uitgeverij, Haarlem/Utrecht.

Bos, A. R. & van Katwijk, M. M. (2005) Herintroductie van Groot Zeegras (*Zostera marina*) in de westelijke Waddenzee (2002-2005). *Rapport Afdeling Milieukunde*. Radboud Universiteit Nijmegen, Nijmegen.

Brooks, D. J., Dunn, E., Gillmor, R., Hollom, P. A. D., Hudson, R., Nicholson, E. M., Ogilvie, M. A., Olney, P. J. S., Roselaar, C. S., Simmons, K. E. L., Voous, K. H., Wallace, D. I. M., Wattel, J. & Wilson, M. G.

- (1985) Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Volume IV Terns to Woodpeckers. Oxford University Press, Oxford.
- Buhs, F. & Reise, K. (1997) Epibenthic fauna dredged from tidal channels in the Wadden Sea of Schleswig-Holstein: spatial patterns and a long-term decline. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, **51**, 343-359.
- Bult, T. P., van Stralen, M. R., Brummelhuis, E., & Baars, D. (2004) Eindrapport EVA II deelproject F4b (Evaluatie Schelpdiervisserij tweede fase): Mosselvisserij en -kweek in het sublitoraal van de Waddenzee. *RIVO Rapport C049/04*. RIVO, Yerseke.
- Buschbaum, C. (2002) Predation on barnacles of intertidal and subtidal mussel beds in the Wadden Sea. *Helgoland Marine Research*, **56**, 37-43.
- Buschbaum, C. & Saier, B. (2001) Growth of the mussel *Mytilus edulis* L. in the Wadden Sea affected by tidal emergence barnacle epibionts. *Journal of Sea Research*, **45**, 27-36.
- Bustnes, J. O. (1998) Selection of blue mussels, *Mytilus edulis*, by common eiders, *Somateria mollissima*, by size in relation to shell content. *Canadian Journal of Zoology*, **76**, 1787-1790.
- Bustnes, J. O. & Erikstad, K. E. (1990) Size selection of common mussels, *Mytilus edulis*, by common eiders, *Somateria mollissima*. Energy maximization or shell weight minimization? *Canadian Journal of Zoology*, **68**, 2280-2283.
- Camphuysen, C. J., Berrevoets, C. M., Cremers, H. J. W. M., Dekinga, A., Dekker, R., Ens, B. J., van der Have, T. M., Kats, R. K. H., Kuiken, T., Leopold, M. F., van der Meer, J. & Piersma, T. (2002) Mass mortality of common eiders (*Somateria mollissima*) in the Dutch Wadden Sea, winter 1999/2000: starvation in a commercially exploited wetland of international importance. *Biological Conservation*, **106**, 303-317.
- Carey, J. & Keough, M. J. (2002) Compositing and subsampling to reduce costs and improve power in benthic infaunal monitoring programs. *Estuaries*, **25**, 1053-1061.
- Collie, J. S., Escanero, G. A. & Valentine, P. C. (1997) Effects of bottom fishing in the benthic megafauna of the Georges Bank. *Marine Ecology Progress Series*, **155**, 159-172.
- Collie, J. S., Hall, S. J., Kaiser, M. J. & Poiner, I. R. (2000) A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *Journal of Animal Ecology*, **69**, 785-798.
- Craeymeersch, J. A., Escaravage, V., & Perdon, J. (2005) Baseline study MEP-MV2. Lot 2: bodemdieren. Voortgangsrapportage juni 2005. *RIVO Rapport nr. C027/05*. Nederlands Instituut voor Visserij Onderzoek, Ijmuiden.
- Craeymeersch, J. A. & Hummel, H. (2004) Effectonderzoek kokkelvisserij Voordelta. *RIVO rapport C012/04*. RIVO, Yerseke.
- Craeymeersch, J. A. & van der Land, M. A. (1998) De schelpdierbestanden in de Voordelta 1993 - 1997. *RIVO rapport C056/98*. RIVO, Yerseke.
- Currie, D. R. & Parry, G. R. (1996) Effects of scallop dredging on a soft sediment community: a large-scale experimental study. *Marine Ecology Progress Series*, **134**, 131-150.
- Dankers, N. M. J. A., Kühl, H. & Wolff, W. J. (1981) Invertebrates of the Wadden Sea. Final Report of the section "Marine Zoology" of the Wadden Sea Working Group. Stichting Veth tot steun aan Waddenonderzoek, Leiden.
- Dankers, N. M. J. A., Wolff, W. J., & Zijlstra, J. J. (1978) Fishes and fisheries of the Wadden Sea. *Final report of the section 'Fishes and fisheries' of the Wadden Sea Working Group*. A.A. Balkema, Rotterdam.

- Dare, P. J., Bell, M. C., Walker, P., & Bannister, R. C. A. (2004) Historical and current status of cockle and mussel stocks in The Wash. *CEFAS report*. CEFAS, Lowestoft.
- de Boer, W. F., Welleman, H. C., & Dekker, W. (2001) De relatie tussen het voorkomen van vissoorten en garnaal in de *Demersal Fish Survey* in relatie tot het zoutgehalte en andere habitatvariabelen in de Waddenzee, Oosterschelde en Westerschelde. *RIVO Rapport C052/01*. RIVO, IJmuiden.
- de Jong, M. L., Ens, B. J., & Leopold, M. F. (2005) Het voorkomen van Zee- en Eidereenden in de winter van 2004-2005 in de Waddenzee en de Noordzee-kustzone. *Alterra rapport 1208*. Alterra, Wageningen.
- de Jonge, V. N. (1997) High remaining productivity in the Dutch western Wadden Sea despite decreasing nutrient inputs from riverine sources. *Marine Pollution Bulletin*, **34**, 427-436.
- Dekker, R. (1982) Vergelijking van de bruikbaarheid van de Van Veen-happer met de Van Arkel-flushing sampler voor het bemonsteren van het sublitorale macrobenthos van de Waddenzee. *NIOZ Interne Verslagen 1982-9*. NIOZ, Texel.
- Dekker, R. (1987) The importance of the subtidal macrobenthos as food source for the Wadden Sea ecosystem. In: *Proceedings of the 5th International Wadden Sea Symposium* (eds S. Tougaard & S. Asbirk), pp. 27-34. Esbjerg.
- Dekker, R. (1989) The macrozoobenthos of the Subtidal Western Dutch Wadden Sea. I. Biomass and species richness. *Netherlands Journal of Sea Research*, **23**, 57-68.
- Dekker, R. & Waasdorp, D. (2005) Het macrozoobenthos op twaalf raaien in de Waddenzee en de Eems-Dollard in 2004. *NIOZ-rapport 2005-1*. NIOZ, Texel.
- Dijkema, R. (1997) Molluscan Fisheries and Culture in the Netherlands. *U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Rep. NMFS 129*.
- Dolmer, P. (2002) Mussel dredging: impact on epifauna in Limfjorden, Denmark. *Journal of Shellfish Research*, **21**, 529-537.
- Dolmer, P. & Frandsen, R. P. (2002) Evaluation of the Danish mussel fishery: suggestions for an ecosystem management approach. *Helgoland Marine Research*, **56**, 13-20.
- Dolmer, P., Kristensen, T., Christiansen, M. L., Petersen, M. F., Kristensen, P. S. & Hoffman, E. (2001) Short-term impact of blue mussel dredging (*Mytilus edulis* L.) on a benthic community. *Hydrobiologia*, **465**, 115-127.
- Eleftheriou, A. & McIntyre, A. (2005) Methods for the study of marine benthos. Blackwell Publishing, Oxford.
- Ens, B. J. (2003) What we know and what we should know about mollusc fisheries and aquacultures in the Wadden Sea. In: *Proceedings of the 10th International Scientific Wadden Sea Symposium*, (eds Wolff, W. J., Essink, K., Kellerman, A., & van Leeuwe, M. A.), Ministerie van LNV, Den Haag.
- Ens, B. J. & Altig, D. (1996) The effect of an experimentally created mussel bed on bird densities and food intake of the Oystercatcher *Haematopus ostralegus*. *Ardea*, **84A**, 493-507.
- Ens, B. J., Borgsteede, F. H. M., Camphuysen, C. J., Dorrestein, G. M., Kats, R. K. H., & Leopold, M. F. (2002) Eidereendensterfte in de winter 2001/2002. *Alterra-rapport 521*. Alterra, Wageningen.
- Ens, B. J. & Kats, R. K. H. (2004) Evaluatie van voedselreservering Eidereenden in de Waddenzee - rapportage in het kader van EVA II deelproject B2. *Alterra rapport 931*. Alterra, Wageningen.
- Ens, B. J., Kats, R. K. H., Bult, T. P., de Jong, M. L., Dijkman, E. M., and Leopold, M. F. (2006) A multiscale analysis of the distribution of Common Eiders *Somateria mollissima* preying on shellfish in the Dutch Wadden Sea. Unpublished Work.

- Ens, B. J., Smaal, A. C., & de Vlas, J. (2004) The effects of shellfish fishery on the ecosystems of the Dutch Wadden Sea and Oosterschelde. Final report on the second phase of the scientific evaluation of the Dutch shellfish fishery policy (EVA II). *Alterra-rapport 1011; RIVO-rapport C056/04; RIKZ-rapport RKZ/2004.031*. Alterra, Wageningen.
- Ente, P. J. (1987) Bodemkundig onderzoek westelijke Waddenzee tussen GLW en NAP -5 m. *RJP Rapport 1987 - CBW*
- Essink, K. (1989) Getijdewateren Standaard Voorschrift voor bemonstering en analyse van macroscopische bodemfauna van het sublitoraal van de Waddenzee. *Rapport Rijkswaterstaat DGW, 31-8-1989*.
- Essink, K., de Vlas, J., Nijssen, R., & Poot, G. J. M. (2003) Heeft mechanische kokkelvisserij invloed gehad op de ontwikkeling van zeegras in de Nederlandse Waddenzee. *Rapport RIKZ/2003.026*. Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ), Haren/Den Haag.
- Essink, K., Dettmann, C., Farke, H., Laursen, K., Lüerßen, G., Marencic, H., & Wiersinga, W. (2005) Wadden Sea Quality Status Report 2004. *Wadden Sea Ecosystem No. 19*. Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany.
- Gibson, R. N. (1994) Impact of habitat quality and quantity on the recruitment of juvenile flatfishes. *Netherlands Journal of Sea Research*, **32**, 191-206.
- Günther, C. P. (1992) Dispersal of intertidal invertebrates: a strategy to react to disturbances of different scales? *Netherlands Journal of Sea Research*, **30**, 45-56.
- Hall, S. J., Basford, D. J. & Robertson, M. R. (1990) The impact of hydraulic dredging for razor clams *Ensis* sp. on an infaunal community. *Netherlands Journal of Sea Research*, **27**, 119-125.
- Hall, S. J. & Harding, M. J. C. (1997) Physical disturbance and marine benthic communities: the effects of mechanical harvesting of cockles on non-target benthic infauna. *Journal of Applied Ecology*, **34**, 497-517.
- Halpern, B. S. (2003) The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter. *Ecological Applications*, **13 Supplement**, s117-s137.
- Heip, C. H. R., Creutzberg, F., Dittmer, J., Dörjes, J., Duineveld, G. C. A., Kingston, P., Mair, H., Rachor, E., Rumohr, H., Thielemans, L., & Vanosmael, C. (1985) Report on an intercalibration exercise on sampling methods for macrobenthos. *ICES C.M. 1985/L:19*.
- Hiddink, J. G. (2003) Effects of suction-dredging for cockles on non-target fauna in the Wadden Sea. *Journal of Sea Research*, **50**, 315-323.
- Hoek, P. P. C. (1911) Rapport over de schelpdiervisscherij en schelpdierteelt in de Noordelijke Zuiderzee. *Verslag van den Staat der Nederlandsche Zeevisserijen over 1910*. Den Haag.
- Jackson, J. B. C. (2001) What was natural in the coastal oceans? *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **98**, 5411-5418.
- Jackson, J. B. C., Kirby, M. X., Berger, W. H., Bjørndal, K. A., Botsford, L. W., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J. A., Hughes, T. P., Kidwell, S., Lange, C. B., Lenihan, H. S., Pandolfi, J. M., Peterson, C. H., Steneck, R. S., Tegner, M. J. & Warner, R. R. (2001) Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science*, **293**, 629-638.
- Jager, Z., Kleef, H. L. & Tydeman, P. (1993) The distribution of 0-group flatfish in relation to abiotic factors on the tidal flats in the brackish Dollard (Ems estuary, Wadden Sea). *Journal of Fish Biology*, **43**, 31-43.

- Jennings, S., Lancaster, J., Woolmer, A. & Cotter, J. (1999) Distribution, diversity and abundance of epibenthic fauna in the North Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **79**, 385-399.
- Johnson, R. G. (1970) Variations in diversity within benthic marine communities. *American Naturalist*, **104**, 285-300.
- Kaiser, M. J., Broad, G. & Hall, S. J. (2001) Disturbance of intertidal soft sediment benthic communities by cockle hand raking. *Netherlands Journal of Sea Research*, **45**, 119-130.
- Kaiser, M. J., Ramsay, K., Richardson, C. A., Spence, F. E. & Brand, A. R. (2000) Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. *Journal of Animal Ecology*, **69**, 494-503.
- Kingston, P. (1988) Limitations on off-shore environmental monitoring imposed by sea bed sampler design. *Advances in Underwater Technology, Oceanographic Science and Off-shore Engineering* **16/31**, 273-281.
- Knott, D., Calder, D. R. & Dolah, R. F. (1983) Macrobenthos of sandy beach and nearshore environments at Murrells inlet, South Carolina. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **16**, 573-590.
- Lenihan, H. S. & Micheli, F. (2001) Soft-sediment communities. In: *Marine Community Ecology* (eds M. D. Bertness, S. D. Gaines & M. E. Hay), pp. 253-287. Sinauer Associates, Sunderland.
- Leopold, M. F., Smit, C. J., Goedhart, P. W., van Roomen, M., van Winden, A. J., & van Turnhout, C. (2004) Langjarige trends in aantallen wadvogels, in relatie tot de kokkelvisserij en het gevoerde beleid in deze. Eindverslag EVA II (Evaluatie schelpdiervisserij tweede fase). Deelproject C2. *Alterra rapport 954; SOVON-onderzoeksrapport 2004/07*. Alterra, Wageningen.
- LNV (2004) Ruimte voor een zilte oogst. Naar een omslag in de Nederlandse schelpdiercultuur. *Beleidsbesluit Schelpdiervisserij 2005-2020*. Ministerie LNV, Den Haag.
- LNV (2006a) Natura 2000 doelendocument - bijlagedocument. Ministerie LNV, Den Haag.
- LNV (2006b) Natura 2000 doelendocument - hoofddocument. Ministerie LNV, Den Haag.
- Lotze, H. K., Reise, K., Worm, B., van Beusekom, J., Busch, M., Ehlers, A., Heinrich, D., Hoffmann, R. C., Holm, P., Jensen, C., Knottnerus, O. S., Langhanki, N., Prummel, W., Vollmer, M. & Wolff, W. J. (2005) Human transformations of the Wadden Sea ecosystem through time: a synthesis. *Helgoland Marine Research*, **59**, 84-95.
- Mees, J. & Jones, M. B. (1997) The hyperbenthos. *Oceanography and Marine Biology: an annual review*, **35**, 221-235.
- Nehls, G & Büttger H. 2007. Spread of the Pacific Oyster *Crassostrea gigas* in the Wadden Sea. Bio Consult SH report
- Neigel, J. E. (2003) Species Area relationships and marine conservation. *Ecological Applications*, **13 Supplement**, s117-s137.
- Philippart, C. J. M. (1994) *Eutrophication as a possible cause of decline in the seagrass Zostera noltii of the Dutch Wadden Sea*. Dissertatie Landbouwniversiteit Wageningen.
- Piersma, T., Koolhaas, A., Dekinga, A., Beukema, J. J., Dekker, R. & Essink, K. (2001) Long-term indirect effects of mechanical cockle-dredging on intertidal bivalve stocks in the Wadden Sea. *Journal of Applied Ecology*, **38**, 976-990.

- Polte, P. & Asmus, H. (2006) Influence of seagrass beds (*Zostera noltii*) on the species composition of juvenile fishes temporarily visiting the intertidal zone of the Wadden Sea. *Journal of Sea Research*, **55**, 244-252.
- Polte, P., Schanz, A. & Asmus, H. (2005) The contribution of seagrass beds (*Zostera noltii*) to the function of tidal flats as a juvenile habitat for dominant, mobile epibenthos in the Wadden Sea. *Marine Biology*, **147**, 813-822.
- Pranovi, F., Raicevich, S., Franceschini, G., Farrace, M. G. & Giovanardi, O. (2000) Rapido trawling in the northern Adriatic Sea: effects on benthic communities in an experimental area. *ICES journal of Marine Science*, **57**, 517-524.
- Redeke, H. C. (1941) De visschen van Nederland. Sijthoff's Uitgeversmaatschappij N.V., Leiden.
- Reineck, H. E. (1963) Der Kastengreifer. *Natur und Museums*, **93**, 102-108.
- Riesen & Reise (1982) – Helgoländer Meeresunters. 35: 409-432
- Reise & Schubert (1987) – Helgoländer Meeresunters. 41: 69-82
- Reise, Herre & Sturm (1989) – Helgoländer Meeresunters. 43: 417-433
- Riddle, M. J. (1989) Bite profiles of some benthic grab samplers. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **29**, 285-292.
- Rumohr, H. (1990) Soft bottom macrofauna: Collection and treatment of samples. *Techniques in marine environmental sciences No. 8*. ICES, Copenhagen.
- Ryer, C. H., Stoner, A. W. & Titgen, R. H. (2004) Behavioral mechanisms underlying the refuge value of benthic habitat structure for two flatfishes with differing anti-predator strategies. *Marine Ecology-Progress Series*, **268**, 231-243.
- Saier, B. (2001) *Ecological Comparison of Intertidal and Subtidal Mussel beds in the Wadden Sea*. Hamburg University.
- Saier, B. (2002) Subtidal and intertidal mussel beds (*Mytilus edulis* L.) in the Wadden Sea: diversity differences of associated epifauna. *Helgoland Marine Research*, **56**, 44-50.
- Simmons, K. E. L., Brooks, D. J., Collar, N., Dunn, E., Gillmor, R., Hollom, P. A. D., Hudson, R., Nicholson, E. M., Ogilvie, M. A., Olney, P. J. S., Roselaar, C. S., Voous, K. H., Wallace, D. I. M., Wattel, J. & Wilson, M. G. (1983) Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Volume III Waders to Gulls. Oxford University Press, Oxford.
- Simmons, K. E. L., Ferguson-Lees, I. J., Gillmor, R., Hollom, P. A. D., Hudson, R., Nicholson, E. M., Ogilvie, M. A., Olney, P. J. S., Voous, K. H. & Wattel, J. (1977) Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Volume I Ostrich to Ducks. Oxford University Press, Oxford.
- Smaal, A. C., van Stralen, M. R., Kersting, K., & Dankers, N. (2004) Eindrapport EVA II deelproject F5 (Evaluatie Schelpdiervisserij tweede fase): De gevolgen van gecontroleerde bevissing voor bedekking en omvang van droogvallende mosselzaadbanken, een test van de Janlouw hypothese en van mogelijkheden voor natuurbouw. *RIVO rapport C022/04*. RIVO, Yerseke.
- Smit, C. J. & Wolff, W. J. (1981) Birds of the Wadden Sea. Balkema, Rotterdam.
- Steenbergen, J., Baars, J. M. D. D., Kesteloo-Hendrikse, J. J., Jol, J., van Stralen, M. R., & Craeymeersch, J. A. (2005a) Het mosselbestand en het areaal aan mosselbanken op de droogvallende platen in de Waddenzee in het voorjaar van 2005. *Rapport nr. C065/05*. RIVO, Yerseke.

- Steenbergen, J., Breen, V., & Jol, J. (2005b) LNV bestek mosselen en eidereenden Deelproject 3: Een vergelijking van de kwaliteit van mosselen op percelen en in het wild. *RIVO rapport C086/05*. RIVO, Yerseke.
- Swennen, C. (1985) Iets over de vogels van het open water van IJsselmeer, Waddenzee en Noordzee. *Vogeljaar*, **33**, 208-214.
- Ter Braak, C. J. F. & Šmilauer, P. (2002) CANOCO Reference manual: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca.
- Thrush, S. F., Hewitt, J. E., Cummings, V. J. & Dayton, P. K. (1995) The impact of habitat disturbance by scallop dredging on marine benthic communities: what can be predicted from the results of experiments? *Marine Ecology Progress Series*, **129**, 141-150.
- van Dolah, R. F., Wendt, P. H. & Levisen, M. V. (1991) A study of the effects of shrimp trawling on benthic communities in two South Carolina sounds. *Fisheries Research*, **12**, 139-156.
- van Stralen, M. R. (1992) Het bestand mosselzaad in de Waddenzee in het voorjaar 1992. *RIVO-DLO Rapport AQ 92-610*. RIVO-DLO, Yerseke.
- van Stralen, M. R. (2001) De ontwikkeling van mosselbestanden op droogvallende platen en in het sublitoraal van de Waddenzee vanaf 1955: een reconstructie op basis van gegevens uit de mosselzaadvisserij. *MarinX-rapport 2001.10*. MarinX, Scharendijke.
- van Stralen, M. R., Craeymeersch, J. A., & Jol, J. (2006) Het mosselbestand in de westelijke Waddenzee in het voorjaar van 2006. *IMARES rapport C037/06*. Yerseke.
- van Stralen, M. R. & Sas, H. J. W. (2006) Passende Beoordeling van de mosselzaadvisserij in het sublitoraal van de Westelijke Waddenzee in het najaar van 2006. *Rapport 2006.58.02*. MarinX, Scharendijke.
- van Veen, J. (1933) Onderzoeken naar het zandtransport van rivieren. *De Ingenieur*, **48**, 151-159.
- Verschuuren, J. M. (2004) Juridische risicoanalyse 'Beleidsbesluit Schelpdiervisserij 2005-2020' met het oog op toetsing aan de Vogel- en Habitatrichtlijn. *Rapport Centrum voor wetgevingsvraagstukken*. Universiteit van Tilburg, Tilburg.
- Walker, P. A. & Heessen, H. J. L. (1996) Long-term changes in ray populations in the North Sea. *ICES journal of Marine Science*, **53**, 1085-1093.
- Westphalen, A. (2006) Assoziierte Lebensgemeinschaften von natürlichten Muschelbänken und Muschelkulturflächen im Wattenmeer. *Diplomarbeit*. Georg-August-Universität, Göttingen.
- Wetlands International (2002) Waterbird Population Estimates - Third Edition. Wetlands International, Wageningen.
- Wolff, W. J. (2000) Causes of Extirpations in the Wadden Sea, an Estuarine Area in The Netherlands. *Conservation Biology*, **14**, 876-885.
- Zijlstra, J. J. (1972) On the importance of the Wadden Sea as a nursery area in relation to the conservation of the southern North Sea fishery resources. *Symposia of the Zoological Society of London*, **29**, 233-258.
- Zijlstra, J. J. (1976) Vissen. In: *Waddenzee. Natuurgebied van Nederland, Duitsland en Denemarken* (eds J. Abrahamse, W. Joenje & N. van Leeuwen-Seelt), pp. 133-141. Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten, 's-Graveland.

Zühlke, R. (2001) Monitoring Biodiversity of Epibenthos and Demersal Fish in the North Sea and Skagerrak. *Monitoring Report 2001 to the Commission of the European Community. EC Project: 98/021.*

Bijlage I Workshop kennislacunes Eidereend 23-2-2006

Inleiding

Op 23 februari 2006 is in Utrecht een discussiebijeenkomst gehouden waarbij geïnventariseerd is wat er wél en niet bekend is over het foeragegedrag en voedselpreferentie van eidereenden en de betekenis daarbij van sublitorale natuur in het algemeen en sublitorale mosselbanken en mosselpercelen in het bijzonder.

Het doel was om te komen tot een lijst met thema's die onderzocht zouden moeten worden om tot een voldoende inzicht te komen in de relatie tussen eidereendenvoorkomens en de effecten daarop van mosselweekactiviteiten of andere visserij-gerelateerde ingrepen.

Aanwezig waren: Sytze Braaksma, Bert Brinkman, Joep de Leeuw, Rudi Drent, Bruno Ens, Romke Kats, Hein Sas, Wim Schot, Aad Smaal, Wout van den Berg, Hans van Geesbergen, Manon Tentij, Jeroen Wijsman, Wim Wolff (voorzitter).

In de volgende secties zijn de conclusies van de bijeenkomst weergegeven.

Conclusies en observaties waarover geen grote verschillen van mening bestaan

Externe factoren

- 1 De eutrofiëring van de kustwateren is teruggelopen
- 2 De zeewatertemperatuur is opgelopen en strenge winters zijn minder frequent geworden

Mossels

- 1 In vergelijking tot de jaren 80 zijn de wilde mosselbestanden in het sublitoraal van de westelijke Waddenzee teruggelopen.
- 2 In de periode 1991-2005 is er sprake van:
 - o Fluctuerende mosselbestanden in het sublitoraal
 - o Toenemende mosselbestanden in het litoraal
- 3 Wilde mosselbestanden in het sublitoraal worden sinds het begin van de jaren negentig intensief bevestigd: de najaarsvisserij en de daaropvolgende voorjaarsvisserij bedragen tezamen in veel jaren meer dan 50% van het wilde sublitorale bestand in het najaar
- 4 Mosselen groeien beter op mosselpercelen dan op wilde sublitorale banken

Eidereenden

- 5 Gemiddeld genomen is het zo dat hoe meer vlees en hoe minder schelp een schelpdier bevat, hoe aantrekkelijker het betreffende schelpdier is als voedsel voor de Eidereend.
- 6 De vlees:schelp ratio van litorale mosselen is veel ongunstiger van de vlees:schelp ratio van sublitorale mosselen (Ens & Kats 2004; Steenbergen *et al.* 2005)
- 7 In het najaar van 2004 was de vlees:schelp ratio van sublitorale mosselen op percelen gunstiger dan de vlees:schelp ratio van wilde sublitorale mossels, maar het verschil was klein. In het voorjaar van 2005 was er geen verschil (Steenbergen *et al.* 2005).
- 8 Sublitorale mosselen vormen een belangrijke voedselbron voor overwinterende eidereenden in de westelijke Waddenzee
- 9 Litorale mosselen vormen een belangrijke voedselbron voor overwinterende eidereenden in de oostelijke Waddenzee (Ens *et al.* 2006)
- 10 Grote aantallen Eidereenden worden vooral op Noordzee waargenomen als er een tekort is aan sublitorale mosselen en als er veel *Spisula* in die kustzone is te vinden. Massasterfte treedt op als er veel Eidereenden naar de Noordzee zijn uitgeweken en de schelpdierbestanden aldaar laag zijn (Kats *et al.* 2006b)
- 11 Parasieten zijn niet de hoofdverklaring voor massasterftes onder Eidereenden (Kats *et al.* 2006a)

Discussiepunten en vragen

Zaadval, groei en sterfte van mosselen

- 1 Welke factoren bepalen de “zaadval” van mosselen?
 - o Goede zaadval na strenge winter (minder predatie)
 - o Minder zaadval als bestand laag is (mosselbank als substraat)
 - o Minder zaadval als eutrofiëring laag
- 2 Welke factoren bepalen de groei van mosselen?
 - o Betere groei bij hoge algendichtheid
 - o Betere groei bij meer waterbeweging
 - o Dichtheid in banken / omvang in betreffend gebied
 - o Ligging van de mosselbanken / percelen (zeegaten versus meer landinwaarts)
- 3 Welke factoren bepalen de natuurlijke sterfte van “grote” mosselen?
 - o Predatie door krabben, zeesterren en vogels (m.n. Eidereenden)
 - o Ziektes
 - o Stormen
 - o Ouderdom (aftakeling)

Effect mosselweek op voedsel Eidereend

- 1 Heeft de huidige intensieve mosselzaadvisserij een negatief effect op de kans op zaadval in de daaropvolgende jaren (m.a.w. is er sprake van overbevissing van het sublitoraal), of heeft de zaadvisserij geen effect op de zaadval, of is er zelfs sprake van een positief effect?
- 2 Hoe betrouwbaar is de schatting dat mosselweek het mosselbestand in de westelijke Waddenzee met gemiddeld 15% verhoogt?
- 3 Wat is het effect van mosselvisserij en -kweek op het mosselbestand in mosselarme jaren (=jaren met een laag voedselaanbod)? Arme jaren treden op als broedval een aantal jaren uitblijft.

Ecologie van de Eidereend

- 1 Wat is de “*conservation status*” van de Baltische-Waddenzee *Flyway* populatie?
 - o Wat is oorzaak van door Desholm *et al.* gesignaleerde discrepantie tussen wintertellingen en zomertellingen van de broedparen?
 - o Wat is het gesommeerde effect van alle bedreigingen langs de flyway (voedselsituatie, jacht, ziektes, predatie, vergiftiging, verdrinking in netten, aanvaringen met windmolens)
- 2 Welke factoren zijn naast de ratio tussen vlees en schelp van doorslaggevend belang voor de prooiselectie van de Eidereend?
 - o Hoe belangrijk zijn wilde sublitorale mosselen als voedselbron?
 - o Hoe belangrijk is *Ensis* als alternatieve voedselbron (gunstige vlees:schelp ratio, maar mogelijk meestal onbereikbaar)
 - o Wanneer zijn kokkels een belangrijke prooi?
 - Hoog vleesgehalte (afhankelijk formaat en seizoen)
- 3 Wat is herkomst en verspreidingsgedrag van overwinterende Eidereenden
 - o Actieradius overwinterend individu?
 - o Verschil tussen lokale broedvogels en immigranten uit het Oostzeegebied?

Andere eenden die schelpdieren eten

- 1 Wat is het belang van sublitorale mosselbestanden voor overwinterende Toppereenden
 - o Welke prooigroottes worden geselecteerd?
 - o Foerageren Toppereenden alleen op wilde sublitorale mossels, of ook op mosselen op percelen?
- 2 Waarom zijn de Zwarte Zee-eenden verdwenen uit de westelijke Waddenzee?
- Wat is de voedselbron van de eenden die daar nu nog steeds in kleine aantallen overwinteren?

Onderzoeksprioriteiten

Om antwoord te krijgen op de hoofdvragen (wat is het effect van mosselvisserij en mosselweek op het voor Eidereenden beschikbare voedselaanbod en wat is het effect van Eidereenden op het mosselbestand) is het nodig om twee modellen te ontwikkelen en die modellen zo goed mogelijk te valideren:

1. Een model over het effect van mosselvisserij en mosselweek op het mosselbestand
2. Een model dat winterverspreiding van de Eidereenden, de mate van voedsel stress onder de eenden (en de daarmee samenhangende mortaliteit) en de uitputting van belangrijke voedselbestanden voorspelt.

Dat kan alleen als er goede data zijn. Vandaar dat data verzameling de hoogste prioriteit heeft gekregen.

Eerste fase

- 1 Voortzetting jaarlijkse schatting van de voor de Eidereend belangrijke voedselbestanden
 - o schelpdiersurvey: sublitorale mossel, litorale mossel, kokkel, *Spisula*, *Ensis*, strandkrab, zeester, Japanse oester
 - o demersal fish survey: strandkrab
 - o monsterring mosselen op percelen / elektronisch zakboekje
 - o waar mogelijk metingen aanpassen en/of aanvullen, zodat survey beter aansluit bij kennis over prooiselectie Eidereend
 - o meting zaadval in najaar
- 2 Meer tellingen Eidereenden nodig om goede schatting vogeldagen te krijgen (i.v.m. predatiedruk) en het belang van de Nederlandse Waddenzee in de totale flyway
 - o Drie integrale tellingen per winterseizoen
 - o Telling in zomerseizoen om ruiende dieren ook te tellen (Bergeenden meteen meetellen)
 - o Benutten regelmatige tellingen van vaste trajecten door LNV schepen
 - o Verbetering coördinatie van de tellingen langs de gehele flyway
- 3 Jaarlijkse schatting van de mortaliteit van mosselen en het deel van de mortaliteit dat het gevolg is van predatie door Eidereenden

Tweede fase

- 4 Onderzoek naar factoren die zaadval, groei en mortaliteit van mosselen in het sublitoraal bepalen
- 5 Verder onderzoek naar de prooiselectie van de Eidereend
 - o Voortzetting koopproeven om selectie criteria beter te begrijpen. Volgens huidige inzichten: sublitorale mosselen > litorale mosselen > kokkels en *Spisula*.
 - Hoe passen *Ensis*, Zeester, Strandkrab en Japanse oester in dit rijtje
 - Welke andere factoren dan vlees:schelp ratio spelen een rol: grootte, bedekking met pokken, hechting aan het substraat
 - Voedselbehoefte als functie van prooi-soort
 - o Veldwaarnemingen aan prooiselectie Eidereenden
- 6 Onderzoek naar herkomst en verspreidingsgedrag van Eidereenden in de Waddenzee
 - o Herkomst (uit welke broedgebieden) via DNA of stabiele isotopen
 - o Verspreiding (binnen Waddenzee en aangrenzende Noordzee) via zenders en/of GPS-loggers
 - Hoe groot is actieradius van overwinterende vogels?
 - Blijven Nederlandse broedvogels ook 's winters dicht bij de kolonie?
 - o Zijn de vogels in de Wash uitgeweken Waddenzeevogels?

Derde fase

- 7 **Model over effecten mosselvisserij en mosselweek op mosselbestand ontwikkelen en valideren.** Omdat het niet mogelijk is een experiment uit te voeren waarbij een aantal waddenzeeën zonder mosselvisserij vergeleken worden met een aantal waddenzeeën met mosselvisserij, is een gevalideerd model de enige mogelijkheid om een

betrouwbare inschatting te maken van het effect van mosselkweek en mosselvisserij op het mosselbestand in de Waddenzee. Het model moet dynamisch zijn, d.w.z. het moet niet een gemiddelde schatting geven, maar van jaar op jaar, en de daaraan gekoppelde dynamiek in het mosselbestand, het effect van mosselkweek en mosselvisserij kunnen berekenen.

- 8 **Model over de Eidereend ontwikkelen en valideren dat winterspreiding voorspelt, de mate van voedsel stress onder de eenden (en de daarmee samenhangende mortaliteit) en de uitputting van belangrijke voedselbestanden.**
Voor dit model geldt hetzelfde als voor het model over de effecten van mosselvisserij en mosselkweek op het mosselbestand. Combinatie van het mosselmodel met het eidereendenmodel levert het antwoord op de vraag wat de effecten zijn van mosselkweek en mosselvisserij op de populatie Eidereenden.
 - o combinatie door Brinkman et al. ontwikkeld model over prooi keuze van de Eidereend (Brinkman *et al.* 2003) en het door Rappoldt et al. ontwikkelde WEBTICS dat de verspreiding van Scholeksters beschrijft (Rappoldt *et al.* 2004), maar makkelijk omgebouwd kan worden voor Eidereenden
 - o Identificeren belangrijkste parameters
 - o Onderzoek interferentie
 - o Validatie aan de hand van waargenomen sterfte en veranderingen in verspreiding (uitwijken naar de Noordzee)
- 9 Onderzoek naar de interactie tussen eidereend, mossel, strandkrab en zeester
 - o Het belang van dit onderzoek hangt erg af van het aandeel strandkrabben en zeesterren in het dieet van de Eidereenden die op mosselpercelen en wilde sublitorale banken naar voedsel zoeken. Als het aandeel krabben en zeesterren klein is dan heeft het onderzoek geen prioriteit. Als het aandeel hoog is dan heeft het onderzoek wel prioriteit.
- 10 Onderzoek naar het totaal van bedreigingen langs de gehele flyway van de Oostzee-Waddenzee populatie van de Eidereend:
 - o Internationaal netwerk benutten: informatie Oostzee, informatie bij onderzoeksinstituut NERI
 - o Populatie model voor de gehele flyway populatie
 - o Effecten klimaatverandering
 - o EU-aanvraag ontwikkelen voor financiering

Geen prioriteit

- 1 Onderzoek naar rol parasieten in sterfte. Onderzoek naar de oorzaken en gevolgen van verschillen in parasietbelasting tussen individuele Eidereenden is wetenschappelijk buitengewoon interessant, maar krijgt geen hoge prioriteit omdat parasieten niet als hoofdoorzaak van massasterfte worden gezien.
- 2 Waarom doen oostelijke broedkolonies van de Eidereend het beter dan de westelijke kolonies?

Literatuur

Brinkman, A. G., Ens, B. J., & Kats, R. K. H. (2003) Modelling the prey choice and distribution of Common Eiders *Somateria mollissima*. *Alterra rapport 839*. Alterra, Wageningen.

Ens, B. J. & Kats, R. K. H. (2004) Evaluatie van voedselreservering Eidereenden in de Waddenzee - rapportage in het kader van EVA II deelproject B2. *Alterra rapport 931*. Alterra, Wageningen.

Ens, B. J., Kats, R. K. H., Bult, T. P., de Jong, M. L., Dijkman, E. M., and Leopold, M. F. (2006) A multiscale analysis of the distribution of Common Eiders *Somateria mollissima* preying on shellfish in the Dutch Wadden Sea. Unpublished Work.

Kats, R. K. H., Christensen, T. K., Bækgaard, H., Borgsteede, F. H. M., Ens, B. J., Camphuysen, C. J., Meesters, H. W. G., Leopold, M. F., and Drent, R. H. (2006a) On the role of gastrointestinal

helminths (*Amidostomum acutum* and *Profilicollis botulus*) in recent mass mortalities among Common Eider (*Somateria mollissima*) wintering in the Netherlands: a comparison between beached and shot birds. Unpublished Work.

Kats, R. K. H., Ens, B. J., Bult, T. P., Camphuysen, C. J., Meesters, H. W. G., and Drent, R. H. (2006b) Common Eiders *Somateria mollissima* wintering in the Dutch Wadden Sea: distribution and mortality in relation to food stocks. Unpublished Work.

Rappoldt, C., Ens, B. J., Kersten, M., & Dijkman, E. (2004) Wader Energy Balance & Tidal Cycle Simulator WEBTICS. Technical Documentation version 1.1. *Alterra rapport 869*. Alterra, Wageningen.

Steenbergen, J., Breen, V., & Jol, J. (2005) LNV bestek mosselen en eidereenden Deelproject 3: Een vergelijking van de kwaliteit van mosselen op percelen en in het wild. *RIVO rapport C086/05*. RIVO, Yerseke.

Bijlage II Proefproject randeffecten

Inleiding

Tbv het onderzoek naar de natuurwaarden van sublitorale mosselbanken is een monitoringprogramma in voorbereiding waarbij onderzoeksvakken gesloten worden voor visserij en paarsgewijze worden vergeleken met beviste vakken. Een praktische vraag is welke omvang de gesloten onderzoeksvakken dienen te hebben om infauna en epifauna te kunnen bemonsteren zonder beïnvloeding door aanpalende visserij. Uit literatuuronderzoek komt niet een duidelijk gedefinieerde omvang naar voren. Om die reden is besloten via empirisch onderzoek na te gaan welke randeffecten van mosselzaadvisserij daadwerkelijk optreden. De verwachting dat directe effecten bestaan uit opwerveling van slib en sedimentatie in de omgeving van de beviste locaties. Verder zal er opwerveling van mosselen optreden die eveneens in de omgeving terecht zullen komen. Andere mogelijke effecten worden beschouwd als afgeleide hiervan. Op 26/4 is in de deelprojectgroep besloten dat de voorjaarsvisserij 2006 zal worden benut om dit onderzoek uit te voeren. Het meerjarige monitoringprogramma zou dan in najaar 2006 van start kunnen gaan.

Uitvoering onderzoek

Het onderzoek wordt uitgevoerd voor en na de voorjaarsvisserij die is gepland van half mei tot eind juni 2006. Er worden 10 vakken van 10 ha gesloten voor visserij en de vakken worden zo gekozen dat zowel meer dynamische omstandigheden, waar mogelijk veel mosselen worden opgewerveld en verplaatst, als meer rustige omstandigheden, met slibopwerveling, worden meegenomen. Deze vakken worden in het visplan van de PO mosselcultuur en de vergunning opgenomen als zijnde gesloten voor onderzoek. Zie bijlage 1.

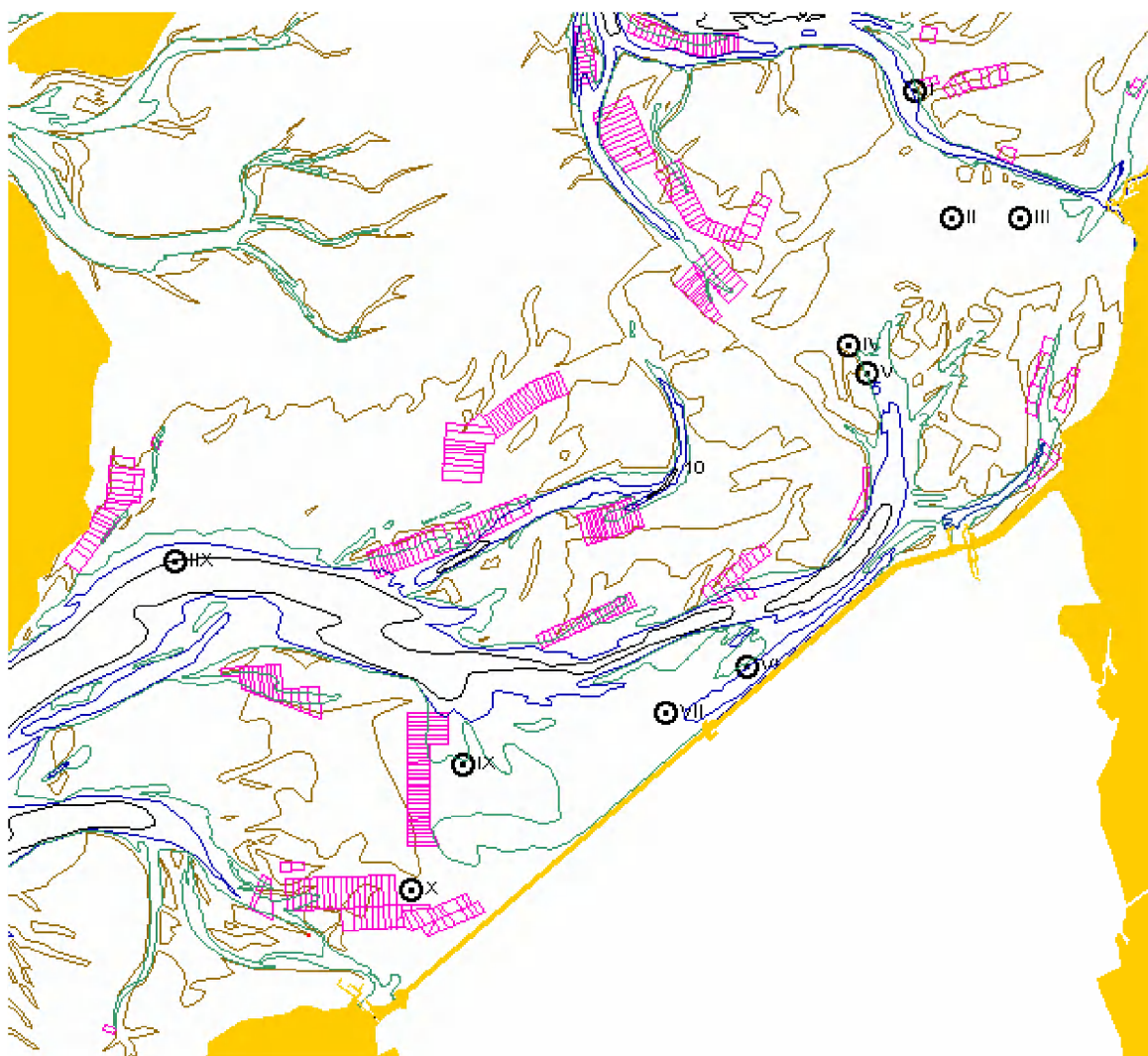
In elk vak worden een transect van 250 m uitgezet vanuit het middelpunt van het gesloten vak tot 100 m buiten het vak. De punten hebben een onderlinge afstand van 25 m.

De bemonstering is gericht op sediment en mosselen, en wordt gedaan met een Van Veen happer 4 tbv slib/sediment en een Van Veen happer 2 voor de mosseldichtheid.

Per punt worden 4 Van Veen mosselhappen en 1 Van Veen sedimentmonster genomen. De mosselmonsters worden aan boord verwerkt, zoals dat ook in de mosselhap programma's gebruikelijk is. Het sediment wordt bemonsterd en in potjes bewaard voor analyse op het lab. Met een Side Scan Sonar zullen inventarisaties gedaan worden van de mosselverspreiding in de gesloten gebieden en op het traject.

De T0 vindt plaats in week 19, en de T1 na de visserij, in week 26.

Figuur 1 Onderzoeklocaties vooronderzoek PRODUS-deelproject 3. Voor bijbehorende coördinaten zie tabel 2. Verder zijn aangegeven de dieptelijnen en mosselkweekpercelen.



Tabel 1. Coördinaten proefvakken vooronderzoek PRODUS-deelproject 3, 2006.

Coördinaten visgebieden (WGS84) proefvakken PRODUS deelproject 3				
Proefvakken PRODUS kaartdatum WGS84	Gesloten tot T0 (20 ha/vak)		Blijft gesloten (10 ha/vak)	
	NB	OL	NB	OL
I Blauwe Slenk H	53 12.711 53 12.711 53 12.371 53 12.371	05 18.340 05 18.626 05 18.626 05 18.340	53 12.540 53 12.540 53 12.371 53 12.371	05 18.340 05 18.626 05 18.626 05 18.340
II Molenrak-west N	53 10.342 53 10.342 53 10.171 53 10.171	05 19.298 05 19.867 05 19.867 05 19.298	53 10.342 53 10.342 53 10.171 53 10.171	05 19.583 05 19.867 05 19.867 05 19.583
III Molenrak-oost L	53 10.348 53 10.348 53 10.178 53 10.178	05 21.318 05 21.887 05 21.887 05 21.318	53 10.348 53 10.348 53 10.178 53 10.178	05 21.318 05 21.603 05 21.603 05 21.318
IV Verversgat-noord N	53 08.094 53 08.094 53 07.924 53 07.924	05 16.220 05 16.789 05 16.789 05 16.220	53 08.094 53 08.094 53 07.924 53 07.924	05 16.220 05 16.500 05 16.500 05 16.220
V Verversgat-zuid N	53 07.669 53 07.669 53 07.329 53 07.329	05 16.865 05 17.151 05 17.151 05 16.865	53 07.669 53 07.669 53 07.500 53 07.500	05 16.865 05 17.151 05 17.151 05 16.865
VI Breezanddijk-oost N	53 02.230 53 02.421 53 02.280 53 02.080	05 13.181 05 13.656 05 13.819 05 13.349	53 02.230 53 02.327 53 02.180 53 02.080	05 13.181 05 13.416 05 13.586 05 13.349
VII Breezanddijk-west N	53 01.616 53 01.616 53 01.275 53 01.275	05 10.859 05 11.145 05 11.145 05 10.859	53 01.444 53 01.444 53 01.275 53 01.275	05 10.859 05 11.145 05 11.145 05 10.859
VIII Texelstroom H	53 04.237 53 04.237 53 04.067 53 04.067	04 56.151 04 56.702 04 56.702 04 56.151	53 04.237 53 04.237 53 04.067 53 04.067	04 56.151 04 56.436 04 56.436 04 56.151
IX Vlieter L	53 00.578 53 00.578 53 00.408 53 00.408	05 04.714 05 05.283 05 05.283 05 04.714	53 00.578 53 00.578 53 00.408 53 00.408	05 05.000 05 05.283 05 05.283 05 05.000
X Boereplaat L	52 58.339 52 58.339 52 58.170 52 58.170	05 03.220 05 03.791 05 03.791 05 03.220	52 58.339 52 58.339 52 58.170 52 58.170	05 03.220 05 03.505 05 03.505 05 03.220
H = hoog dynamisch (sterke stroming, golfwerking, vaak zandig) N = intermediair L = laag dynamisch (vaak slikkig)				

Bijlage III Belang deelname van de garnalenvisserij aan het onderzoek naar de effecten mosselzaadvisserij op de natuurwaarden in het sublitoraal: een win-win-win-win situatie (mosselsector, garnalensector, onderzoek en beleid)

Inleiding

In het kader van PRODUS zal langjarig onderzoek van start gaan dat antwoord moet geven op de volgende vragen:

1. Kunnen zich in de Waddenzee meerjarige sublitorale mosselbanken en samenhangende natuurwaarden ontwikkelen bij afwezigheid van een bodemberoerende mosselzaadvisserij?
2. Wat is het effect van mosselzaadvisserij op natuurwaarden in het sublitoraal van de Waddenzee?
3. Hoe verhoudt de biodiversiteit van wilde sublitorale mosselbanken zich tot de biodiversiteit op mosselpercelen?
4. Wat zijn de effecten van mosselzaadvisserij op de zaadval van mosselen in de jaren na visserij?

Om dit onderzoek te kunnen doen is het nodig gebieden permanent te sluiten voor mosselzaadvisserij. Op grond van statistische argumenten wordt gedacht aan in totaal 40 gebieden. Over de oppervlakte van de gebieden bestaat nog discussie omdat er geen kennis is over de omvang van randeffecten en de vakgrootte die nodig is om de visfauna te bemonsteren. Daarom zal eerst onderzoek gedaan worden naar de randeffecten en de bemonstering van de visfauna. In dat kader zullen op zeer korte termijn 10 gebieden van 10 ha worden gesloten. Deze sluiting is vooralsnog niet permanent. Op basis van de resultaten van het onderzoek en de ligging van de nieuwe zaadval zullen dan in het najaar 40 gebieden worden geselecteerd die permanent worden gesloten.

Mosselzaadvisserij is niet de enige bodemberoerende visserij in het sublitoraal van de Waddenzee. Garnalenvisserij beroert de bodem ook en vindt op grote schaal plaats. De effecten van garnalenvisserij op het bodemleven in de westelijke Waddenzee zijn niet bekend. Afhankelijk van de omvang van die effecten is de garnalenvisserij een grote of minder grote storende factor in het onderzoek naar de effecten van de mosselzaadvisserij. In het ideale geval wordt het onderzoek naar de effecten van de mosselzaadvisserij daarom gecombineerd met onderzoek naar de effecten van garnalenvisserij.

Garnalenvisserij

De garnalenvisserij is op dit moment in gesprek met de natuurbeschermingsorganisaties over het verkrijgen van het MSC-certificaat van de Marine Stewardship Council. Dat vereist dat wordt voldaan aan drie voorwaarden:

1. Er mag geen sprake zijn van overbevissing van de doelsoort.
2. Er mag geen schade aan het ecosysteem worden toegebracht.
3. Er moet sprake zijn van een goed functionerend visserij management.

Garnalenvisserij heeft twee effecten op het ecosysteem: bijvangst van andere soorten en bodemberoering. Met name over de gevolgen van bodemberoering is vrijwel niets bekend. Het ontbreken van betrouwbare onderzoeksgegevens betekent dat de garnalenvisserij op dit moment niet kan aantonen dat er geen schade wordt toegebracht aan het ecosysteem van de Waddenzee.

Datzelfde probleem speelt ook met betrekking tot de vergunningverlening. De Waddenzee valt onder de vogel- en habitatrichtlijn en recente uitspraken van het Europese Hof maken duidelijk dat activiteiten die niet direct bijdragen aan het beheer alleen kunnen plaatsvinden als er voldoende

zekerheid is dat de betreffende activiteit geen schade toebrengt aan de natuur. Op dit moment kan de garnalenvisserij niet aantonen dat er geen schade wordt toegebracht aan het ecosysteem van de Waddenzee. I.t.t. de mosselzaadvisserij die jaarlijks vergunning moeten aanvragen is dit probleem voor de garnalenvisserij niet acuut, omdat de huidige vergunning loopt tot in 2007. Daarna zullen de garnalenvissers net als de mosselvisserij echter een passende beoordeling moeten maken waarin voldoende zekerheid wordt gegeven dat hun activiteiten geen schade aan de natuur toebrengen.

De oplossing

De ideale oplossing van de hierboven geschetste twee problemen (garnalenvisserij als mogelijk storende factor in het onderzoek naar de effecten van mosselzaadvisserij; ontbreken van goede gegevens over de effecten van garnalenvisserij op het ecosysteem van de Waddenzee) is simpel: breidt het onderzoek naar de mosselzaadvisserij uit met onderzoek naar de effecten van garnalenvisserij.

De voordelen voor de mosselsector zijn de volgende:

1. Meer kans dat het onderzoek naar de effecten van mosselzaadvisserij tot duidelijke resultaten leidt.
2. Het effect van mosselzaadvisserij kan worden onderscheiden van het effect van garnalenvisserij.

De voordelen voor de garnalensector zijn de volgende:

1. Het onderzoek leidt tot de noodzakelijke kennis over de effecten van bodemberoering door garnalenvisserij op het ecosysteem.
2. De garnalenvisserij kan ten dele meeliften op onderzoek dat toch al gedaan wordt.

Ook voor het beleid en het onderzoek is er een duidelijk voordeel: garnalenvisserij als experimenteel effect meenemen i.p.v. als onbekende storende factor verhoogt de kans dat het onderzoek tot duidelijke conclusies leidt.

Consequenties

De beste manier om het onderzoek naar de effecten van mosselzaadvisserij en garnalenvisserij op het bodemleven van de westelijke Waddenzee te combineren vereist nog wel enig denkwerk en overleg. Zo moet bedacht worden dat garnalenvisserij niet alleen plaatsvindt op locaties die voor de mosselzaadvisserij van belang zijn. Het aantal onderzoekslocaties zal dus moeten worden uitgebreid naar gebieden waar nooit mosselzaad valt, maar wel regelmatig op garnalen wordt gevestigd. In de bijgaande tabel wordt een overzicht gegeven over de gebiedssluitingen zoals die door de onderzoeksgroep worden voorgesteld.

Tabel 1: Voorgestelde gebiedssluitingen in het kader van het PRODUS onderzoek naar de effecten van mosselzaadvisserij op sublitorale natuurwaarden (PRODUS deelproject 3 : sublitorale natuurwaarden).

Onderzoek:	Moment van sluiting	Aantal gesloten vakken	Grootte van gesloten vakken	Locatie van gesloten vakken
Proefbemonstering randeffecten	Week 22 (tot en met week 26?)	10	9 ha	Wordt uiterlijk 1 mei vastgelegd
Monitoringsprogramma gesloten gebieden	Najaar 2006	40	Nog te bepalen (minimaal 4 ha, maximaal 9 ha)	Wordt na najaarsinventarisatie bepaald

Bijlage IV Brief Minister van LNV over aankondiging ontwerpbesluiten en Natura 2000-Doelendocument dd 24-11-2006

De Voorzitter van de Tweede Kamer der Staten-Generaal
Postbus 20018
2500 EA Den Haag

oms kenmerk : DRZO. 2006/4712

datum : 24-11-2006

onderwerp : Natura 2000; aankondiging ontwerpbesluiten en Natura 2000-Doelendocument

bijlagen : [1](#)

Geachte Voorzitter,

Met deze brief informeer ik u over het proces tot aanwijzing van Natura 2000-gebieden. Tevens ontvangt u een geactualiseerde versie van het Natura 2000-doelendocument.

Aanwijzing van Natura 2000-gebieden

Tijdens het debat op 14 september 2006 in het Algemeen Overleg met de vaste Kamercommissie voor LNV heb ik gesproken over de Natura 2000-doelen en de voorgenomen gefaseerde aanwijzing van de gebieden. Overeenkomstig de gedachtewisseling met de Kamerleden, acht ik het van belang dat zo spoedig mogelijk aan alle betrokkenen duidelijkheid wordt geboden over de uitwerking van Natura-2000 in de praktijk. Dat doe ik, door zo snel mogelijk te starten met de aanwijzingsprocedure voor de 162 Natura 2000-gebieden.

Ik ben van plan de kennisgeving van 111 ontwerp-aanwijzingsbesluiten op 27 november 2006 in de Staatscourant te publiceren. De publicatie is de start van de formele aanwijzingsprocedure. Op 9 januari 2007 start de formele inspraakprocedure. Dat betekent dat eenieder gedurende zes weken de gelegenheid heeft een zienswijze bij één of meerdere ontwerp-aanwijzingsbesluiten kenbaar te maken.

De aanwijzingsprocedure voor de overige 51 gebieden wordt later gestart.

Zo snel mogelijk na de publicatie van de kennisgeving in de Staatscourant zullen de ontwerp-aanwijzingsbesluiten samen met de Nota's van Toelichting, de kaarten van de betreffende Natura 2000-gebieden, het Natura 2000-doelendocument en andere relevante documenten op de website van mijn ministerie (www.minlnv.nl) worden geplaatst. Dit heeft geen consequenties voor de wettelijk bepaalde inspraaktermijn. Het tijdig beschikbaar maken van de documenten heeft alleen tot doel betrokkenen en geïnteresseerden zo spoedig mogelijk de gelegenheid te geven kennis te nemen van de documenten om eventuele zienswijzen te kunnen voorbereiden.

Na de inspraak worden de zienswijzen in ontvangst genomen en hebben de provincies de gelegenheid om hun beschouwing te geven. De ingezonden zienswijzen worden gebundeld tot een Nota van Antwoord. De Nota van Antwoord wordt toegezonden aan alle indieners van zienswijzen. Over de ingezonden zienswijzen en de beschouwingen van de provincies wordt een ambtelijk advies voorbereid. Als het advies daar aanleiding toe geeft, pas ik het ontwerpbesluit aan alvorens ik het definitieve besluit onderteken. Tegen dit besluit is beroep mogelijk. Volgens de planning verwacht ik de definitieve aanwijzing medio 2007.

De aanwijzingsbesluiten beschrijven zowel de begrenzing van de Natura 2000-gebieden als de te realiseren natuurdoelen. Ik heb in een zorgvuldige procedure in overleg met provincies en maatschappelijke organisaties de doelen vastgesteld. Bij het opstellen van die doelen is uitgegaan van de balans tussen richting geven en ruimte laten. Het uitgangspunt is dat de doelen haalbaar en betaalbaar moeten zijn.

Op basis van de doelstellingen zoals deze zijn vastgesteld in de aanwijzingsbesluiten worden beheerplannen opgesteld. In de beheerplannen wordt vastgelegd hoe en op welke termijn de doelen worden gerealiseerd. Deze beheerplannen worden opgesteld in samenwerking met de bij het Natura 2000-gebied betrokken eigenaren, gebruikers en beheerders. In het beheerplan kan immers het best bepaald worden waar en met welke middelen en in ruimte en tijd de doelen kunnen worden gerealiseerd. Mocht onverhoopt blijken dat de in het aanwijzingsbesluit gestelde doelen niet haalbaar en betaalbaar zijn, dan is er tijdens het proces van het opstellen van de beheerplannen de mogelijkheid om hierop in te spelen en kunnen eventueel voorgestelde maatregelen en doelen worden aangepast.

Ik ben er echter, gezien de zorgvuldige procedure die we hebben gevolgd om in overleg met provincies en maatschappelijke organisaties de doelen vast te stellen, van overtuigd dat dat slechts in uitzonderlijke situaties nodig zal zijn.

Natura 2000-Doelendocument

Ik maak tevens gebruik van de gelegenheid om uw Kamer een geactualiseerde en gedrukte versie van het Natura 2000-doelendocument aan te bieden. Op 6 juni 2006 heb ik u de eerste versie van het Natura 2000-Doelendocument doen toekomen (TK 30300 XIV, nr. 94). Dat doelendocument is op de onderstaande punten gewijzigd.

De eerste wijziging heeft betrekking op het landelijke doel voor het habitatype 1110, permanent overstroomde zandbanken. Nu staat nadrukkelijker in het doel geformuleerd dat de verbeteropgave pas gaat gelden, nadat het in het Beleidsbesluit Schelpdiervisserij aangekondigde onderzoek is afgerond én wanneer de uitkomsten van dit onderzoek, mede in het licht van het streven naar verduurzaming van de mosselsector en met inachtneming van de formulering van de doelen, deze verbeteropgave rechtvaardigen. Deze wijziging heb ik in het debat op 14 september aangekondigd.

Ten tweede is in het doelendocument een aantal wijzigingen van technische aard doorgevoerd. Daarmee is een fout in een aantal figuren in hoofdstuk 4 over het relatieve belang van Nederland en de beoordeling van de staat van instandhouding en een abusievelijk foutief ingevoegd bestand in bijlage 9.4.2. hersteld. Verder was een aantal habitattypen en soorten ten onrechte wel of ten onrechte niet toebedeeld aan bepaalde Natura 2000-landschappen.

In hoofdstuk 5 heb ik de teksten waar nodig redactioneel aangepast aan de gehanteerde standaardformuleringen voor instandhoudingsdoelen op gebiedsniveau. Met de beide zogenaamde ten gunste formuleringen is een redactionele wijziging toegepast die beter tot uitdrukking brengt dat een positieve ontwikkeling van bepaalde soorten of habitats in voorkomende gevallen ten koste mag gaan van bepaalde andere soorten of habitats.

In de toelichtingen bij de landelijke doelen (bijlage 9.3) heb ik het begrip 'belangrijkste gebied' gewijzigd in 'gebieden die grootste bijdrage leveren', dit om onnodige verwarring met de selectie van de gebieden te voorkomen. Doordat de besprekingen met de provincies Noord-Brabant, Zuid-Holland en Limburg over enkele gebieden pas na toezending aan de Tweede Kamer zijn afgerond, gaf het document in bijlage 9.5 over de gebieden waarvoor de begrenzing met meer dan 50 ha wordt bijgesteld een nog niet geheel compleet beeld. Voor de gebieden Kampina & Oisterwijkse Vennen, Kempenland-West, Solleveld & Kapittelduinen en het gebied Roerdal heb ik de bijlage

aangepast naar de laatste stand van zaken.

Alle provincies, relevante gemeenten en waterschappen en relevante maatschappelijke organisaties die eind 2005 het concept Natura 2000-doelendocument en de conceptinformatie over de 162 gebieden hebben ontvangen ten behoeve van informele afstemming krijgen het Natura 2000-doelendocument toegezonden.

De minister van Landbouw, Natuur
en Voedselkwaliteit,

dr. C.P. Veerman

Bijlagen

[Natura 2000 doelendocument](#)

Bijlage V Auditrapporten

Om de kwaliteit van de PRODUS-rapporten te bewaken is aan twee externe deskundigen gevraagd de inhoud van het rapport te becommentariëren, nl

Prof. dr. Wim J. Wolff, emiritus hoogleraar Mariene Biologie Rijksuniversiteit
Groningen
Dr. G. Nehls BioConsult SH, Husum, Germany

Hun opmerkingen en de manieren waarop deze zijn verwerkt in het rapport zijn hieronder weergegeven. De verwerking van de opmerking is cursief geplaatst.

V.1. Audit van Prof. Dr. Wim J. Wolff

Algemeen

Het rapport 'Sublitorale natuurwaarden in de Waddenzee. Rapportage PRODUS Deelproject 3' tracht te komen tot een onderzoekopzet voor een studie naar het effect van mosselzaadvisserij op sublitorale natuurwaarden.

Het rapport is logisch opgebouwd en komt naar het oordeel van ondergetekende tot verantwoorde en logische conclusies. De hierna gemaakte opmerkingen zijn dan ook te beschouwen als kanttekeningen die op details zouden kunnen leiden tot verbeteringen maar die niet de algemene strekking van de rapportage aanpassen.

Type- en taalfouten worden in deze evaluatie niet vermeld. Wel kan worden gesteld dat enige redactionele bewerking van de rapportage geen kwaad kan, onder andere om jargon te verwijderen.

Verwerking: het rapport is nog eens gecontroleerd op type- en taalfouten, en onnodig jargon is zoveel mogelijk verwijderd.

Titel

De titel van het rapport dekt de lading niet. Voorgesteld wordt een titel die ongeveer kan luiden: 'Beschrijving van een onderzoekopzet voor het effect van mosselzaadvisserij op sublitorale natuurwaarden in de Waddenzee'.

Verwerking: de opdracht die ten grondslag lag aan het rapport repte met nadruk over een overzicht van kennis over sublitorale natuurwaarden. De titel is veranderd in "Sublitorale natuurwaarden in de Waddenzee", met als ondertitel: "Een overzicht van bestaande kennis en een beschrijving van een onderzoekopzet voor een studie naar het effect van mosselzaadvisserij en mosselkweek op sublitorale natuurwaarden"

Samenvatting

Eventueel aan te passen als de overige opmerkingen tot veranderingen leiden.

Hoofdstuk 1. Inleiding en vraagstelling

Voorgesteld wordt om al in de eerste alinea uit te leggen wat 'sublitoraal' betekent.

Verwerking: uitleg is als voetnoot opgenomen

Hoofdstuk 2. Sublitorale natuurwaarden en het belang van sublitorale mosselbanken

2.2. Sublitorale natuur: algemeen

Gemist wordt een verder teruggaande historische beschouwing van de ontwikkeling (of eigenlijk de afbraak) van sublitorale levensgemeenschappen. Uit onderzoek in de Noordfriese Waddenzee (Möbius, Hagmeier, Reise en medewerkers) komt naar voren dat in een 'ongerepte' Waddenzee oesterbanken (*Ostrea edulis*) een belangrijke component van de levensgemeenschappen van het sublitoraal vormden en dat deze oesterbanken gekenmerkt werden door een grote rijkdom aan andere organismen. Oesterbanken kwamen ook in de Nederlandse Waddenzee voor (zie bijv. Fig. 2 in het voorliggende rapport; daarnaast ook bij Schiermonnikoog) en aangenomen moet worden dat die ongeveer dezelfde soortenrijkdom vertoonden als die in de Noordfriese Waddenzee.

Reise en medewerkers (Riesen & Reise (1982) – Helgoländer Meeresunters. 35: 409-432; Reise & Schubert (1987) – Helgoländer Meeresunters. 41: 69-82; Reise, Herre & Sturm (1989) – Helgoländer Meeresunters. 43: 417-433) maken aannemelijk dat de plaatsen die vacant kwamen door de overexploitatie van oesterbanken (en het verdwijnen van *Sabellaria*-riffen) werden ingenomen door uitbreiding van mosselbanken die zich eerder alleen bevonden in het gebied rond de laagwaterlijn. Als dat ook het geval is geweest in de Nederlandse Waddenzee, moeten we concluderen dat de huidige sublitorale mosselbanken eigenlijk een tweedegradslevensgemeenschap voorstellen (die overigens nog zeer waardevol kan zijn).

Verwerking: deze tekst is overgenomen

De kans dat er binnen afzienbare tijd weer banken van Europese platte oesters in de Waddenzee zullen voorkomen moet echter zeer gering worden geacht. In de eerste plaats omdat de platte oester in de Nederlandse Waddenzee is uitgestorven en in de tweede plaats wegens de onlangs gepubliceerde suggestie (Berghahn & Ruth (2004) – Aquatic Conservation 15: 91-104) dat de oesterbanken in de Waddenzee voor hun voortbestaan afhankelijk waren van de oesterpopulatie in de open Noordzee; die populatie is ook verdwenen. Daarbij komt ook nog dat de hydrografie van de westelijke Waddenzee door de bouw van de Afsluitdijk sterk is veranderd en dat het gebied wellicht ongeschikt is geworden voor een oesterpopulatie (te korte verblijftijden van het water, te troebel).

Verwerking: deze tekst is als voetnoot toegevoegd

2.3 Bodemdieren in het sublitoraal

In Tabel 1 ontbreekt volgens ondergetekende *Hydractinia echinata*.

Verwerking: soort is toegevoegd.

R. Dekker tekent hierbij aan:

De soort (Hydractinia echinata) is typisch zo'n twijfelgeval. Ik heb in de soortenlijst zo veel mogelijk niet die hard-substraat soorten opgenomen, die echt alleen op geëxponeerde harde substraten voorkomen, en niet op harde substraten in een sedimentrijke omgeving (i.e. schelpdierbanken in een waddenomgeving). Bij de hydroid Hydractinia echinata zit je wat dat betreft op het randje. Enerzijds leeft de soort zeer geëxponeerd op harde structuren, maar de soort leeft ook op de slakkenhuizen, die door Heremietkreeften (Pagurus bernhardus) bewoond worden. Pagurus staat wél op de lijst, dus ligt het voor de hand om ook Hydractinia op te nemen. Hydractinia echinata (Zeerasp geheten in het Nederlands) moet helemaal boven aan de lijst komen te staan, klasse voorkomen 2. Substraat: hard. Opmerkingen: ook op slakkenhuizen waarin Pagurus bernhardus leeft (zie tabel 1).

Vraagtekens worden gezet bij *Streblospio benedicti* (moet zijn *S. shrubsolii*; zie Wolff (2005) – Zoölogische Meded. 79),

Verwerking: naam is veranderd.

R. Dekker tekent hierbij aan:

Over de taxonomische identiteit van *Streblospio shrubsolii* dan wel *S. benedicti* wil ik mij niet wagen. In een oudere versie van het Polychaetenwerk van Hartmann-Schröder wordt de soort *S. shrubsolii* genoemd, in een recentere druk van het zelfde werk (1996) wordt deze zelfde soort als *S. benedicti* weergegeven, met *S. shrubsolii* als synoniem.

Alkmaria romijni (voor zo'n minuscule soort is moeilijk hard te maken dat hij zou zijn uitgestorven),

Verwerking: toegevoegd is 'wordt niet meer gevonden' in plaats van 'uitgestorven'

Sabellaria spinulosa (wordt in de categorie 'uitgestorven' geplaatst, maar het rapport vermeldt zelf dat hij nooit in de Nederlandse Waddenzee is waargenomen)

Verwerking: classificatie 'O' is weggelaten; toelichting blijven staan.

en *Electra crustulenta* (kwam in de Zuiderzee voor, maar ook in het gebied van de huidige Waddenzee?).

Verwerking: classificatie '?' gegeven; toelichting: "uitgestorven in afgesloten Zuiderzee, vroeger status WZ onduidelijk"

Laomedea (niet *Laomedia*) *longissima* in Tabel 1 is dezelfde soort als *Obelia longissima* in Figuur 12.

Verwerking: naamsvermelding aangepast

2.5 Vissen in het sublitoraal

Voorgesteld wordt om de oceanische dwaalgasten uit Tabel 2 weg te laten omdat die een vertekend beeld geven. Dit geldt onder andere voor *Lamna*, *Cetorhinus*, *Maurolicus*, *Scomberesox*, *Brama*, *Xiphias*, *Mola* en *Balistes*.

Verwerking: soorten zijn verwijderd, met vermelding onder aan tabel

De Brakwatergrondel en Lozano's grondel zijn in Tabel 2 niet op de juiste plaats vermeld; zij dienen bij de andere grondelsoorten te worden vermeld.

Verwerking: is gedaan

2.6 Vogels van het sublitoraal

Voorgesteld wordt de alfabetische volgorde van vogelsoorten in Tabel 3 te vervangen door een taxonomisch volgorde.

Verwerking: is gedaan

Onder 2.6.2.2 Middelste zaagbek wordt in de tweede alinea op het voorkomen van de spiering ingegaan. De tekst is niet geheel duidelijk maar wekt de suggestie dat het voorkomen van deze vissoort aan sublitorale mosselbanken gekoppeld zou kunnen zijn. Aannemelijk is echter dat de spiering vooral voorkomt in gebieden met lagere zoutgehalten (het is een typisch estuariene vissoort) en dat de mosselbanken al dan niet toevallig voor een belangrijk deel in dezelfde gebieden voorkomen.

Verwerking: deze opmerking is aan de tekst toegevoegd

Hoofdstuk 3. Effecten mosselzaadvisserij en mosselcultuur op mosselzaadval en natuurwaarden

Figuur 15 geeft een beeld van de verdeling van de mosselzaadvisserij in de periode 1997-2001 (zie ook § 4.2 en Fig. 17, 18 en 19). Opvallend is dat in het voorjaar de hoogste visintensiteiten (en dus waarschijnlijk het meeste mosselzaad) zijn te vinden in gebieden die worden gekenmerkt door lagere zoutgehalten in de omgeving van de spuiscuizen in de Afsluitdijk. Aan dit verschijnsel, dat volgens ondergetekende wel vaker is geconstateerd, wordt nergens in het rapport aandacht

besteed. Maar zou er een relatie kunnen zijn met het ontbreken van zeesterren bij lagere zoutgehalten?

Verwerking: *deze opmerking is als voetnoot aan de tekst toegevoegd. Overigens heeft dit wel degelijk de aandacht van de onderzoekers.*

4.5 Overig natuurlijk hard substraat

In Fig. 20 staan symbolen en arceringen die niet in de legenda worden verklaard. Is ook naar het voorkomen van keileem gekeken?

Verwerking: *de toelichting bij figuur 20 is aangepast. Keileem is niet aangetroffen. Volgens mij(=Mvan Stralen) komen keileembodems – nog herkenbaar als keileem - ook maar zelden aan het oppervlak omdat dit erosieve plekken zijn en de slib geleidelijk toch uitspoelt en de stenen achterblijven. Mogelijk dat onder de als stenig aangeduide gebieden wel keileem zit, maar de leem is dus niet gevonden. De kleiige bodems die we gezien hebben is vaak hafklei (mariene afzetting).*

Gemist wordt een beschouwing over de rol die Japanse oesters (*Crassostrea gigas*) als hard substraat kunnen gaan spelen.

Verwerking: *een opmerking is toegevoegd, evenals een literatuurverwijzing*

Hoofdstuk 5 Macrozoöbenthos in de sublitorale delen van de westelijke Waddenzee. Geven de huidige datasets een adequaat beeld?

5.4 Resultaten

De survey van 1981-82 geeft een ander beeld van de fauna dan de monitoring in de periode 1990-2005. Het valt in de Figuren 22 en 23 op dat het verschil voornamelijk wordt veroorzaakt door *Mya arenaria*, *Ensis americanus*, *Aphelocheata marioni*, *Polydora cornuta*, *Streblospio shrubsolii* en *Marenzelleria viridis*. Dat zijn met uitzondering van *Ensis* allen soorten die karakteristiek zijn voor slikkige gebieden. Is er mogelijk een relatie te leggen met het storten van baggerspecie of het verzanden van het Zuidoostrak?

Verwerking: *dit is een vraag die op dit moment niet beantwoord kan worden. De opmerking is als noot toegevoegd aan de tekst*

Verder ware aan te geven hoe de waarde van factor (2) in Fig. 25 en 27 wordt bepaald.

Verwerking: *er is enige toelichting bij figuur 25 en 27 gegeven.*

5.4.3 Voorkomen van *Mytilus edulis* in het sublitoraal

Geconcludeerd wordt dat mosselbroed een verhoogde kans heeft om zich op oudere mosselen te vestigen dan dat dit willekeurig gebeurt. Het kan echter ook zo zijn dat het mosselbroed door de zelfde factoren beïnvloed wordt als de oudere mosselen enkele jaren eerder. In § 5.5 wordt dat ook terecht zo gesteld.

Verwerking: *Dit is een opmerking, die -zoals gesteld- ook in par 5.5 gemaakt is.*

Hoofdstuk 6. Experimentele opzet en statistisch onderscheidingsvermogen

6.2.2 Het schatten van de binnen-behandelings standaarddeviatie

Er wordt gekozen voor drie diversiteitsmaten. Daarvoor geldt dat in elk geval het aantal gevonden soorten afhankelijk is van de monstergrootte en mogelijk de twee andere ook. Gezorgd moet daarom worden dat de steekproeven van vergelijkbare grootte zijn.

Verwerking: *dit is in het stuk niet verder behandeld, maar er is wel op teruggekomen bij de onderzoekopzet zoals die later geoffreerd is. Men kan niet aan verschillende*

monstergroottes ontkomen, maar er kan wél voor gezorgd worden dat het gebruik van de verschillende technieken deels een overlap vertoont, waardoor de verschillende uitkomsten met elkaar vergeleken kunnen worden, en er een soort ijking kan plaatsvinden.

In Figuur 30 (b) is onduidelijk wat de eenheden zijn op de x-as.

Verwerking: *diepte in meters (linker grafiek), afstanden in km (rechtergrafiek); de uitleg is toegevoegd aan fig 30-b*

Hoofdstuk 7. Vakgrootte in experimentele studies naar effecten van visserij

7.1 Inleiding

Een criterium dat men zou kunnen gebruiken bij het bepalen van de vakgrootte in experimentele studies is het aandeel van onbevist gebied binnen een bevist vak. Hoe intensiever de visserij is, des te kleinere vakken zou men kunnen gebruiken.

Als het aantal vakken vastligt (ca. 40) is het dienstig om bij de bepaling van de oppervlakte van de vakken ook rekening te houden met de oppervlakte waarop de mosselzaadvisserij zich afspeelt.

Verwerking: *de eerste opmerking geldt indien het onderscheidend vermogen (tussen beviste en onbeviste vakken) toeneemt met toenemende visserij-intensiteit. De randeffecten nemen dan eveneens toen, wat juist weer een pleidooi voor grotere vakken zou opleveren. De conclusie is dus niet eenduidig.*

7.2 Vakgroottes gebruikt in de literatuur

De relatie tussen enerzijds langdurige studies die grote vakken gebruiken en anderzijds grootschalige verstoringen die lange tijd voor herstel vergen, is niet logisch. Langdurige studies in grote vakken zou eerder een weerspiegeling kunnen zijn van beschikbare financiële en personele middelen.

Verwerking: *deze opmerking is als voetnoot toegevoegd.*

In Tabel 8 kan bij de studie van Hiddink (2003) worden toegevoegd dat die in slikkig zand plaatsvond (pers. waarneming).

Verwerking: *is gedaan*

De lijn getrokken in Fig. 34 wordt onvoldoende gesteund door de waarnemingen; waarschijnlijk geeft hij geen significant verband weer.

Verwerking: *dat lijkt plausibel; de lijn is verwijderd.*

Hoofdstuk 8. Bemonsteren van endo-en epibenthische macrofauna van zachte substraten

Geen opmerkingen.

9. Onderzoekplan

9.2.1 Uitgangssituatie

Er wordt voor allerlei facetten van het onderzoek een duidelijke keuze gemaakt in hoofdstuk 9. Echter niet voor de duur van het onderzoek. Er wordt vermeld dat het binnen 10 jaar moet gebeuren en dat er na 5 jaar een evaluatie plaatsvindt. In § 9.4.3 wordt echter de indruk gewekt dat het onderzoek 4 of 5 jaar zal duren. Er ware een beschouwing op grond van theoretische kennis en ervaringsgegevens te geven over wat de wenselijke onderzoeksduur is.

Verwerking: er is een paragraaf 9.5 toegevoegd met een samenvatting van wat de projectduur is, en hoe de perioden van 4 en 5 jaar daarin passen. De keuze voor 10 jaar voor het totale onderzoek is gebaseerd op de huidige kennis over het herstel van litorale mosselbanken zoals dat in de Nederlandse Waddenzee heeft in de periode na 1990

9.3.1 Natuurwaarden

Gesteld wordt dat de te onderzoeken natuurwaarden (mede) worden bepaald door de wettelijke doelen van het natuurbeschermingsbeleid. Dit lijkt een zeer kortzichtige aanpak omdat de wettelijke doelen grotendeels worden bepaald door een aantal lijsten van planten- en diersoorten en van habitats die behoren bij de EU-Vogel- en Habitatrichtlijnen. Zodra die lijsten veranderen, zullen ook de wettelijke doelen veranderen; daarbij is het aannemelijk dat er meer soorten op de lijsten zullen komen (vissen!). Het lijkt daarom verstandig in het onderzoekplan in elk geval de wettelijk van belang zijnde soorten mee te nemen en daarnaast tenminste die soorten waarvan men kan vermoeden dat ze ook een belangrijke natuurwaarde vertegenwoordigen (bijv. stekelrog en pijlstaartrog). Vaak zal dat eenvoudig kunnen doordat die soorten toch al in de monsters voorkomen.

Verwerking: bij de keuze van te onderzoeken vissoorten is vooral het verband met a) visetende vogels en b) sublitorale mosselbanken van belang. De overige vissoorten komen in het huidige onderzoek niet aan de orde, maar wél binnen lopend onderzoek naar demersale vis (DFS-survey, uitgevoerd door IMARES-IJmuiden), en het nog op te starten NWO-programma Zee- en Kustonderzoek.

In de laatste alinea wordt voorgesteld voor de Middelste Zaagbek verschillen in voedselaanbod te meten. Het lijkt nuttig om ook de helderheid van het water in de voedselgebieden te meten omdat dat mogelijk het succes van het voedselzoeken mede bepaalt.

Hoewel waarschijnlijk niet gezien als natuurwaarde, verdient het aanbeveling het voorkomen van de Japanse oester van het begin af aan in het onderzoekplan en de bemonstering op te nemen. Of deze soort sublitoraal van belang zal blijken te zijn, moet nog blijken maar dat is bepaald niet uitgesloten. In het litoraal komt hij in elk geval voor in vroegere en huidige mosselbanken.

Verwerking: de opmerkingen zijn niet in de tekst verwerkt, maar zullen wel meegenomen worden bij het opstellen van onderzoekplannen voor Middelste Zaagbek en inventarisaties van Japanse Oesters. Dit laatste gebeurt nu al, en de methode zal in de toekomst verfijnd worden.

Haren, 27-4-2007

Verwerkt: Texel, juli 2007

V.2. Audit van Dr. G. Nehls

IMARES has asked Georg Nehls, BioConsult SH, to comment on the above mentioned report.

The report describes scope and methodology of PRODUS, a research project on biotic diversity of the subtidal waters of the Dutch Wadden Sea, the dynamic of subtidal mussel beds as well as the impact of mussel fisheries. The project is intended to last 5 to 10 years. As can be understood from the report and the concept of PRODUS, the results of the project shall form the base of an Environmental Impact Assessment in context of the Nature 2000 directives of the mussel fisheries in the Dutch Wadden Sea. Consequently, the project addresses two main pathways: firstly, a description and assessment of the ecological status of subtidal waters and secondly, an assessment of the impact of mussel fisheries. It is explicitly referred to the habitat type sandbank (H1110) and to the bird species listed in Annex 1 of the EU Bird Directive, e.g. Eider, *Somateria mollissima*, Scaup, *Aythya marila* and Goldeneye *Bucephala clangula*. In addition, fish stocks as a food source of Red-breasted merganser, *Mergus serrator*, are mentioned as a further focal point of the project. PRODUS thus covers a very broad range of different subjects and questions related to the biodiversity of parts of the Dutch Wadden Sea.

It must be highly welcomed, that an extensive and long-lasting research program on subtidal biodiversity is launched in the Dutch Wadden Sea, as this is the compartment we know least about. As can be understood from the report and the accompanying description of the project, the main part of the research will be descriptive and based on in-depth analysis of the statistical power of the sampling design. The latter is considered to be very important and thus highly appreciated. The project is focussed a lot on surveys of benthic fauna, fish and birds and will thus provide a broad overview on the present situation and ecological changes in the subtidal areas. The project shall thus close an important gap in our knowledge and will be most suitable to fulfil monitoring and reporting requirements for both Nature 2000 and the Water Framework Directive. It is especially appreciated that a part of the study will be based on the comparison of exploited and non-exploited mussel beds which seems to be a suitable approach if unfished areas are sufficiently large. It is highly recommended to monitor the development of structure and size of individual subtidal mussel beds throughout the study period.

Algemeen: de auditor geeft een aantal algemene opmerkingen waar de auteurs geheel mee instemmen. In een aantal gevallen hebben de auteurs besloten een opmerking als voetnoot in de tekst op te nemen.

In the following section I will not comment on all details of the report and the project description but add a few comments and recommendations on selected aspects:

1. Mussel beds as reefs according to the habitat directive (H1170):

In autumn 2006, the EU member states have finally adopted the new definition of three marine habitats and listed a detailed definition of reefs (H1170) which now includes 'bivalve mussel beds originating from dead or living animals'. The genus *Mytilus* is mentioned as a reef-building organism. I recommend to consider the habitat type H117 in PRODUS as it may be even more relevant than subtidal sandbanks the project description already refers to. The definition implies, that mussel beds may be regarded as reefs, but it is not clear yet, whether all mussel beds or only a part of them have to be classified accordingly and it will be important to develop criteria how to map and assess subtidal reefs in the Wadden Sea. Within the Trilateral Monitoring, mussel experts have agreed upon a definition of mussel beds which originates from intertidal beds. Until now, it is not clear whether or not subtidal mussel stocks can be classified as mussel beds according to this definition and for both the intertidal and the subtidal compartment the application of the reef definition needs to be developed. As an EIA on mussel fisheries inevitably has to take the definition of the habitat reef carefully into account, it appears to be an important issue for a related research project to do the same and to provide a scientific base how to handle it.

Verwerking: van de auditor is het een statement waar de auteurs mee instemmen.

2. Size of closed areas

An important part of the research of PRODUS on the impact of mussel fisheries will be based on the comparison of exploited and non-exploited areas to detect the effects of fisheries. The areas closed for fisheries are planned not to exceed a size of 10 ha. The size of the closed areas was chosen partly in order not to affect the fisheries too much. It is not possible from a remote point of view to judge on the most suitable size of the study plots, however, the following aspects should be taken into further consideration. It should be attempted to protect whole mussel beds from fisheries even if their size exceeds 10 ha in order not to affect natural units. This is very important to take into account as mussel beds are not always static but are moved by waves and currents. This will make it very difficult to separate effects from fisheries and storms if study plots are small and divided into fished and unfished areas. In Schleswig-Holstein, the average size of intertidal mussel beds in 2002 was about 14 ha which is not too far from the proposed 10 ha so it may not be too difficult to change the approach and take whole mussel beds instead of only parts of them in focus.

Verwerking: het grootste deel van deze opmerking is in hoofdstuk 7 als voetnoot opgenomen.

3. Selected methods

Most of the methods described in the report seem to be useful to collect the required data. However, there may be some difficulties to map subtidal mussel beds. Side scan sonar is supposed to be difficult to be used in shallow waters, especially in the transition zone of subtidal and intertidal, a very interesting zone from an ecological point of view and not to be missed. Other methods, especially underwater video may be used in order to measure the coverage of mussel beds and other structures. Although the turbid water of the Wadden Sea will not allow brilliant pictures, coverage by mussels or oysters may still be detectable. In general, I expect that quite some effort will be necessary in order to develop a method to map the contours and the coverage (patchiness) of subtidal mussel beds.

Verwerking: het grootste deel van deze opmerking is in hoofdstuk 9.3 als voetnoot opgenomen.

4. Jan Louw hypothesis

The project description refers to the so called Jan Louw hypothesis which says, that moderate fishing effort might stabilise young mussel beds and enhance their survival. This has also been subject in a former research project. From an ecological point of view, it appears to be highly unlikely that fisheries, which break up the protecting matrix of a mussel bed, may ever have any beneficial effects on mussel beds, although it is quite possible, that moderate fishing has less harmful effects than intensive fishing. If further work is planned to investigate into this hypothesis, I recommend to choose a study setup and a strict protocol so that the hypothesis can be tested and is either accepted or rejected.

Verwerking: de opmerking over een "Jan Louw-proef" is in het kader van sublitorale bevissing niet aan de orde, maar is zeker reëel als het er om gaat wát de effecten van bevissing op sublitorale mosselbestanden zijn en volgens welke mechanismen die lopen.

5. Birds and mussel fisheries

The research program on birds, especially eiders, appears to be at an early stage and less information is given in the report as compared to other aspects. The question how mussel eating birds are affected by the mussel fisheries is very important and deserves more investigations. As mentioned in the report, fisheries may temporarily increase the average mussel biomass but also considerably lower the food source of birds in other times. In order to relate bird numbers, especially those of eider ducks to mussel stocks, the study should not refer to average figures but analyse the temporal and spatial pattern of mussel stocks available on cultures and natural beds. Only this way it can be investigated whether fisheries may lower the availability of suitable food in

times when the supply is low and thus further narrow a natural bottleneck. In this respect, an analysis of the black-box data from the fisheries may provide important information about the temporal development of mussel stocks on individual cultures. In addition, more work needs to be done about the quality of mussels (flesh content, shell thickness) and their suitability as a food source for birds. It is appreciated, that the report considers prey quality as an important factor and it is recommended, that this aspect becomes part a focal point of the research program.

Verwerking: het gehele stuk is als voetnoot in sectie 9.3.1 opgenomen.

Regarding the relation of mussel eating birds and their food stock a size of 10 ha to compare exploited and non-exploited areas is considered to be too small. If exploited and non-exploited areas are situated closely together, it will be almost impossible to relate the highly mobile birds to either area, as they are drifting with tides and may eventually flush from an approaching plane or ship. An area of 750 x 750 m as mentioned in chapter 9.3 of the report would better fit to a bird study, though bordering effects may still be problem. To overcome this, larger areas should be chosen or care has to be taken, that exploited and non-exploited are not too close to each other. Alternatively, study plots where bird numbers can be counted from land with an higher accuracy may be chosen; then it will be possible to carry out repeated counts and to conduct behavioural observations and thus yield precise data on the habitat utilisation.

Verwerking: het gehele stuk is als voetnoot in sectie 9.4.2 opgenomen.

The intended effort in the eider study – 3 winter surveys, 1 summer survey, plus additional ship transects – is considered to be rather low regarding the questions which shall be answered in the project. In order to compare the utilization of exploited and non-exploited areas as well as areas of mussel cultures, monthly counts from September to April, which is the period with highest numbers, are recommended.

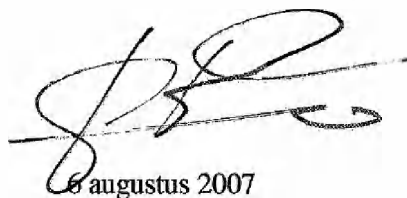
Verwerking: het gehele stuk is als voetnoot in sectie 9.3.1 opgenomen.

Verantwoording

Rapport C077/07
Projectnummer: 4394100506

Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door een collega-onderzoeker en beoordeeld door of namens het Wetenschapsteam van Wageningen IMARES.

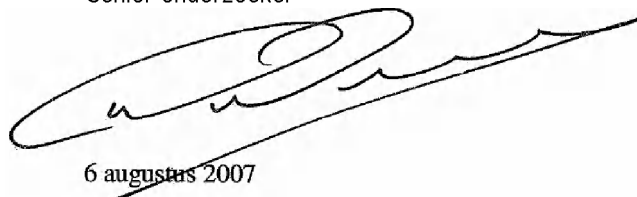
Akkoord: Prof.Dr.Ir. P.J.H. Reijnders
Medewerker Wetenschapsteam



6 augustus 2007

Handtekening:

Akkoord: Dr. N. Dankers
Senior onderzoeker



6 augustus 2007

Handtekening:

Aantal exemplaren:	40
Aantal pagina's:	117
Aantal tabellen:	11
Aantal figuren:	39
Aantal bijlagen:	5