

**Bodemdieren in de Westerschelde monitoren en de
verspreiding voorspellen met habitatmodellen.**

Managementsamenvatting van een studie naar
verbeteringsmogelijkheden door rekening te houden met schaaleffecten.

Werkdocument RIKZ/ZDO/2005.814w

F. Twisk, September 2005



Ministerie van Verkeer en Waterstaat
Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat
Rijksinstituut voor Kust en Zee/RIKZ

Voorwoord

Deze samenvatting bespreekt de resultaten van een studie waarin de invloed van de waarnemingsschaal op de waargenomen samenhang tussen bodemdiervoorkomen en hun leefomgeving (habitat) centraal stond. Een beter begrip van die invloed is van belang voor het vergroten van de mogelijkheden om de effecten van veranderingen in omgevingsfactoren als diepte en sedimentsamenstelling op het voorkomen van bodemdieren betrouwbaar in te schatten.

De onderzoeksaanpak en resultaten zijn uitgebreid beschreven in Ysebaert & Herman (2002). Een technische samenvatting is verschenen als werkdocument (Twisk, 2004). In onderhavig document is getracht de bevindingen zo te presenteren, dat ook mensen zonder inhoudelijke deskundigheid kennis kunnen nemen van de verworven inzichten en mogelijke toepassingen ervan in de context van beheers- en beleidsvragen. Dit is een product van het project ZEEKENNIS dat het Rijksinstituut voor Kust en Zee uitvoert in opdracht van Rijkswaterstaat Zeeland.

Leeswijzer

In de inleiding wordt het beleidskader geschetst en aangegeven waarom onderzoek aan het effect van de onderzoeksschaal op de relatie tussen bodemdieren en omgeving van belang is. In hoofdstuk 2 wordt het doel van de studie nader ingevuld door vier hoofdvragen te formuleren waarop de studie een antwoord zou moeten geven. Aan de hand van die vragen worden in hoofdstuk 3 de uitkomsten van diverse deelstudies gepresenteerd. Hoofdstuk 4 bespreekt kort de verkregen inzichten en hoofdstuk 5 hoe de resultaten van de studie toepassing kunnen vinden. Aanbevelingen die tot verdere verbetering van voorspellingsmodellen en monitoring van bodemdieren kunnen leiden komen aan bod in hoofdstuk 6.

1 Inleiding

Aandacht voor de samenhang tussen fysische, chemische en biologische onderdelen van het watersysteem

Bij de invulling van het waterbeheer en –beleid voor de Westerschelde staan drie hoofdfuncties centraal: toegankelijkheid, veiligheid en natuurlijkheid. Deze functies zijn voor het gehele Schelde-estuarium vastgelegd in de Lange Termijn Visie (Anon., 2001). Voor Rijkswaterstaat Zeeland is het van belang de invloed van autonome ontwikkelingen en menselijk handelen op het gedrag van het watersysteem te kunnen beschouwen vanuit de samenhang tussen de fysische, chemische en biologische onderdelen van het systeem.

Het Nederlandse *waterbeleid* is geformuleerd in de 4e Nota Waterhuishouding (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1998). Gestreefd wordt naar het instandhouden en versterken van gezonde en duurzame watersystemen. De daartoe te realiseren ecologische doelstellingen zijn nog niet nader beschreven. Verwacht wordt dat die doelstellingen gebaseerd zullen worden op de eisen die gesteld worden vanuit de Europese Kaderrichtlijn Water (Richtlijn 2000/60/EG). De richtlijn maakt onderscheid tussen verschillende biologische kwaliteitselementen, welke op termijn in een goede toestand moeten verkeren. Om die toestand te kunnen bereiken dienen de ondersteunende hydromorfologische en fysisch-chemische kwaliteitselementen aan bepaalde randvoorwaarden te voldoen.

De Europese Vogelrichtlijn (Richtlijn 79/409/EEG) en Habitatrichtlijn (Richtlijn 92/43/EEG), die op de Westerschelde van toepassing zijn, geven invulling aan het internationale *natuurbeleid*. Dit beleid richt zich op het behoud van de diversiteit aan soorten en natuurtypen. Mogelijke effecten van voorgenomen activiteiten op soorten en natuurtypen in de gebieden die onder deze richtlijnen bescherming genieten, moeten worden bepaald. Het Nederlandse natuurbeleid, dat aansluit op deze internationale richtlijnen, is wettelijk vastgelegd in de Natuurbeschermingswet (1998) en Flora- en Faunawet (1998).

Het project ZEEKENNIS, dat RIKZ in opdracht van de Rijkswaterstaat Zeeland uitvoert, heeft tot doel kennis te ontwikkelen op het gebied van de hydrologie, morfologie en ecologie ten dienste van de beantwoording van beheers- en beleidsvragen zoals die voortvloeien uit de bovengenoemde drie hoofdfuncties van de Westerschelde. Een belangrijk aspect van die kennisontwikkeling vormt de modelketenbenadering: om de effecten van natuurlijke ontwikkelingen en ingrepen in het fysische systeem op organismen te kunnen voorzien, is een samenhangend stelsel van voorspellingsmodellen noodzakelijk.

Aandacht voor bodemdieren

Veel ingrepen en beheersmaatregelen in de Westerschelde hebben gevolgen voor de bodemligging, waterbeweging en bijvoorbeeld de sedimentsamenstelling. Dat zijn factoren die de geschiktheid bepalen van een gebied als leefomgeving voor

bodemdieren. Bodemdieren¹ bezetten een sleutelpositie in het ecosysteem van de Westerschelde. Dat geldt voor hun bijdrage aan de biodiversiteit, de stofkringlopen en productiviteit en hun plaats in het voedselweb. In de Kaderrichtlijn Water vormen ze daarom één van de zogeheten kwaliteitselementen waaraan de ecologische toestand van een watersysteem wordt afgemeten. Daarnaast vormen ze de belangrijkste voedselbron voor veel van de vogelsoorten die beschermd zijn vanuit de Vogelrichtlijn. Met het uitvaardigen van deze richtlijnen en de Habitatrichtlijn heeft de Europese Unie de lidstaten verplichtingen opgelegd ten aanzien van de bescherming van soorten en leefgebieden (habitats). Inzicht in de relatie tussen bodemdieren en hun leefomgeving maakt het mogelijk effecten van, al dan niet door de mens veroorzaakte, veranderingen in die leefomgeving op het bodemdiervoorkomen te bepalen. Het kan daarbij zowel gaan om het evalueren van reeds opgetreden veranderingen, als om het maken van inschattingen van nog te verwachten effecten als gevolg van menselijk handelen en autonome ontwikkelingen.

Aandacht voor schaalinvloeden

Voor vrijwel alle soorten bodemdieren geldt, dat hun aanwezigheid alleen kan worden vastgesteld door steek- of hapmonsters van de bodem te nemen, die op een zeef uit te spoelen en de zo verzamelde dieren onder een microscoop op naam te brengen en te tellen. Per monsterpunt wordt op die manier slechts een fractie van een vierkante meter onderzocht. Alleen door gespreid over ruimte en tijd een aantal van deze monsters te verzamelen, is het mogelijk het voorkomen van de dieren in een bepaald gebied of periode 'waar te nemen'. Aan de hand van gegevens over diepteligging, stroomsnelheid en bijvoorbeeld sedimentsamenstelling (ook wel habitatfactoren genoemd), bepaald voor dezelfde locaties en bemonsteringsmomenten, kan vastgesteld worden hoe de favoriete leefomgeving van de verschillende soorten eruit ziet (habitatmodel). Die kennis kan gebruikt worden om mogelijke effecten van een veranderende leefomgeving op het voorkomen van bodemdieren te voorspellen. Een belangrijk aspect van dergelijke voorspellingen is, dat ze gebaseerd zijn op de veronderstelling dat een toe- of afnemend areaal geschikt habitat leidt tot een toe- of afnemende hoeveelheid bodemdieren (habitat-limitatie-concept).

Bult et al. (1999) hebben laten zien dat het, aan de hand van de destijds beschikbare habitatmodellen, vaak niet goed mogelijk was betrouwbare uitspraken te doen over het voorkomen van bodemdieren in gebieden met vergelijkbare omstandigheden. Op een speciaal daartoe belegde bijeenkomst werd vastgesteld, dat expliciete aandacht voor de invloed van de waarnemingsschaal op de waarneembare verbanden, tot betrouwbaarder voorspellingen zou kunnen leiden op voor de beheerder relevante ruimte- en tijdschalen (Bult et al., 2000).

¹ Onder bodemdieren wordt hier verstaan: het macrozoobenthos, ook wel kortweg benthos genoemd. Deze dieren blijven achter op een zeef met openingen van 1 mm groot. Kleinere soorten en kleinere exemplaren van dezelfde soorten worden gerekend tot de groep van het meio- en microzoobenthos.

2 Doel en vraagstellingen van de studie

Het doel van de hier besproken studie was, bij te dragen aan de ontwikkeling van instrumenten waarmee betrouwbare voorspellingen kunnen worden gedaan over het voorkomen van bodemdieren, wanneer informatie over de leefomgeving beschikbaar is. Die betrouwbaarheid is mede afhankelijk van toepassing van de instrumenten op het juiste schaalniveau. De bevindingen kunnen daarnaast bijdragen aan de optimalisatie van het bodemdierenmonitoringprogramma.

Kenmerkend voor de relatie tussen bodemdieren en hun omgeving is, dat vele processen tegelijkertijd het voorkomen van de dieren beïnvloeden. Factoren die daarbij van belang zijn betreffen zowel niet-biologische, zoals het zoutgehalte of de stroomsnelheid (habitatfactoren genoemd), als biologische zoals het beschikbare voedsel en de aanwezigheid van predatoren. In deze studie stond niet het ontrafelen en beschrijven van al die verschillende invloeden en processen centraal, maar is gekozen voor een benadering waarbij gekeken werd naar de samenhang tussen de waarnemingen van de bodemdieren enerzijds en van de habitatfactoren op dezelfde locaties anderzijds. Dergelijke statistische relaties beschrijven de waarschijnlijkheid dat zich een bepaalde respons (in dit geval bijvoorbeeld de dichtheid van een soort) voordoet wanneer één of meer zogeheten 'verklarende' variabelen (in dit geval de habitatfactoren) bepaalde waardes aannemen. De processen die achter die verbanden schuilgaan worden dus niet onderzocht.

Welke resultaten de studie heeft opgeleverd wordt hierna besproken aan de hand van de volgende vragen:

1 - Wordt het verband tussen bodemdieren en omgeving beïnvloed door de waarnemingsschaal? Zo ja, wat is dan de beste schaal voor het beschrijven van dat verband?

2 – Welke habitatmodellen zijn afgeleid en kan daarmee het voorkomen van bodemdieren correct voorspeld worden in de Westerschelde?

3 – Kunnen met die modellen ook correcte voorspellingen gedaan worden voor andere watersystemen?

4 - Welke invloed heeft de waarnemingsschaal op de resultaten van de bodemdierenmonitoring?

3 Resultaten

In deze studie is gebruik gemaakt van bestaande datasets waarop een aantal nieuwe analyses zijn toegepast. Er heeft geen nieuw, op schaalvraagstukken gericht, veldonderzoek plaatsgevonden. De mogelijkheden om schaalaspecten onder de loep te nemen werden dan ook beperkt door de specifieke kenmerken van de beschikbare data.

1 - Wordt het verband tussen bodemdieren en de niet-biologische leefomgeving (habitat) beïnvloed door de waarnemingsschaal? Zo ja, wat is dan de beste schaal voor het beschrijven van dat verband?

Voor het gezochte statistische verband tussen het bodemdiervoorkomen en habitatfactoren bleek de waarnemingsschaal inderdaad van invloed. In één deelstudie (MOVE-transecten), uitgevoerd in het intergetijdengebied, kon alleen gekeken worden naar vier verschillende schalen: afstand tussen de waarnemingspunten minder dan 1 m, ongeveer 100 m, 1000 m en 10.000 m. Omdat de variatie in het bodemdiervoorkomen het grootst was op onderlinge afstanden van ongeveer 100 m en bij een statistische benadering getracht wordt zoveel mogelijk variatie te verklaren, was dat de beste schaal om een verband te leggen met omgevingsfactoren. In een andere deelstudie (Molenplaat), uitgevoerd op één intergetijdenplaat, hoefde zo'n keuze niet gemaakt te worden. Door de wijze waarop de monsterpunten verdeeld waren over de plaat (een regelmatig tweedimensionaal rooster) kon onderscheid gemaakt worden tussen de ruimtelijke trend en overige variatie in de waarnemingen, op afstanden van 150 tot 2100 m tussen de monsterpunten. Sterkte en richting van de trend in het bodemdiervoorkomen bleken goed samen te vallen met het ruimtelijk patroon van de onderzochte omgevingsvariabelen, zodat die trend daaruit goed te verklaren viel. Dankzij de gedetailleerde ruimtelijke informatie (er was onder andere een gedetailleerd model voor de waterbeweging beschikbaar) kon het verband tussen bodemdieren en leefomgeving nauwkeurig bepaald worden.

Uit de deelstudie 'MOVE-transecten' bleek dat synchrone ontwikkelingen van jaar tot jaar slechts bij enkele soorten voorkwamen. Het betrof met name schelpdieren, waarvan de jongen zich in jaren met succesvolle voortplanting verspreid over grote gebieden op de bodem vestigen. Bij de meeste soorten werd weinig van dat soort systematische veranderingen in de tijd waargenomen, en domineerden de verschillen van plaats tot plaats de totale variatie.

Bovenstaande resultaten hebben betrekking op het voorkomen van individuele soorten bodemdieren. Vergelijkbare resultaten werden verkregen voor de som van alle soorten (totale dichtheid en totale biomassa) en voor de soortensamenstelling. Het verband met habitatfactoren is in die gevallen meestal echter minder sterk, omdat verschillende soorten een andere leefomgeving prefereren.

2 – Welke habitatmodellen zijn afgeleid en kan daarmee het voorkomen van bodemdieren correct voorspeld worden in de Westerschelde?

Voor twintig bodemdiersoorten zijn habitatmodellen gemaakt. Deze zijn beschreven in tabel 1 (zie bijlage). Het gaat om vijf schelpdieren, twaalf wormen en drie kleine kreeftachtigen. Samen met enkele andere soorten zijn dit de belangrijkste vertegenwoordigers van de bodemdierenlevensgemeenschappen die in het Schelde-estuarium worden onderscheiden (Ysebaert, 2000). De modellen voorspellen de trefkans² of dichtheid van de soorten. Die voorspellingen worden gebaseerd op

² Gedefinieerd als de kans om tenminste 50 individuen per m² aan te treffen.

informatie over het zoutgehalte, de diepte, stroomsnelheid en soms de bodemschuifspanning³ en/of sedimentkarakteristieken (mediane korrelgrootte, slibgehalte, chlorofyl a⁴ gehalte). Er is zowel gewerkt met veldgegevens, als met waardes berekend met fysische modellen voor de betreffende plaats en tijd, afhankelijk van wat beschikbaar was. Habitatmodellen voor het voorspellen van biomassa's konden niet gemaakt worden.

Bij de beantwoording van de vraag of met de modellen correcte voorspellingen kunnen worden gedaan spelen meerdere aspecten een rol. (1) In de eerste plaats is gekeken naar de robuustheid van de modellering zelf: zijn er aanwijzingen dat een nieuwe set van vergelijkbare gegevens een vergelijkbaar habitatmodel oplevert? (2) Ten tweede is er de afhankelijkheid van betrouwbare invoergegevens over de habitatfactoren die in het model zitten. (3) En tenslotte zijn er uitspraken gedaan over mate van overeenstemming tussen de modeluitvoer en het werkelijke bodemdiervoorkomen.

(1) De trefkansmodellen zijn zeer stabiel. Door voor elke soort een aantal maal uit de volledige set gegevens een deel te gebruiken voor het afleiden van modellen en die met elkaar te vergelijken, is gebleken dat de toevallige selectie van gegevens weinig invloed heeft op het eindresultaat. De verkregen habitatmodellen waren onderling zeer vergelijkbaar. Uit een andere analyse is gebleken, dat in het algemeen de relatie met afzonderlijke habitatfactoren op eenzelfde manier tot uitdrukking komt, ongeacht of daarvoor gekeken wordt naar de gemiddelde trefkans, gemiddelde dichtheid of gemiddelde biomassa van een soort.

(2) Bij het maken van de habitatmodellen is gebruik gemaakt van verschillende gegevensbronnen over het habitat. De sedimentsamenstelling bijvoorbeeld is steeds bepaald door een deel van het monster waaruit de bodemdieren kwamen te analyseren. De stroomsnelheid daarentegen werd berekend met een stromingsmodel. Om met de habitatmodellen zo correct mogelijke voorspellingen te kunnen doen, is het gebruik van invoergegevens met tenminste dezelfde kwaliteit noodzakelijk. Het slibgehalte is in dat verband een 'zwakke schakel'. De diverse slibbepalingsmethoden die in omloop zijn leiden tot verschillende uitkomsten en er zijn problemen bij het schatten van het slibgehalte in grotere gebieden (Escaravage et al. 2003, Stelzer 2003).

(3) De trefkansmodellen blijken het aan- of afwezig zijn van een soort in een monster uit een bepaald habitat vaak goed te voorspellen. Dat betekent echter niet dat dat op een grotere ruimtelijke schaal automatisch ook zo is. In dit geval bestond de toetsing uit het vergelijken van de gemiddelde trefkans op ruim 2500 monsterpunten met de voorspellingen van het betreffende habitatmodel. Daarbij was de sedimentsamenstelling op precies die punten bekend, omdat de meting ervan

³ De bodemschuifspanning is een maat voor de kracht waarmee het water over de bodem schuurt. Die kracht wordt bepaald door de waterbeweging (golven, stroming) en de bodemruwheid samen. De betekenis ervan voor bodemdieren wordt geïllustreerd in Kornman, B.A., P. Kamermans & P. Tydeman (2001) De handel en wandel van Kokkel en Nonnetje in hun eerste levensjaar: kennis en inzicht voor herstel, inrichting en beheer op basis van literatuur en veldonderzoek. Rapport RIKZ/2001.036, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

⁴ Chlorofyl α is een pigment dat in (bodem)algen voorkomt.

plaatsvond in hetzelfde monster als waaruit de bodemdieren kwamen. Bij toepassing van de modellen op een andere schaal is het de vraag of over dezelfde nauwkeurige sedimentinformatie kan worden beschikt. Dezelfde toetsing heeft laten zien, dat langs plaatranden en andere gebieden met steile gradiënten, de voorspellingen minder nauwkeurig zijn. Dat ligt vermoedelijk aan de mindere kwaliteit van de voor die plaatsen berekende stroomsnelheden.

De dichtheidsmodellen produceren een goede schatting van het *gemiddelde* voorkomen. In individuele monsters, verzameld in de favoriete leefgebieden van een soort, kunnen echter zowel hoge als lage aantallen worden aangetroffen. Allerlei factoren kunnen er de oorzaak van zijn dat op een geschikte locatie, op het moment van monsternamen, toch geen dieren worden aangetroffen. Buiten de favoriete leefgebieden worden zelden of nooit hoge aantallen in individuele monsters gevonden. Het aantal waarnemingen is van groot belang voor de nauwkeurigheid waarmee het gemiddelde wordt geschat.

3 – Kunnen met die modellen ook correcte voorspellingen gedaan worden voor andere watersystemen?

Alleen de trefkansmodellen zonder sedimentkenmerken als verklarende variabelen zijn getoetst buiten de Westerschelde. Uit die analyse, uitgevoerd met gegevens van de Oosterschelde, blijkt dat de modellen voor bepaalde soorten wel, maar voor andere geen correcte voorspellingen doen (percentage correcte voorspellingen aanwezigheid van de soort: 32 tot 96%). Dit wisselende succes valt te verklaren uit het verschillende karakter van Westerschelde en Oosterschelde en het type habitatmodel dat voor de voorspellingen gebruikt is. In de Westerschelde zijn de stroomsnelheid en het slibgehalte van de bodem onderling sterk (negatief) gecorreleerd. In de ontwikkelde statistische modellen is de invloed van de stroomsnelheid daarom niet te onderscheiden van die van het slibgehalte. Doordat in de Oosterschelde veel minder slib beschikbaar is, hangen stroomsnelheid en slibgehalte daar veel minder sterk met elkaar samen. Het voorkomen van de wadpier, die in de Westerschelde vooral op zandige plaatsen voorkomt, wordt in de Oosterschelde dan ook onderschat. Omgekeerd wordt het voorkomen van de draadworm, die in de Westerschelde vooral op slibrijke plaatsen voorkomt, in de Oosterschelde door de modellen overschat. Ofschoon de habitatmodellen die de dichtheid van een soort voorspellen niet op vergelijkbare wijze zijn getoetst, mag aangenomen worden dat ook deze statistische modellen hun geldigheid verliezen in situaties met andere onderlinge correlaties tussen de habitatfactoren in het model.

De geldigheid van deze habitatmodellen kan tenslotte ook in meer of mindere mate teniet gedaan worden, wanneer andere factoren die belangrijk zijn voor de bestaansmogelijkheden van een soort andere waardes aannemen dan in het gebied en de periode waarop de modellen zijn gebaseerd. Zo zou het feit dat kokkels in de Oosterschelde vaker worden aangetroffen dan verwacht wordt op basis van het Westerschelde-model voor die soort (trefkansmodel), het gevolg kunnen zijn van de relatief gunstige voedselsituatie in de Oosterschelde.

4 - Welke invloed heeft de waarnemingsschaal op de resultaten van de bodemdierenmonitoring?

De analyses hebben laten zien, dat de ruimtelijke verschillen (habitatvariatie) een overheersende invloed hebben op de waargenomen variatie in het benthosvoorkomen. In het huidige monitoringprogramma worden elk jaar nieuwe at random verdeelde locaties bemonsterd binnen vaste deelgebieden verspreid over de saliniteits- en dieptegradiënt. In elk deelgebied is de bemonsteringsinspanning gelijk (tien monsterpunten). Die tien punten zullen alleen op langere termijn evenredig over de aanwezige habitats verspreid liggen. Op de korte termijn veroorzaakt de wisselende representativiteit van de monsterpunten extra variatie in het waargenomen deelgebieds-gemiddelde, bovenop de werkelijke temporele variatie.

4 Welke kennis is verworven?

De onderzochte habitatfactoren zijn elk bij tenminste enkele talrijk voorkomende soorten van belang voor het verklaren van de variatie in trefkans, dichtheid en biomassa. Daarnaast bepalen ze de dichtheid, biomassa en soortensamenstelling van benthosgemeenschappen.

Beschouwd vanuit de rol die bodemdieren spelen in de voedselketen, neemt de waarde van een goed voorspellingsmodel toe in de volgorde trefkans - dichtheid - biomassa. In diezelfde volgorde nemen de mogelijkheden om, op basis van habitatfactoren, betrouwbare ruimtelijke voorspellingen te doen echter af.

De studie heeft het inzicht vergroot in de invloed die de bemonsteringswijze (waarnemingsschaal) heeft op het afleiden van betrouwbare habitatmodellen voor bodemdieren. De krachtigste modellen zijn gebaseerd op gedetailleerde gegevens over het bodemdiervoorkomen én habitatfactoren, verzameld op een regelmatig ruimtelijk rooster in een relatief klein gebied.

Omdat sprake is van statistische modellen, waarin de functionele samenhang tussen bodemdieren en hun leefomgeving geen expliciete rol speelt, is de geldigheid ervan in principe beperkt tot situaties die statistisch gezien vergelijkbaar zijn met die waaruit de modellen afkomstig zijn. Onderlinge correlaties tussen habitatfactoren en de waardes van andere, voor de dieren belangrijke factoren zoals het voedselaanbod, mogen bij toepassing van de modellen daar niet teveel van afwijken.

Een rigoreuze test om te bepalen of het habitat-limitatie-concept, dat de basis vormt van het gebruik van habitatmodellen, opgaat voor de bodemdieren in de Westerschelde kon niet worden uitgevoerd. Zolang zich echter geen drastische veranderingen in de arealen geschikt habitat voordoen, kan dit concept voor de beheerder een nuttig uitgangspunt zijn.

Tenslotte is uit de studie naar voren gekomen dat de habitatvariatie in de Westerschelde een grote rol speelt bij het interpreteren van de resultaten van bodemdierenmonitoring.

5 Hoe kan die kennis toegepast worden?

Als basis voor het toepassen van de ontwikkelde habitatmodellen zijn gegevens nodig over opgetreden of nog te verwachten veranderingen van de habitats. Over alle in het model opgenomen omgevingsfactoren moet informatie voorhanden zijn.

Afhankelijk van het gekozen model betekent dat een groter beroep op veldgegevens dan wel door fysische modellen gegenereerde informatie. Een belangrijke voorwaarde is, dat de verzamelde veldgegevens en uitvoer van de fysische modellen aansluiten op de benodigde invoer van de habitatmodellen.

De bodemdierwaarnemingen laten in de tijd, op de schaal waarop de dichtheidsmodellen zijn afgeleid, aanzienlijke afwijkingen zien van het voorkomen zoals dat voorspeld wordt. De voorspellingen moeten daarom beschouwd worden als schattingen van het over meerdere jaren gemiddelde voorkomen van de soorten. Als ondergrens van een betrouwbare ruimtelijke schaal voor het doen van voorspellingen kan 1 hectare aangehouden worden.

Vanwege diezelfde niet-systematische temporele variatie van het bodemdiervoorkomen vereist het bepalen van de effecten van lokale ingrepen in de Westerschelde een specifieke onderzoeksaanpak. Omdat het benthos zich op individuele monsterpunten niet synchroon ontwikkelt, is de veelgebruikte BACI-benadering in die gevallen een weinig geschikte methode. Bij die benadering wordt vóór en ná de ingreep (Before, After) zowel buiten het gebied waar effecten verwacht worden, als daarbinnen (Control, Impact) het benthos bemonsterd. De veronderstelling is dan, dat er sprake is van een effect van de ingreep, wanneer het verschil in benthosvoorkomen tussen beide gebieden groter is ná de ingreep dan ervóór. Deze studie heeft geleerd, dat in zo'n situatie de opzet van de Molenplaat-deelstudie de voorkeur verdient: met die opzet kunnen voor het gebied waar effecten verwacht worden de relaties tussen bodemdieren en habitatfactoren nauwkeurig bepaald worden, zodat de effecten van een veranderend habitat eveneens goed vastgesteld kunnen worden.

De kennis over de invloed van habitatvariatie op de resultaten van de monitoring kan ingezet worden om dit programma te optimaliseren. Door de bemonsteringsinspanning te verminderen in die deelgebieden waar relatief weinig bodemdieren voorkomen en te verhogen in de rijkere deelgebieden, kan een betrouwbaarder beeld van de werkelijke trend verkregen worden. Ook het meebepalen van het habitat waarin elk monsterpunt valt, kan bijdragen aan een betere bepaling van de werkelijke trend. Met behulp van die gegevens kunnen de waarnemingen namelijk gecorrigeerd worden voor toevallige variatie in de verdeling van de meetpunten over de habitats. De aanname daarbij is, dat de ruimtelijke verdeling van habitats op een korte tijdschaal geen grote verandering ondergaat.

6 Aanbevelingen

Mogelijkheden om te komen tot betere habitatmodellen (nauwkeuriger dichtheidsmodellen, biomassamodellen) en benthosmonitoring (een beter signaal over de trends) zijn vooral te vinden in de inzet van remote sensing technieken en een herverdeling van de bemonsteringsinspanning van het benthos. De opties worden hieronder uiteengezet.

Om betrouwbare dichtheidsmodellen te kunnen afleiden werd in deze studie voor de meeste soorten uitsluitend gewerkt met gegevens uit het intergetijdengebied. Samen met de ondiepwaterzone vormt dat, in de Westerschelde, het belangrijkste leefgebied voor bodemdieren. Een herverdeling van de monitoringinspanning, waarbij het aantal monsterpunten in het intergetijdengebied toeneemt ten koste van het aantal in de diepere geul, vergroot de kwaliteit van de dataset die voor het maken van habitatmodellen kan worden gebruikt én levert een betere schatting op van de trend in het benthosvoorkomen.

Onderzoek is gewenst naar de bijdrage die remote sensing technieken kunnen leveren aan het invullen van een belangrijk hiaat in de informatiebehoefte: gedetailleerde gegevens over bodemruwheid en diverse sedimentkenmerken over grote oppervlaktes van het intergetijdengebied. Enerzijds kan daarmee het habitat beter gekarakteriseerd worden (in directe zin, maar ook middels de verbetering van hydrodynamische modellen), waardoor ook betere habitatmodellen kunnen worden afgeleid. Anderzijds kunnen die gegevens ingezet worden om de waarnemingen uit de monitoring beter te analyseren, zodat duidelijk wordt welk deel van de veranderingen toegeschreven moet worden aan een veranderde omvang van de habitats, aan de toevallige verdeling van monsterpunten over die habitats en aan de eventueel aanwezige trends die daar los van staan.

De statistische analysemogelijkheden zijn door deze studie niet uitgeput. Het bijzondere karakter van dichtheids- en biomassa-waarnemingen aan bodemdieren (zelfs in de favoriete leefgebieden worden nog veel 'nullen' gemeten) bemoeilijkt het bepalen van een betrouwbaarheidsinterval rond het gemiddelde. In een alternatieve statistische benadering (quantielregressie) is het uitgangspunt, dat de invloed van omgevingsfactoren het best kan worden bepaald door te kijken naar de mate waarin de 'maximale' dichtheid of biomassa afhangt van de waarden van die factoren. Aanbevolen wordt deze alternatieve benadering te laten verkennen.

Bij veel beheers- en beleidsvragen gaat de voorkeur uit naar een integraal beeld van het bodemdiervoorkomen, boven beelden van een reeks individuele soorten. Het onderscheiden van 'benthosgemeenschappen' en hun leefgebieden (ecotopen) kan op verschillende manieren plaatsvinden. Omdat de voorkeursgebieden van verschillende soorten veel overlap vertonen is zo'n onderscheid vaak arbitrair. In de literatuur is de basis beschreven van een methode waarmee het op statistisch verantwoorde wijze mogelijk is het voorkomen van gemeenschappen te voorspellen aan de hand van omgevingsinformatie. Het is interessant deze methode verder uit te werken op basis van reeds beschikbare gegevens.

Referenties

Anon. (2001) Lange Termijnvisie Schelde-estuarium (en toelichting). Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Directie Zeeland & Ministerie van Vlaamse-Gemeenschap, departement Leefmilieu en Infrastructuur, administratie Waterwegen en Zeewezen.

Bult, T.P., E.C. Stikvoort & B.S. Willemse (1999) Mogelijkheden en beperkingen van omgevingsclassificaties en habitatgeschiktheidsmodellen voor het inschatten van effecten op bodemdieren. Werkdocument RIKZ/AB-99.833x, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Bult, T., P. Herman & J. Ellis (2000) Workshop: Predictions on benthic macrofauna in estuaries: Possibilities and limitations of using core-sample information at scales relevant to resource management problems. Werkdocument RIKZ/OS/829x, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Escaravage, V., P. Herman & M. Houtekamer (2003) Vergelijkende studie naar sediment analyses uitgevoerd op NIOO en RIKZ, gevolgen voor gezamenlijke monitoringgegevens. NIOO-CEME Rapport 2003-08, Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie, Yerseke.

Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1998) Waterkader: Vierde Nota waterhuishouding regeringsbeslissing. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Den Haag.

Stelzer, K. (2003) Mapping the silt content of Westerschelde sediment using satellite data. Report Brockmann Consult, Geesthacht, Germany.

Twisk, F. (2004) Monitoren, modelleren en voorspellen van het bodemdiervoorkomen in de Westerschelde. Werkdocument RIKZ/OS/2004.834x, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Bijlage

Tabel 1

In deze tabel is aangegeven voor welke bodemdiersoorten er statistische relaties beschikbaar zijn en wat de kenmerken van die modellen zijn. Tot die kenmerken behoren het type respons dat door een model voorspeld wordt (bijvoorbeeld de dichtheid), welke verklarende variabelen in het model zitten (de habitatfactoren ofwel niet-biologische kenmerken van de leefomgeving) en bijvoorbeeld het bereik van het model (zowel toepasbaar in het intergetijdengebied als beneden de laagwaterlijn of slechts één van beide?).

Modellen 'Trefkans WS' en 'Dichtheid WS' hebben betrekking op de gehele Westerschelde, waarbij het eerste model de kans voorspelt om tenminste 50 individuen per m² van de betreffende soort aan te treffen en het tweede model hoeveel individuen per monster van 0.0151m² verwacht worden (dichtheid). Model MP betreft uitsluitend de Molenplaat. Dit model voorspelt hoeveel individuen van de betreffende soort per m² verwacht worden.

De omgevingsvariabelen waarop de voorspellingen gebaseerd worden zijn: maximale stroomsnelheid (Vm = tijdens vloed, Em = tijdens eb, VEm = tijdens vloed of eb), maximale bodemschuifspanning (Ms), saliniteit (St = werkelijk opgetreden, Sm = modelberekening), diepte (Dp), slibgehalte bodem (Sl), mediane korrelgrootte (Me), Chla = chlorofyl a.

'Trefkans WS': voor elke soort zijn er twee modellen, respectievelijk met en zonder sedimentkenmerken als verklarende variabelen. De met een sterretje (*) gemarkeerde omgevingsvariabelen worden alleen in de eerstgenoemde modellen gebruikt. Tussen rechte haken ([././]) staan twee percentages die betrekking hebben op de modellen zonder sedimentkenmerken: het eerste percentage geeft aan hoe vaak een correcte voorspelling werd gedaan, wanneer zowel de voorspelde aanwezigheid als voorspelde afwezigheid worden meegeteld. Het tweede percentage heeft alleen betrekking op correct voorspelde aanwezigheid van de soort.⁵

'Dichtheid WS': modellen hebben uitsluitend betrekking op het intergetijdengebied (i) op het gebied beneden de laagwaterlijn (s) of op beide (is).

⁵ Voor dit overzicht is mede gebruik gemaakt van: Ysebaert, T. & P. Meire (1999) Macrobenthos of the Schelde estuary: predicting macrobenthic species responses in the estuarine environment. Report IN/99.19, Institute of Nature Conservation, Brussel, Belgium.

	Soort	Trefkans WS	Dichtheid WS	Dichtheid MP
<i>Aphelochaeta marioni</i> ⁶	borstelwormpje	Vm Em St* Sm Me* [90/52]	VEm Sm Dp (i)	
<i>Arenicola marina</i>	Wadpier	Vm Em St Sm Dp Me* [90/45]		
<i>Bathyporeia pilosa</i> (of spec.)	Knipsprietkreeftje	Em St Sm Dp Sl* [78/47]	VEm Sm Dp (i)	
<i>Capitella capitata</i>	borstelworm	Em St Sm Sl* Me* [81/20]		
<i>Cerastoderma edule</i>	Kokkel	Vm Em St Sm Dp Me* [90/60]	VEm Sm Dp (i)	Vm Ms Dp Sl Chla
<i>Corophium arenarium</i>	Slijkgarnaal	Em St* Sm Dp Sl* Me* [93/33]		
<i>Corophium volutator</i>	Slijkgarnaal	Em Sm Dp Me* [90/65]	VEm Sm Dp (i)	
<i>Eteone longa</i>	borstelworm	Vm Em St Sm Dp Me* [88/41]		
<i>Heteromastus filiformis</i>	Draadworm	Vm Em St Sm Dp Sl* Me* [75/70]	VEm Sm Dp (is)	Ms Dp Sl
<i>Hydrobia ulvae</i>	Wadslakje	Vm Em St Sm Dp Me* [88/68]	VEm Sm Dp (i)	Dp Sl
<i>Macoma balthica</i>	Nonnetje	Vm Em St* Sm* Dp Me* [86/75]	VEm Sm Dp (i)	Vm Em Ms Dp Sl
<i>Mya arenaria</i>		Vm Em Sm* Dp Me* [91/41]		
<i>Nephtys cirrosa</i>	Zandzager	Em St Sm Dp* Sl* [84/33]		
<i>Nephtys hombergii</i>	Zandzager	Vm Em St Sm Dp Me* [89/34]		
<i>Nereis diversicolor</i>	Veelkleurige zeeduizendpoot	Vm Em St* Sm Dp Sl*	VEm Sm Dp (i)	

⁶ = Tharyx marioni

		Me* [88/75]		
<i>Nereis succinea</i>	Ambergele zeeduizendpoot	Em St Sm Dp* Sl* [88/42]	VEm Sm Dp (s)	Vm Em Ms Dp Sl
<i>Polydora spp.</i>	borstelworm	Vm Em St Sm Dp Me* [88/34]		
<i>Pygospio elegans</i>	Zandkokerworm	Vm Em Sm Dp Me* [86/76]	VEm Sm Dp (i)	
<i>Spio spec.</i>	borstelworm	Vm Em St Sm Sl* Me* [83/39]		
<i>Scrobicularia plana</i>	Platte slijkgaper	Vm Em St Dp Me* [93/44]		