

ECOSLIB

De ecologische rol van slib

**S. Groenewold
N.M.J.A. Dankers**

Alterra-rapport 519

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2002

REFERAAT

Groenewold, S. en N.M.J.A. Dankers, 2002. *ECOSLIB; de ecologische rol van slib*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 519. 74 blz.; 3 fig.; 5 tab.; 177. ref.

Slib is een belangrijke parameter in het ecosysteem van kust en zee. Door menselijke activiteiten zoals kustbescherming, ingrepen in rivieren, aanleg van eilanden en havens, openhouden van geulen, zandwinning etc. wordt de slibhuishouding beïnvloed. Dit kan positieve en negatieve effecten op het bestaande ecosysteem hebben. Het is onduidelijk wanneer van negatieve of positieve effecten gesproken kan worden. Ook is onduidelijk in hoeverre slib bepalend is voor het voorkomen van organismen, of dat factoren zoals golfwerking en stroming zowel het voorkomen van organismen en sedimentkarakteristieken zoals slibgehalte bepalen. Daarom werd een studie uitgevoerd waarin op basis van literatuur en ervaringen van specialisten uitgezocht werd wat de ecologische rol van slib is.

Trefwoorden: baggerwerkzaamheden, bodemdieren, definitie van slib, effecten van slib, kustgebieden, sediment, slib, slibhuishouding

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door €18,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 519. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

Foto omslag (groot): André Meijboom

© 2002 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

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

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Woord vooraf	5
Samenvatting	7
1 Inleiding	9
2 Wat is slib?	15
3 Slib in beweging: ecologisch belang van dynamische eigenschappen van slib	21
4 Slib als een habitatfactor voor bodemdieren	25
4.1 Slib in de bodem	25
4.2 Slib in suspensie	28
4.3 Rol van slib in het voedselweb	29
4.4 Grenswaardes – tolerantie van bodemdieren tegen verandering in slibgehaltenes	33
5 Wisselwerking tussen slib en benthos	37
6 Algemene conclusie	45
7 Kennisleemtes	47
8 Voorstellen voor nader onderzoek	49
8.1 Beschikbare datasets voor nadere analyse	49
8.2 Veldonderzoek	50
8.3 Experimenten in laboratorium	51
9 Resultaten van de 'ECOSLIB'- workshop	53
Literatuur	59

Woord vooraf

Deze rapportage werd geschreven in opdracht van het RIKZ in het kader van het onderzoeksprogramma WONS*Herstel en Inrichting, project WONS*Ecoslib. Het project is uitgevoerd door Dr. N. Dankers (Alterra, contactpersoon) en Dr. S. Groenewold (NIOZ). Het project werd begeleid door Ir. H.L.A. Sonneveldt (RIKZ, contactpersoon), uitgebreid commentaar werd geleverd door deelnemers aan de in samenhang met het project georganiseerde workshop en Dr. G. C. Cadée die verhinderd was aan de workshop deel te nemen.

Samenvatting

In de Nederlandse kustwateren vinden grote ingrepen plaats en andere worden gepland, waarvoor grote hoeveelheden zand gewonnen moeten worden. Ook voor binnendijkse werken zal in de toekomst meer zand in zee gewonnen gaan worden. Bij zandwinning komen grote hoeveelheden slib vrij.

Daarnaast kan de slibhuishouding (opwerveling, transport en bezinking) beïnvloed worden door veranderingen in hydraulica, b.v. veranderde stroming t.g.v waterstaatkundige werken.

Bij het beoordelen van effecten staat o.a. de vraag centraal of de geplande activiteiten de slibsamenstelling van de bodem zodanig beïnvloeden dat gevolgen voor bodemdieren (en in tweede instantie, vissen en vogels) merkbaar zijn. Er waren aanwijzingen dat slib invloed heeft op bodemleven, maar ook twijfels of die invloed overheersend was, en wellicht andere variabelen onderschat werden.

De centrale vraag voor de rapportage was daarom:

"is het slibgehalte een belangrijke habitatkarakteristiek voor bodemdieren, en hebben voorspellingen van (door de mens geïnduceerde) veranderingen van slibgehalte in de bodem een voorspellende waarde voor veranderingen (effecten van het menselijk handelen) in het ecosysteem".

Het antwoord is niet eenduidig, en is ja voor sommige aspecten, nee voor andere, en in veel gevallen is het antwoord niet te geven.

Ja:

- In de slibfractie bevindt zich voedsel voor veel bodemdieren.
- Bij echt zachte slibbodems horen andere soorten dan bij hardere zandbodems.
- Veranderingen in slibtransport (bijv naar Waddenzee) kunnen dus effecten hebben.

Nee:

- De fractie < 63 micron is een slechte maat voor het ecologisch relevante deel. Het gaat om de (voedsel)aanvoer, niet zozeer om het gehalte in de bodem.
- In veel gevallen gaat het om schijnrelaties (correlaties, en daardoor niet altijd voorspellende waarde, hoogstens een indicator voor hydrodynamische omstandigheden)
- Binnen de "bodemsociaal", "zandbodems met niet al te veel slib" kom je dezelfde soorten bij een wijde range aan slib gehalten tegen en de voorspellende waarde voor ongewenste ecologische effecten bij veranderingen in slibgehalte is dus vaak gering.

Wellicht toch ja:

- Slibgehalte/slibtransport is ook een indicator voor wat er met het "ecologisch relevante deel" van het slib gebeurt.
- Slib is een indicator voor factoren zoals hydrodynamica die wel van belang zijn, en daardoor heeft slibgehalte wellicht voorspellende waarde voor organismen die afhankelijk zijn van de juiste hydrodynamische omstandigheden.
- Slib heeft een rol in de stabiliteit van platen, en in elk geval van de bovenste sedimentlaag, en zodoende ook voor het voorkomen van organismen die voor vestiging en overleving afhankelijk zijn van een stabiel sediment
- Biota hebben dikwijls zelf een invloed op het slibgehalte (b.v. mosselbanken, zeegrasvelden). Veranderingen in slibaanvoer kunnen dus de uiteindelijke sedimentsamenstelling veranderen.

Samengevat:

Slibgehaltenes in de bodem kunnen dienen als een proxy-parameter voor hydrodynamische processen met de beperking dat deze van het slibaanbod, en dus sterk van het gebied afhankelijk zijn. Er zijn weinig causale verbanden met de bodemfauna. De dichtheid en diversiteit van de bodemfauna wordt door meerdere factoren bepaald, die op hun beurt ook door slib beïnvloedt worden, of een invloed hebben op het slibgehalte in de bodem. Intercorrelaties tussen de factoren en terugkoppelingen (b.v. biodepositie) door de bodemfauna maken verklarende modellen op basis van slib weinig realistisch, maar juist door de intercorrelaties kunnen de modellen wel een goede voorspellende werking hebben. Bodemdieren tonen wel duidelijke respons op overmatige slibtoevoer. De belangrijkste ecologische eigenschap van slib is waarschijnlijk die als voedselcarrier. Om deze in kaart te brengen is informatie over voedselkwaliteit en vooral slibtransport onmisbaar.

Grootste prioriteit voor nader onderzoek:

- een betere graadmeter vinden dan mg/kg <63 micron, met als voornaamste eisen:
 - voorspellende waarde voor de biologie;
 - meetbaar (eenduidig, niet te moeilijk etc.);
 - graadmeter moet voorspelbaar zijn (voor MER's etc.);
 - er moet een maatlat (norm) voor ontwikkeld kunnen worden.

Zijn er met andere variabelen (hydrodynamica) wel eenduidige verbanden?

1 Inleiding

In de Nederlandse kustwateren vinden grote ingrepen plaats en andere worden gepland, waarvoor grote hoeveelheden zand gewonnen moeten worden. Ook voor binnendijkse werken zal in de toekomst meer zand in zee gewonnen gaan worden.

Bij zandwinning komen grote hoeveelheden slib vrij.

Daarnaast kan de slibhuishouding (opwerveling, transport en bezinking) beïnvloed worden door veranderingen in hydraulica, b.v. veranderde stroming t.g.v. waterstaatkundige werken.

Bij het beoordelen van effecten staat o.a. de vraag centraal of de geplande activiteiten de slibsamenstelling van de bodem zodanig beïnvloeden dat gevolgen voor bodemdieren (en in tweede instantie, vissen en vogels) merkbaar zijn. Er waren aanwijzingen dat slib invloed heeft op bodemleven, maar ook twijfels of die invloed overheersend was, en wellicht andere variabelen onderschat werden.

Doelen van dit rapport

De doelstelling van dit rapport is, antwoorden te verkrijgen op de volgende vragen:

- Zijn verbanden tussen slib en benthos, als die er zijn, éénduidig?
- Zijn er wat betreft slibgehalten grenswaardes aan te geven voor de leefmogelijkheden van benthische organismen?
- Voor welke habitatkenmerken van een sediment is slibgehalte belangrijk, en hoe sterk zijn de intercorrelaties met andere factoren?
- Zijn deze verbanden in vergelijkbare mate in verschillende mariene ecosystemen te vinden en derhalve algemeen geldig of hebben ze slechts geografisch betekenis (Waddenzee, Noordzee, Oosterschelde, Westerschelde, Haringvliet)?
- Als slib geen of weinig causale verbanden heeft met het voorkomen van bodemdieren, welke factoren hebben dat dan wel?
- Zal de invloed van bodemfauna op slibgehaltenes en slibverdeling in het sediment (tenminste plaatselijk) niet groter kunnen zijn dan andersom?
- Zijn er datanet uit Waddenzee en Noordzee en Schelde aanwezig, waarmee men met behulp van geschikte analysetechnieken (b.v. General Linear Models) onderz. vast te stellen in relatie tot andere factoren?
- Zijn er veldmetingen of experimenten denkbaar, welke dieper inzicht geven in de causale verbanden tussen bovengenoemde andere factoren en de bodemfauna?

De factor 'slib' is moeilijk te onderscheiden van andere factoren die uiteindelijk tot de samenstelling van de adulte bodemfauna leiden. Uit voorgaande opsomming blijkt dat er nog duidelijke open vragen liggen, en dat het risico voor misinterpretatie of schijnrelaties hoog is indien alleen met de parameter 'slibgehalte' gewerkt wordt. Dit rapport probeert de relaties tussen slib en benthos in kaart te brengen en duidelijk te maken welke eigenschappen van slib ecologisch, voor zover bekend, relevant zijn.

Een analyse moet zich niet alleen op de Waddenzee of Zeeuwse Delta richten, maar moet ook kennis betreffende de Noordzee inventariseren. In de Kustgebieden en

estuaria worden organismen sterk beïnvloed door gradiënten zoals droogvaltijd, saliniteit en temperatuur. Gradiënten kunnen mogelijkwijze de rol van slib in het bodemecosysteem maskeren (zie hoofdstuk 3 en 5).

In de Noordzee is dat veel minder het geval en daar kan de causale relatie wellicht beter, en procesmatig bestudeerd worden.

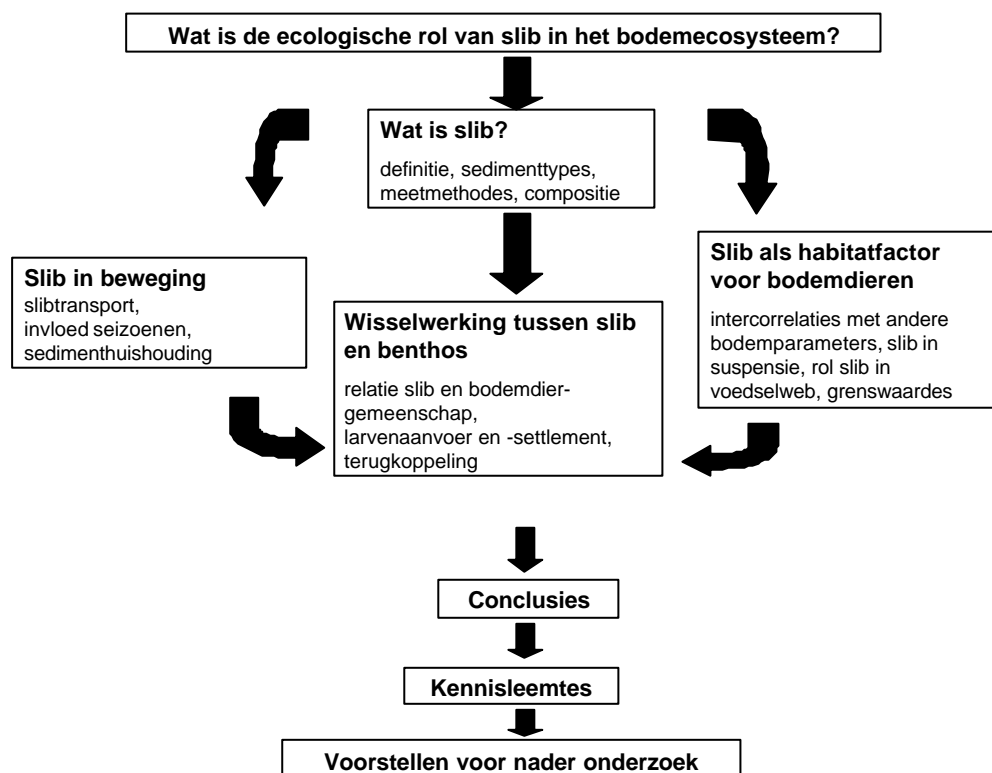
Afbakening en opzet van dit rapport

Dit rapport is een pilotstudie die op literatuurgegevens berust en geen nieuwe analyses bevat. Het is opgezet vanuit een viertal thema's (hoofdstukken 2-5)

- de ecologische eigenschappen van slib
- de dynamische aspecten van slib
- de intercorrelatie met andere habitatvariabelen die van belang zijn voor bodemdieren
- de wisselwerking tussen bodemfauna en slib

Omdat het de bedoeling is sturing te geven aan toekomstig onderzoek is waar nodig soms wat uitgebreider op gebruikte methodieken ingegaan.

In figuur 1 wordt de opzet van dit rapport geschetst, gericht op beantwoording van de eerdergenoemde vragen en thema's.



Figuur 1. Schets voor het opzet van dit rapport

In de verschillende hoofdstukken worden de volgende onderwerpen behandeld:

Hoofdstuk 1: Inleiding

Hoofdstuk 2: Wat is slib?

Doel
Definitie van slib
Belang van meetmethodes voor benthosecologie
Compositie van slib
Organische fractie van slib
Samenvatting en conclusie

Hoofdstuk 3: Slib in beweging: ecologisch belang van dynamische eigenschappen van slib

Doel
Sedimentatie van slibdeeltjes
Invloed van seizoenen op slibgehalten
Sedimenthuishouding
Samenvatting en conclusie

Hoofdstuk 4: Slib als een habitatfactor voor bodemdieren

Doel

- 4.1. Slib in de bodem
 - Organische materiaal in sedimenten en slibgehalte
 - Porositeit, permeabiliteit en poriewaterflux
 - Zuurstof, sulfide en andere chemische gradiënten
 - Mobiliteit en stabiliteit van de zeebodem
 - Invloed menselijke activiteiten op sedimentparameters
- 4.2 Slib in suspensie
 - Watertroebelheid
 - Resuspensie en stromingspatroon
- 4.3. Rol van slib in het voedselweb
 - Slib als voedselcarrier voor suspensiefeeders
 - Negatieve invloed van slib op suspensiefeeders
 - Aanpassing aan het lokale slibregime
 - Slib als voedsel voor depositfeeders
 - Relatie tussen slib en voedselkwaliteit, microbiële activiteit, biomassa, productiviteit en benthopelagische koppeling
- 4.4. Grenswaardes - tolerantie van bodemdieren tegen verandering in slibgehalten
 - Samenvatting en conclusie

Hoofdstuk 5: Wisselwerking tussen slib en benthos

Doel
Toetsbaarheid van verbanden
Relatie tussen slib en adulte bodemfauna
Invloed van slib op larvenaanvoer en –settlement
Terugkoppeling: benthische fauna bepaalt de bodemsamenstelling

Samenvatting en conclusie

In **hoofdstuk 6** worden conclusies getrokken en in **hoofdstuk 7** worden leemten in kennis geïdentificeerd. Deze monden uit in voorstellen voor nader onderzoek (**hoofdstuk 8**). Het conceptrapport diende als input voor een workshop met specialisten waarin nagegaan wordt of nog meer kennis ontbreekt, en welke kennis essentieel is om toekomstig beleid op te baseren. Ook wordt daar nagegaan welke databestanden aanwezig zijn en zich lenen voor nadere analyse. De resultaten van de workshop zijn samengevat in **hoofdstuk 9**.

Niet behandelde aspecten

In het kader van de doelstelling voor dit rapport is het onmogelijk alle ecologisch relevante aspecten van slib te belichten of encyclopedisch samen te vatten. De invloed van baggeractiviteiten, ingrepen in de slibhuishouding met gevolgen voor de bodemfauna inclusief de consequenties voor het ecosysteem management is recent samengevat door Newell *et al.* (1998) en Essink (1999). Dit onderwerp wordt hier daarom niet verder uitgediept. Wel komen enkele aspecten uit deze reviews betreffende de ecologische rol van slib in ecosystemen later in dit rapport nog aan de orde (zie hoofdstuk 3 en 4). Een evaluatie van verschillende meetmethodes om het slibgehalte te bepalen behoort ook niet tot het onderwerp van dit rapport. Wel wordt gewezen op ecologische relevante dimensies die niet worden meegenomen door verschillende meetmethoden.

Met toenemend slibgehalte stijgt over het algemeen het vermogen van sediment om organische contaminanten (microverontreinigingen) en zware metalen te binden. Dit verschijnsel zal toxische effecten kunnen veroorzaken b.v. op het voortplantingsvermogen van benthische invertebraten. Via het voedselweb kunnen deze stoffen accumuleren. De problematiek rond bodemcontaminatie en vrijkomen (bio-availability) in slibhoudende bodems is zeker belangrijk voor de inschatting van ecosysteemeffecten van slib. Toch is dit thema hier buiten beschouwing gebleven.

Dit rapport beperkt zich tot de rol van slib voor bodemfauna (voornamelijk macrofauna en in minder mate epibenthos en bodemvis), terwijl algen en zooplankton buiten beschouwing blijven. Bijzondere ecotopen zoals zeegrasgebieden of kwelders accumuleren slib en spelen een belangrijke rol in de slibhuishouding. Deze ecotopen vergen specifiek onderzoek en worden hier niet verder behandeld.

In dit rapport worden vooral voorbeelden uit de Noordzee en Waddenzee gekozen. Dit hangt meer samen met het werkgebied van de auteurs dan met de vraagstelling.

Uitwerking van de vraagstelling

Bestaat een relatie tussen bodemfauna en slib?

De bodemfauna van slibrijke zeebodems verschilt duidelijk van de fauna in slibarme zandbodems. Na de opmars van de 'plantensociologie' in de afgelopen eeuw was het optimisme bij vroege benthologen (Wohlenberg, 1937, Remane, 1940, Thorson, 1957), groot om met slibgehalte of korrelgrootte van marine sedimenten het voorkomen van bepaalde bodemfauna te correleren en uiteindelijk zelfs te voorspellen. Slibgehalte of de

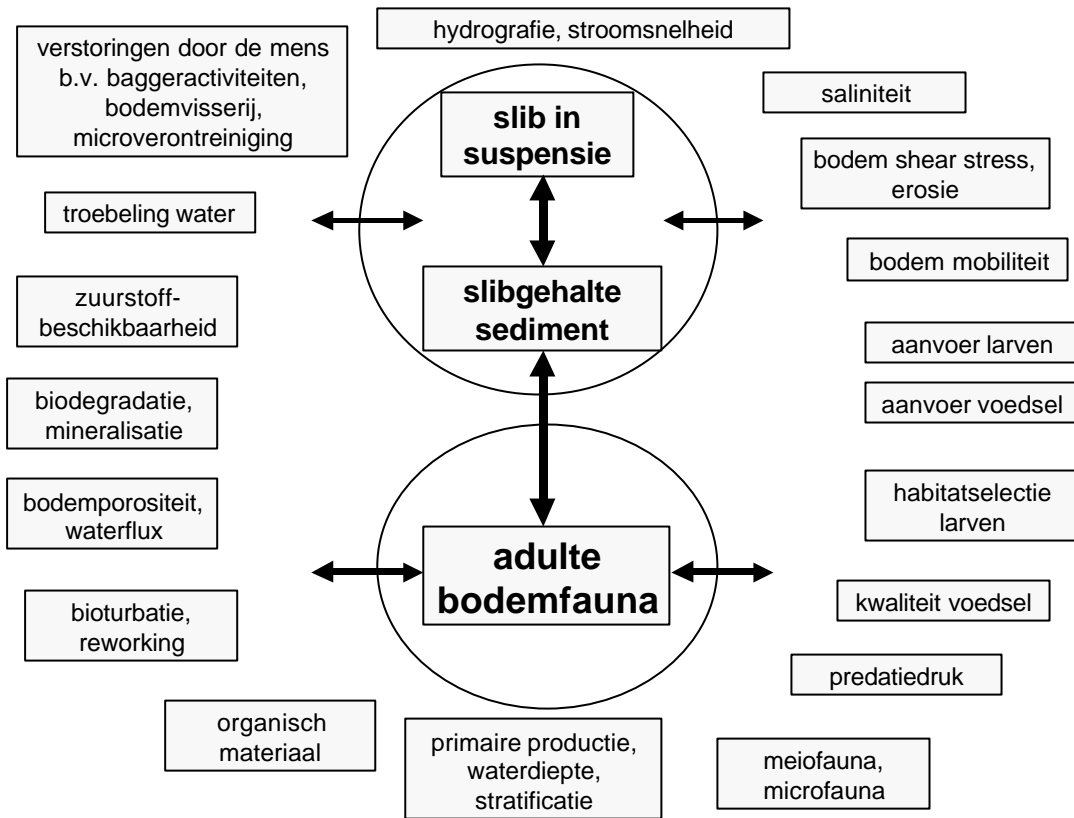
verdeling van korrelgrootte van een sediment zijn gemakkelijk te meten parameters. Ook in de hedendaagse benthologie wordt de parameter slibgehalte meegenomen. Expliciet gezegd gaat men van de hypothese uit dat het slibgehalte van het sediment een belangrijke habitatparameter is die het bodemleven bepaalt, maar de laatste tijd wordt de hypothese wel genuanceerd. Men veronderstelt dat slib een directe of indirecte ecologische betekenis voor bodemdiersoorten heeft. Dit verband vertaalt zich uiteindelijk in verschillen in de aanwezigheid en dichtheid van soorten of in de totale biomassa of de biodiversiteit van de hele bodemdiergemeenschap.

Plannen voor grootschalige ingrepen in het kustgebied zoals een vliegveld in zee, uitbreiding Maasvlakte en andere projecten kunnen invloed hebben op de sedimenthuishouding (van der Linden, 1999). Het vaststellen van causale verbanden tussen slib en voorkomen van soorten is daarom van groot praktisch belang, en een waardevolle aanzet voor de modellering van veranderingen in de slibhuishouding op het bodemecosysteem (Essink, 1999).

Slib, zeebodem en bodemfauna: een complex samenspel van factoren

Bij het leggen van verbanden tussen slib en bodemfauna blijft vaak onduidelijk of het slib zelf een ecologische habitatfactor is of dat slib indirect een surrogaatparameter of indicator voor de plaatselijke hydrodynamica is. Er zijn aanwijzingen dat het slibgehalte in feite een resultante is voor een complex van habitatfactoren. Er zijn twijfels aan een causaal verband tussen slibgehalte en bodemfauna en er zijn zelfs twijfels in hoeverre überhaupt een eenduidige relatie tussen geïsoleerd gemeten sedimentparameters en bodemfauna te vinden is (Snelgrove & Butman, 1994).

Ook is niet altijd helder wat precies met slib bedoeld wordt (zie hoofdstuk 2). Omdat slib zowel directe effecten heeft op bodemfauna (zie hoofdstuk 3 en 4), maar bodemfauna ook effecten heeft op slibgehalte (b.v. door vastleggen van sediment, pseudofaecesvorming en bioturbatie, zie hoofdstuk 5) en slib ook indirecte effecten heeft (b.v. door beïnvloeding watergehalte, uitdroging, troebeling bij opwerveling, nutriëntengehalte en vastleggen en afgifte van nutriënten (zie hoofdstuk 3 en 4), moet bij de analyse van relaties tussen slib en voorkomen van benthos met deze aspecten, relaties en terugkoppelingen rekening worden gehouden. Mogelijke sleutelfactoren voor de ontwikkeling van bodemfauna zijn b.v. ook de aanvoer en habitatkeuze van bodemdierlarven en kwaliteit van voedsel. Slib is potentieel een belangrijke voedselcarrier (zie hoofdstuk 5). Bovendien zijn nog andere indirecte verbanden van belang, b.v. verontreinigingen in het sediment, welke vaak samen met het slibgehalte stijgen en toxisch voor bodemdieren kunnen zijn. De complexiteit van dit geheel is weergegeven in figuur 2. De pijlen geven relaties en terugkoppelingen weer. Verschillende biotische en abiotische factoren hangen ook onderling weer samen.



Figuur 2. Relaties tussen bodemfauna, slib en andere habitatfactoren. Meer details over de enkele factoren zijn in de volgende hoofdstukken te vinden.

2 Wat is slib?

Doel

Hoewel slib precies gedefinieerd is gebruiken geologen, morfologen, bodemkundigen, fysici en biologen deze term vaak verschillend. Dit hoofdstuk is bedoeld om meer helderheid te verkrijgen over het gebruik van het begrip 'slib' en de eigenschappen van slib. Hierbij beperken we ons tot die aspecten die ecologisch relevant zijn.

Definitie van slib

Slib bestaat uit deeltjes die in het water een valsnelheid hebben die gelijk is aan kwartsbolletjes van 2-16 μm (Nederlandse Norm N 209). Deze strikte definitie wordt weinig toegepast, vooral in het onderzoek in relatie tot zware metalen. Het gebruik van het begrip "slib" levert verwarring op als het niet precies gedefinieerd is. In ecologisch onderzoek wordt slib meestal gedefinieerd als fractie van deeltjes met korrelgrootte kleiner dan 63 μm dus eigenlijk 'silt' en klei (Tabel 1). Deeltjes <2 μm worden lutum (klei, Engels "clay", Duits "Ton") genoemd. Klei wordt volgens de klassering van Wentworth ook gedefinieerd als sedimentfractie <4 μm , en in de morfologie wordt de term klei gebruikt voor geconsolideerd fijn materiaal met een hoog lutumgehalte.

Slib is niet helemaal identiek met het Duitse woord "Schlick" of het Engelse "mud". De begrippen "Schlick" en "mud" omvatten geen bepaalde sedimentfractie maar beschrijven een sediment met hoge aandeel (>50%) aan silt (korrelgrootte 2 (of 4)-63 μm , eng. "silt", Duits "Silt") plus lutum. Schlick en mud komt overeen met wat in het Nederlands slikkig sediment genoemd wordt. Een groot gedeelte van zo'n sediment kan door korrels uit de zandfractie samengesteld zijn.

Tabel 1. Indeling van korrelgroottes naar zee fracties volgens Wentworth en Atterberg (in μm)

Type	Wentworth-klasse	Type	Atterberg-klasse
grof zand	500 - 1000	grof zand	420- 1200
Middelfijn zand	250 - 500	middelfijn zand	150- 420
fijn zand	125 - 250	fijn zand	105- 150
zeer fijn zand	62 - 125	zeer fijn zand	50- 105
Silt	4 - 62	silt	16- 50
Klei	<4	slib	2- 16
		lutum	<2

Slibgehalte correleert min of meer met lutumgehalte en de mediane korrelgrootte van het sediment. Deze relatie is voor verschillende gebieden (Noordzee, Waddenzee, Scheldegebieden) niet dezelfde en binnen gebieden niet altijd eenduidig en moet daarom bepaald worden. De oorzaak ligt waarschijnlijk in het slibaanbod en stromingspatronen(zie hoofdstuk 3 en 4).

Het slibgehalte heeft grote invloed op andere sedimentparameters van de zeebodem (chemische gradiënten, stabiliteit, gehalte aan organisch materiaal, zie hoofdstuk 2) en

wordt naast de mediane korrelgrootte in de benthologie ter typering van het sediment gebruikt (zie b.v. Tabel 2). Ook hier zijn verschillende indelingen in omloop. Sommige auteurs delen sedimenten alleen in op basis van de mediane korrelgrootte volgens Gullentops *et al.* (1977):

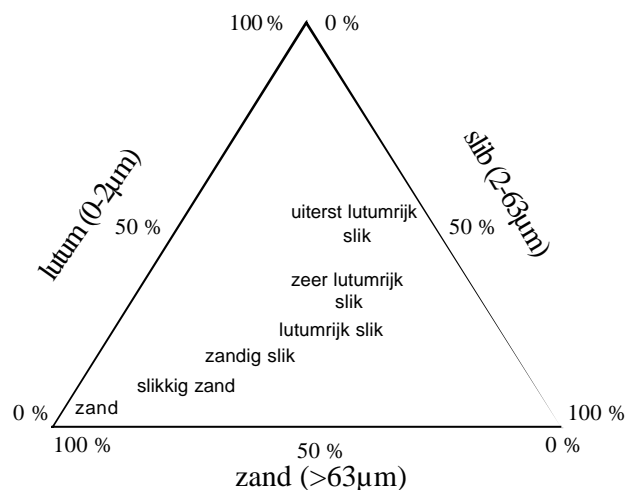
Tabel 2. Indeling in sedimenttypes (b.v. Reineck, 1982)

slibaandeel in sediment	sedimenttype
>50 %	slikkig sediment
5-50 %	slibzand
<5 %	zand

Tabel 3. Indeling in sedimenttypes volgens Gullentops *et al.* (1977)

mediane korrelgrootte	sedimenttype
< 175 μm	fijn zand met slib
175-250 μm	fijn zand
250-300 μm	middelfijn zand
300-350 μm	middelgrof zand
> 350 μm	grof zand

Een alternatieve indeling in sedimenttypes vormt het driehoeksdiagram van Sindowski (1973) dat dikwijls bij beschrijving van sedimenten in de Waddenzee toegepast is (Reineck, 1982). Een recente rapportage (Flemming, 2000) geeft goede voorbeelden van het gebruik van dit type driehoeksdiagram in een groot aantal kustgebieden. Uit deze driehoeken blijkt duidelijk dat sedimenten van verschillende vindplaatsen met b.v. dezelfde zandgehalten behoorlijk in lutum en siltgehalte kunnen verschillen, en toch vergelijkbare eigenschappen hebben.



Figuur 3. Indeling van sediment in een driehoeksdiagram volgens van Sindowski (1973)

Viscositeit van slibbodem

Slib en slikkige sedimenten hebben zogenoemde thixotrope eigenschappen. Dat betekent dat slib onder schokken of wrikken in beweging gebracht in een vloeibare toestand overgaat maar verstevigt en consolideert als het met rust wordt gelaten. Dit gedrag hangt samen met het gehalte van water en organisch materiaal. De organische fractie van slib kan veel water opnemen dat door polaire krachten min of meer vast

gebonden is en dit geeft het slib de wat slijmachtige, plastische consistentie (hoge viscositeit). Bij toevoeging van kleine hoeveelheden zand (tot 25%) blijft deze viscositeit nagenoeg onveranderd. Deze eigenschap is vooral voor dieren op droogvallende platen van belang (Reineck, 1982).

Belang van verschillende meetmethodes voor slib voor de benthos-ecologie

Slib in suspensie wordt in het mariene onderzoek meestal bepaald door het filtreren van watermonsters over filters met een zeer kleine poriegrootte (b.v. 0.45 μm).

De manier van monsternamen (b.v. hoe dicht boven de bodem en bij welke stroomsnelheid) kan vooral in getijdengebieden van grote invloed zijn op de hoeveelheid fijn zand in het monster, omdat die deeltjes makkelijk in suspensie gaan. De zanddeeltjes hebben nauwelijks invloed op de lichtdoorval in het water en hebben totaal andere fysische en chemische eigenschappen dan lutum. Daarom is het moeilijk om resultaten van verschillende meetcampagnes met elkaar te vergelijken. In veel gevallen wordt organisch materiaal bepaald door verassen. Daarom kunnen alleen glasvezelfilters gebruikt worden. Bij hoge verassingstemperaturen (boven 560 °C) verdwijnen ook kalkhoudende deeltjes waardoor de schatting van organisch slib niet nauwkeurig is. In monsters met een hoog lutumgehalte verdwijnt al bij veel lagere temperaturen (iets meer dan 100 graden) het kristalwater uit de kleimineralen, en kunnen aanzienlijke fouten worden gemaakt bij de berekening van de hoeveelheid gesuspendeerd organisch materiaal (Dankers & Laane, 1983). Ook is het belangrijk de filters goed te spoelen met zoet water omdat achtergebleven zout na droging en weging ook als gesuspendeerd materiaal berekend wordt. Er zijn aanwijzingen (in Duitsland) dat in het verleden analyses zijn uitgevoerd door laboratoria die alleen ervaring hadden met zoetwateronderzoek waarbij niet voldoende gespoeld is. De resultaten van deze analyses geven veel te hoge getallen voor de hoeveelheid gesuspendeerd materiaal. Het gehalte aan fijn materiaal wordt ook bepaald door het meten van valsnelheden in een kolom gevuld met water.

De klassieke methode voor bodemmonsters is de gravimetrie, waar het gedroogde sediment over een serie zeven met kleiner wordende mazen gezeefd wordt en de fracties gewogen worden. De fractie die door de kleinste zeef (meestal 63 μm) gaat is de slibfractie. Het organisch gehalte wordt gravimetrisch door verassing van het gedroogde sediment gemeten of door chemische oxidatie met chroomzuur bepaald (Dankers & Laane, 1983).

Sinds enige jaren wordt de verdeling van deeltjes uit een sedimentmonster op bepaalde deeltjesgrootten vaak geautomatiseerd gemeten met behulp van een Laser Particle Sizer of Coulter-counter. Daarmee wordt de deeltjesgrootte van sediment en andere in water gesuspendeerd materiaal gemeten. Het laserlicht wordt door de deeltjes verstrooid en vormt karakteristieke buigingspatronen die door detectors worden opgenomen. Het meetbereik ligt voor standaardapparaten bij 0.04-2000 μm . De voordeel van dit soort apparatuur ligt naast de standaardisering en snelle verwerking in het meten en berekenen van meerdere kenmerken van een sedimentmonster. Behalve de sedimentfractie met korrelgroottes < 2, 16 of 63 μm worden b.v. ook de mediane korrelgrootte, kwartielwaardes ($Q_{25\%}$, $Q_{75\%}$), verdelingscurve en

sorteercoëfficiënten aangeleverd. Een nadeel ligt in de niet optimale vergelijkbaarheid met gegevens die met traditionele zeefmethodes bepaald zijn, en er lijkt een onderschatting te zijn van het aandeel aan zeer kleine deeltjes.

Voor geologisch en bodemkundig onderzoek worden uit gevriesdroogde monsters vaak carbonaten en organisch materiaal door chemische behandeling verwijderd. Dit heeft invloed op de mediane korrelgrootte van biogene sedimenten die vaak uit aanzienlijke hoeveelheden fijne schelpresten bestaan, en bovendien gaat informatie over het organisch materiaal verloren. Zo kan een sediment dat door de vele schelpresten grofkorrelig genoemd zou moeten worden als fijnkorrelig gedefinieerd worden.

Compositie van slib

Slib in sedimenten of in suspensie bevat anorganische en organische componenten, een ogenschijnlijk triviaal maar belangrijk kenmerk in afgrenzing tegenover puur organisch materiaal (b.v. POM = particulier organisch materiaal, zie beneden) of steriele zandkorrels. De anorganische fractie bestaat uit kwarts, veldspaten, kleimineralen, calciet, dolomiet, hydroxyden, silicaten, sulfiden, sulfaten en kleine fracties andere mineralen. De elementaire samenstelling kan afhankelijk van herkomst en oudheid variëren (De Reus, 1982). Een klein deel van deze mineralen is autogeen, dat wil zeggen dat ze ontstaan in het sediment (van Straaten, 1954, van Straaten & Kuenen, 1957) terwijl het grootste deel van elders aangevoerd wordt.

Organische fractie in slib

Het aandeel organisch materiaal in gesedimenteed slib varieert sterk, en is afhankelijk van herkomst en jaargetijde (Cadée & Hegeman, 1977) en bedraagt 10-20% van het drooggewicht van het sediment. Door het hoge gehalte aan geadsorbeerd water kan het zelfs 70-90% van het natgewicht bedragen (Verwey, 1952). Het organische materiaal in slib uit een vers bodemmonster bestaat enerzijds uit levend materiaal zoals bacteriën en anderzijds uit restanten en afbraakproducten van fytoplankton, bentische algen, faecal pellets, kapotgeslagen en fijn verdeelde veenresten en door de bacteriën geproduceerde macromoleculen (zie hoofdstuk 3). Dit komt dus overeen met de definities van detritus of POM (particulair organisch materiaal) of seston zover het om deeltjes gaat die binnen het groottespectrum van slib vallen. Vooral in de wetenschappelijke literatuur over mariene onderwerpen worden de begrippen detritus, POM (of OM, als het om organisch materiaal in de bodem gaat) en seston (in het water zwevend materiaal) geprefereerd omdat ze niet aan een bepaalde grootte-definitie hoeven te voldoen. In veel gevallen treedt flocculatie op. De zwevende deeltjes kunnen dan tot enkele mm groot worden. De vlokken bestaan uit een mengsel van organisch materiaal en minerale bestanddelen.

De organische fractie is voor een belangrijke deel bepalend voor verschillende ecologische eigenschappen van slib en heeft een grote invloed op andere habitat-karakteristieken die voor de bodemfauna van belang zijn (zie volgende hoofdstukken).

Samenvatting en conclusie

Slib is alleen voor wat betreft één eigenschap, met name de deeltjesgrootte of bezinkingssnelheid gedefinieerd. Deze scherpe definitie wordt in de literatuur over bodemdieren niet altijd op dezelfde manier gebruikt. Er is overlap met andere definities over organische componenten in suspensie. Ook wordt de term slib en slik bij de beschrijving van het bodemhabitat toegepast. Ook hier worden verschillende beschrijvingen gebruikt. Verschillende methoden voor de bepaling van slibgehalten kunnen invloed op andere eigenschappen van gesuspendeerd materiaal hebben. Door bepaalde analysemethoden gaat mogelijkwijs biologisch belangrijke informatie verloren.

Om de informatiewaarde van slib in een ecologische context te kunnen beoordelen is een eenduidig gebruik van definities van groot belang. Dit is ook nodig als de invloed van slibgehalte op andere habitatfactoren kwantitatief moet worden bepaald.

3 Slib in beweging: ecologisch belang van dynamische eigenschappen van slib

Doel

Het ecologisch belang van slib kan door herkomst, leeftijd, seizoenen en lokale omstandigheden mogelijkwijze verschillen. Om de invloed van slib op de bodemfauna in te schatten is het daarom belangrijk ook de dynamische aspecten van slib zoals slibtransport en slibhuishouding in de overweging te betrekken.

Sedimentatie van slibdeeltjes

Sedimenten met een korrelgrootte rond de 180 μm hebben de grootste mobiliteit (Sanders, 1958) omdat fijnere sedimenten cohesie vertonen en grotere korrels te zwaar zijn om opgewoeld te worden.

Om zandkorrels vanuit een rusttoestand in beweging te krijgen zijn grotere krachten nodig naarmate de korrels groter zijn (Seibold, 1974), omdat het oppervlak kwadratisch toeneemt, en volume en gewicht met een derde macht. Voor fijnere sedimenten (silt en klei) nemen de cohesieve krachten weer toe waardoor ook dat sediment weer moeilijker in beweging wordt gezet. Dit geldt ook voor mengsels van zand en fijn materiaal omdat die dicht gepakt kunnen zijn. Tot ongeveer 160 μm zijn de krachten benodigd voor het in beweging brengen van een korrel over het algemeen groter dan de kracht benodigd om de korrels in suspensie te houden. Daarom worden korrels tot 160 μm vrijwel altijd in suspensie getransporteerd; grotere korrels worden bij lage stroomsnelheid rollend vervoerd, bij hogere snelheid zwevend.

Of deeltjes al dan niet bezinken is grotendeels afhankelijk van hun grootte. Zeer kleine deeltjes zouden normaal nooit bezinken, maar omdat ze in veel gevallen samenklonteren gaan ze zich gedragen als grotere deeltjes. De Reus *et al.* (1976) en De Reus (1982) concluderen dat deeltjes door turbulentie, Brownse beweging en ongelijke valsnelheden botsen en door ladingsverschillen aan elkaar blijven zitten. Ook kunnen grotere deeltjes ontstaan door faeces- en pseudofaecesvorming. Geflocculeerd slib heeft een valsnelheid die vergelijkbaar is met die van kwartskorrels van 30 μm (De Reus, 1982) tot 50 μm (Kamps, 1950) en 60 μm (Oost, 1995, hfst 6). Pseudofaeces kan stevig genoeg zijn om langere tijd te blijven bestaan zonder uiteen te vallen (Oost, 1995).

De werking van golven en stroming op de bodem resulteert in een bodemschuifspanning (bottom shear) waardoor materiaal opgewoeld kan worden. Golfwerking heeft daarom invloed op het slibgehalte wat tot uiting komt in de sortering van korrelgroottes in de sedimenten en de resuspensie van slib. Met toenemende golfenergie neemt de graad van sortering toe en het slibgehalte af. Een steile helling versterkt deze effecten. Daarnaast zijn er aanwijzingen dat ten gevolge van drukverschillen het slib dieper en vaster in de bodem komt.

Verschillen in saliniteit en temperatuur van het water resulteren in verschillen in dichtheid en viscositeit. Stromingen van watermassa's van relatief hoge soortelijke massa (koude, zoute) kunnen veel slib meevoeren, dit soort effecten lijken vooral een rol te spelen bij de depositie van slib in estuaria.

Invloed van seizoenen op slibgehaltenes

De invloed van seizoenen op slibgehaltenes in suspensie en aan de bodemoppervlakte is groot. Door biologische processen (algengroei en groei van cyanobacteriën) en hydrodynamische krachten (stormen, grotere golfenergie in de winter) is het slibgehalte van sedimenten in de winter lager dan in de zomer (de Jonge, 1985,1995; de Jonge & van Beusekom, 1995). Bovendien stijgt naast de toename van de soortelijke massa door de lage temperatuur de zogenoemde kinematische viscositeit van het water in de winter zodat grotere korrelgroottes in suspensie gehouden worden (Bayerl *et al.*, 1998). Dit gegeven is van invloed op de rol van slib als voedselcarrier. Voor de invloed van aan seizoenen gekoppelde biologische processen op het slibgehalte zie hoofdstuk 5.

Sedimenthuishouding

Als voorbeeld voor de grote dynamiek van slib in bepaalde gebieden wordt een korte beschrijving gegeven van de sedimenthuishouding in Waddenzee en Deltawateren. Deze dynamiek is van grote invloed op de ontwikkeling en instandhouding van platen en dus op de bodemfauna. Ook de samenstelling van de platen (slikkig, zandig) wordt bepaald door het evenwicht tussen aanvoer en afvoer van de verschillende typen sediment met name zand en slib.

Zand

Bijna 90% van het sediment dat is afgezet in Waddenzee en Delta bestaat uit zand (deeltjes groter dan 63 µm). Het zand bestaat voornamelijk uit kwarts (>80%) met enig veldspaat, kalk (met name schelpfragmenten) en mica. Het grootste deel van het zand in de Waddenzee zit in de fractie met een korrelgrootte van 125-250 µm (Van Straaten, 1964; Oost & Dijkema, 1993), in de Delta is het wat grover. Doordat de zandfractie door samenstelling en gedrag sterk verschilt van de slibfractie wordt de zandhuishouding voor een belangrijk deel gereguleerd door andere processen dan de slibhuishouding (Van den Bergs *et al.*, 1992). Daarom komen gebieden waar de slibfractie overheerst in het bodemsediment voor langs dijken en in baaien aan het einde van een transportweg zoals de Dollard.

Slib

Nadat slib is gesedimenteerd vormt het met water een plastisch materiaal met cohesieve eigenschappen (De Reus, 1981). Als het slib enigszins geconsolideerd is neemt de erosiegevoeligheid sterk af, en slib of slibhoudend zand is beter bestand tegen erosie dan zuiver zand (Houwing, 2000).

Bronnen van zand en slib

Recent en lopend onderzoek in het Marsdiep (Schulpengatproject) geeft aanwijzingen dat zand in de vorm van zandgolven naar binnen getransporteerd wordt (Ridderinkhof pers. comm., NIOZ website). De grootte van dit transport is nog

onderwerp van onderzoek, omdat de nettobeweging van zandgolven niet altijd wil zeggen dat het nettozandtransport ook in die richting plaatsvindt.

Omdat zand alleen wordt verplaatst bij hoge stroomsnelheden en door golven kan aangenomen worden dat zand dat sedimentatiegebieden zoals Waddenzee en Delta binnenkomt afkomstig is uit de omgeving van de zeegaten en de stranden en duinen langs de kust (Crommelin, 1940; Van Straaten, 1954). Voor de Waddenzee wordt deze hypothese ondersteund door het feit dat de kustafslag over de laatste 150 jaar in evenwicht is met de zandhonger die ten gevolge van de zeespiegelstijging door de Waddenzee wordt uitgeoefend (Eysink, 1979).

De herkomst van slib is niet zo duidelijk. Door kusterosie en erosie van de Vlaamse banken komen geen grote hoeveelheden vrij. Ook door de meeste rivieren worden betrekkelijk kleine hoeveelheden slib naar de Noordzee aangevoerd (McCave, 1981). Voor de Waddenzee is de jaarlijkse baggerstort van meer dan 4 miljoen ton uit de Rotterdamse haven wel van belang. Het betreft hier hoofdzakelijk marien slib dat eerder in de Rotterdamse havens is bezonken.

Salomons (1973) waagt zich aan een schatting en concludeert dat de zeer fijne sedimenten ($< 2 \mu\text{m}$) een fluviatiele oorsprong hebben, en dat slib van 2-60 μm hoofdzakelijk marien is. Later (Salomons, 1975, 1978) concludeert hij dat 10-20% van de waddenzeeklei uit Rijn en Maas komt. Eisma (1981) maakte een sedimentbalans voor de Noordzee, en komt tot een totaal beschikbare hoeveelheid van 34 miljoen ton/j afkomstig uit oceaan, kanaal en erosie van kusten en banken op de zeebodem. Minder dan 5 miljoen ton zou een fluviatiele oorsprong hebben. Een deel van het slib komt uiteindelijk binnen het bereik van de getijstromen die door de zeegaten naar binnen stromen.

Of een gesedimenteerd deeltje weer opwervelt is volgens Partheniades (1962) alleen afhankelijk van de schuifweerstand van de bovenste bodemlaag en de optredende schuifspanning. De schuifweerstand hangt samen met factoren zoals korrelgrootte, slibgehalte, consolidatie etc. Ook belangrijk is de mate waarin het bodemoppervlak gebonden is door een film van diatomeeën of cyanobacterieën (Vos *et al.*, 1988; Kornman & Deckere, 1998), maar volgens de Jonge (1995) spelen lokale verschillen geen rol op ecosysteemschaal. Lokaal kan de schuifweerstand verminderen door bioturbatie (Cadée, 2001). De schuifspanning is lager op rustige plaatsen zoals tussen mosselen op mosselbanken, in zeegravvelden of tussen kweldervegetatie.

Oost (1995 blz. 380, naar Kamps, 1956) laat zien dat gedurende voorjaar en zomer het gehalte aan fijn slib ($< 16 \mu\text{m}$) op de platen bijna verdubbelt om in de winter weer af te nemen.

Biodepositie

Door filtrerende organismen worden kleine deeltjes uit de waterkolom gefiltreerd en vastgelegd als pseudofaeces (zie ook hoofdstuk 5). In de Waddenzee en Oosterschelde bevinden zich zulke grote hoeveelheden filtrerende bodemdieren (Mossel, Kokkel, Oester, Strandgaper, Mesheft, Schelpkokerworm) dat het gehele water-

volume in een of twee weken gefilterd kan worden. Het tijdens vloed als pseudofaeces vastgelegde sediment wordt niet meer naar buiten getransporteerd door de ebstroom.

'fluid-mud' stromen

Door golven worden slibdeeltjes van de platen opgewoeld waarna ze bezinken in geulen. Als bij de bodem van de geul de concentratie van slib hoog wordt, neemt de viscositeit toe, en wordt die laag minder snel opgewerveld (Vermaas, 1984), ook al omdat het een gladde laag betreft met weinig wrijving. Er ontstaat dan een zogenaamde 'fluid-mud' laag met slibconcentraties tot 50.000 mg/l (Van Genuchten, 1984). Over de bewegingen van 'fluid-mud' lagen in zeegaten en grote geulen is nauwelijks iets bekend, maar observaties langs geulranden in het voorjaar geven indicaties dat deze transporten aanzienlijk kunnen zijn. In hoeverre organismen de bedekking door deze lagen fijn slib kunnen overleven is niet bekend. Eigen waarnemingen in de vastelandskwelders van Groningen waarbij het aangetroffen slib in de greppels hoger lag dan op de aangrenzende akkers wijzen ook op vóórkomen van 'fluid-mud' stromen.

Overeenkomst tussen fysische karakteristieken en sedimentsamenstelling

Door erosie en sedimentatieprocessen kan binnen een systeem een kringloop ontstaan waardoor sediment uiteindelijk op plaatsen terechtkomt waar de korrelgrootte in overeenstemming is met de fysische karakteristieken (Reineck, 1975; Kestner, 1975). De bodems van hoofdgeulen zijn over het algemeen zeer zandig terwijl de droogvallende platen voor 85% uit zand en voor minder dan 3% uit lutum bestaan. Langs de estuariumkusten bestaat de bodem voor 5% uit lichte zavel en 10% uit zware grond met 8-10% lutum (De Glopper, 1967). Reineck & Siefert (1980) vonden een goede correlatie tussen sedimenttype en locatie t.o.v. zee en overheersende windrichting. Hieruit kan geconcludeerd worden dat de sediment-samenstelling op elke locatie bepaald wordt door de daar heersende fysische condities en het slibaanbod.

Dit is een ecologisch belangrijk gegeven, omdat het mogelijk is dat ook het voorkomen van organismen door vergelijkbare fysische condities bepaald wordt, waardoor er correlaties tussen sediment en voorkomen van organismen kunnen bestaan die geen causaal verband hebben.

Samenvatting en conclusie

Het slibgehalte binnen een bepaald gebied weerspiegelt op relatieve schaal de heersende hydrodynamische patronen, vooral de getijstroming, waarbij de slibgehalten ook van het totale slibaanbod afhankelijk zijn. Belangrijke ecologische eigenschappen van slib (b.v. de organische componenten) kunnen sterk met de tijd en herkomst en lokale omstandigheden variëren. Het voorkomen van organismen kan met sedimentcompositie gecorreleerd zijn zonder dat een causaal verband bestaat. Bovendien kunnen processen zoals bio-depositie van slib (zie later) en bio-erosie het uiteindelijke beeld aanzienlijk beïnvloeden.

4 Slib als een habitatfactor voor bodemdieren

Doel

Dit hoofdstuk belicht de invloed van slib op fysische en chemische parameters van de bodem en de intercorrelaties tussen deze abiotische parameters (hoofdstuk 4.1.). Dit is nodig om de ecologische relevantie van slib te begrijpen omdat vaak wel een causale verband bestaat tussen andere parameters en het voorkomen van bodemdieren. Slib in suspensie kan door vertroebeling van water hinder voor bodemdieren veroorzaken (4.2) en tegelijk als voedselcarrier een belangrijke ecologische functie voor het bodemleven hebben (4.3). Zijn hier grenswaardes van slibgehalten voor de leefmogelijkheden van benthische organismen aan te geven (4.4)?

4.1 Slib in de bodem

Organisch materiaal in sedimenten en slibgehalte

Aan de grenslaag tussen sediment en water vormt zich een zogenoemde biofilm die (ook afhankelijk van de lokale condities) uit bacteriën, diatomeeën, nanobenthos en een organische amorfe matrix bestaat (Decho, 1990, Meier-Reil & Köster, 1993, de Jonge, 1985). Bacteriën koloniseren vooral de grotere korrels terwijl kleine slibdeeltjes in de bodem minder gekoloniseerd worden, waarschijnlijk omdat ze minder bescherming voor mechanische beschadiging bieden (Meier-Reil & Köster, 1993). Daartegenover vormt de matrix uit macromoleculen en bacteriën op grotere korrels een dun laagje op de oppervlakte en de relatief grote holtes tussen de korrels laten ongebonden water toe. De organisch matrix is voornamelijk het product van bacteriën met extracellulaire polymeren (EPS extra polymer substance) die door wateropname een mucus vormen waarin fijne sedimentkorrels worden ingebed. Het mucus bevat hoge gehalten aan aminozuren en labiele stikstofverbindingen en is belangrijk voor de adsorptie van gesuspendeerd materiaal.

In het algemeen stijgt de organische fractie aan het sedimentoppervlak min of meer evenredig met het slibgehalte. Kleine korrels vertonen een hoger adsorptie voor in het water drijvende colloïdale organische en anorganische verbindingen (Lüneburg, 1958). De aanvoer van vers organisch materiaal is gekoppeld aan de primaire productie en daarom afhankelijk van het seizoen (Wolff, 1973, Graf, 1992, Cranford & Hill, 1999), hoog in de zomer en relatief laag in de winter. De organische fractie van oude afzettingen is kleiner en bevat een groter deel refractair (d.w.z. niet of moeilijk afbreekbaar) materiaal. De organische fractie is een belangrijke parameter voor de ecologische eigenschappen van slib, o.a. wat betreft bacteriebiomassa, zuurstoffluxen en voedselbeschikbaarheid. De organische fractie is ook belangrijk voor de opslagcapaciteit aan nutriënten zoals stikstof en fosfor. Hoewel de totale N-, P- en C-gehalten als een aanduiding voor het productievermogen kan worden beschouwd (Wintermans & Dankers, 1995), hangt de uitwisseling en omzetting van deze stoffen vooral met microbiële en chemofysische processen samen (zie onder).

Biologisch actief of “levend” slib heeft heel andere eigenschappen dan “dood” slib, dat veel armer aan water en voedsel is en minder cohesiekrachten toont. Het organisch gehalte kan lokaal zeer sterk variëren en is op kleine ruimtelijke schaal niet goed met het slibgehalte gecorreleerd.

Porositeit, permeabiliteit en poriewaterflux

Porositeit is het watervolume ten opzichte van het totale volume van het sediment. In het algemeen neemt het watergehalte met toenemend slibgehalte toe. Slibrijke sedimenten kunnen zeer grote hoeveelheden water bevatten (zie hoofdstuk 2), dat voor een deel aan het organische materiaal en fijn lutum is gebonden. Porositeit zegt iets over het voorkomen van voor dieren belangrijke interstitiële ruimten (holte tussen de korrels) en chemische gradiënten (zie beneden). In het algemeen is het interstitiële water bij grover sediment (mediaan rond 250 µm) helder en rijk aan zuurstof, terwijl het bij fijnere sedimenten troebel en arm aan zuurstof is en bovendien door adhesieve krachten visceus. Zuurstof wordt dan alleen via relatief langzame diffusieprocessen getransporteerd.

Ecologisch gezien zijn de twee parameters permeabiliteit en poriewaterflux van groot belang, vooral omdat ze invloed op het zuurstofgehalte en andere chemische gradiënten hebben. Indirect worden deze processen door hydrodynamica en bodemtopografie beïnvloed.

Permeabiliteit is een maat voor de doorstroming van water, en kan gemeten worden gemeten met een permeameter (Giere, 1993). De permeabiliteit hangt wel samen met interstitiële ruimten en is vooral afhankelijk van sortering en korrelgroottes (dus indirect ook met het slibgehalte). Bij slecht gesorteerde sedimenten kan fijn slib de interstitiële ruimten opvullen en daarmee de eigenschappen van het sediment (b.v. zuurstof gehalte) modificeren (Wolff, 1973).

De poriewaterflux wordt met een microflowmeter (Giere, 1993) gemeten en is behalve van het slibgehalte en sortering van het sediment sterk afhankelijk van de stroming boven het sediment en de verticale golfbeweging.

Zuurstof, sulfide en andere chemische gradiënten

De beschikbaarheid van zuurstof is voor de meeste bodemdieren een essentiële factor. De zuurstofconcentratie neemt over het algemeen met de sedimentdiepte af, terwijl de sulfidenverbindingen toenemen. De omslagdiepte waar reducerende chemische processen de overhand over oxiderende processen krijgen wordt redoxhorizon genoemd. Onder deze grenslaag is geen vrije zuurstof meer beschikbaar. Bij zeer slibrijke sedimenten, met een hoog gehalte aan lutum, ligt deze redoxhorizon enkele millimeters diep. In de Waddenzee en de estuaria ligt deze horizon in lutumrijke slibsedimenten rond de 1mm, en in zand bij 60mm (Reineck, 1970, Wolff, 1973). De reactiviteit en grootte van de organische fractie en het verticale advectieve transport bepalen in grote mate de ligging van de redoxhorizon in het sediment. Biologische processen (b.v. microbiële activiteit, bioturbatie, primaire productie) hebben echter een dermate grote invloed op de zuurstofconcentratie dat alleen *in situ* gemeten bodemrespiratie of een zuurstofprofiel

werkelijke aangrijpingspunten bieden voor het ontrafelen van causale verbanden. Afgezien van de zuurstofgradiënten kan kleinschalig door anaërobe pockets in bodems of juist bioturbatie de correlatie zuurstofconcentratie en slibgehalten verstoord worden (Boede, 1983).

Ook de vorming van zwavelwaterstof is aan de zuurstof concentratie gerelateerd. Het potentieel afbreekbare materiaal kan direct gemeten worden (COD en BOD biological/chemical oxygen demand). Algemeen kan gesteld worden dat het slibgehalte als een grove indirecte indicator voor genoemde chemische gradiënten (en verticale chemoclinen, omslagdiepten) kan dienen. Met stijgend slibgehalte worden de gradiënten steiler. Dergelijke sterke gradiënten treden op als na een planktonbloei een tapijt van organisch rijk vloeibaar slib (fluid-mud layer) op de bodem ligt of als hoge temperatuur gecombineerd met stratificatie de uitwisseling van zuurstof tussen water en sediment verhindert en voor snelle uitputting van zuurstof in het sediment zorgt.

Slibrijke bodems bufferen saliniteit en temperatuur beter dan zandige bodems omdat ze het water langer vasthouden, een effect dat vooral voor kleine organismen op ondiepe platen in Waddenzee en estuaria van belang kan zijn.

Het bufferen in combinatie met het redoxverloop leidt tot vroegdiagenetische veranderingen in de bodem (mineraalvorming en/of omvorming, verwerking van mineralen). Alles bij elkaar genomen moet er van worden uitgegaan dat , net als op het land, óók op zee bodemvorming plaatsvindt. Dergelijke bodemvormende processen spelen waarschijnlijk vooral in rustige gebieden waar sterke omwerking van sediment ontbreekt of gering is.

Mobiliteit en stabiliteit van de zeebodem

Zoals eerder beschreven geldt algemeen dat de hoogste mobiliteit van sedimenten rond een korrelgrootte van 180 μm ligt (Sanders, 1958). Fijnere sedimenten zoals slib en silt (<180 μm) vormen een dichtere pakking, zijn vlakker en gladder en hebben bovendien neiging samen te plakken (door fysische en elektrochemische krachten) en zijn derhalve relatief stabiel (Seibold, 1974), terwijl grotere korrels (>180 μm) steeds zwaarder op te werfelen en dus minder mobiel zijn. Mobiliteit van de zeebodem is niet direct aan slibgehalte gerelateerd doordat ook biologische processen een sterke rol spelen. Alhoewel hoge slibgehalten in het algemeen de cohesie van sedimenten bevorderen, zijn het toch vooral bodemorganismen zoals bodemdiatomeeën (Bacillariophyceen), cyano-bacteriën, sessiele suspensie feeders (b.v. schelpkokerworm *Lanice conchilega*) die door vorming van slijm en kokers een sterk consoliderende invloed hebben op de bodemtopografie en het slib in de grenslaag tussen sediment en water (Ziebis *et al.*, 1996, Newell *et al.*, 1999, Anderson *et al.*, *in press* zie ook hoofdstuk 5). Aan de andere kant hebben vooral surface deposit feeders een eroderend effect op de bodem (Newell *et al.*, 1999).

Sterke invloed op de mobiliteit en stabiliteit van de bodem mag verwacht worden door 'events' zoals stormen of andere verstoringen (b.v. bodemvisserij, zie beneden).

Stroming en golfenergie hebben direct (en indirect via slibvracht en slibdepositie) invloed op mobiliteit (Hall, 1994).

Invloed van menselijke activiteiten op sedimentparameters

De invloed van baggeractiviteiten op de concentraties zwevende stof in een estuarium is beschreven door de Jonge (1983). Het effect op de bodem en de bodemfauna is recent samengevat door Newell *et al.* (1998) en Essink (1999). Het effect van bevissing op slibgehalten in de bodem is minder goed onderzocht. Door gebruik van een zware bodemschaaf (voor jakobsschelpvisserij) neemt het percentage slib en organisch materiaal af. Een deel wordt geëxporteerd en een andere deel wordt naar diepere sedimentlagen verplaatst. Anaërobe bacteriën nemen toe ten opzichte van aërobe bacteriën (Lawrence *et al.*, 1991). Boomkorvisserij wervelt een sedimentlaag van 4-6 cm op waardoor fijn materiaal geresuspendeerd wordt. Ook voorkomt het een mogelijke bodemgenese. In dynamische zandsystemen herstelt de oppervlaktelaag sneller dan in weinig dynamische, slibrijke systemen. De invloed van kokkelvisserij op het slibgehalte in het Waddenzeegebied is aangetoond (Piersma *et al.*, 2001). De invloed kan direct zijn, maar ook indirect door het verdwijnen van suspensionfeeders die fijn slib vastleggen of door het verdwijnen van microflora die voor verkitting van sediment kan zorgen. Deze vraag is een van de onderwerpen in het lopende onderzoek naar de effecten van schelpdiervisserij, het EVA-II onderzoek.

4.2 Slib in suspensie

Watertroebelheid en doordringdiepte van zonlicht

Kleine deeltjes absorberen meer licht dan een zelfde concentratie (uitgedrukt in gewichtseenheden) grote deeltjes. Kleine slibdeeltjes in suspensie kunnen coaguleren, en samen met organisch materiaal grote vlokken vormen. Dit gebeurt onder andere als gevolg van organische verbindingen en potentiaalverschillen op de slibdeeltjes, waarbij de kleinste deeltjes als een soort condensatiekern kunnen fungeren. De extinctie van het zonlicht hangt van de troebelheid (het totaaloppervlak van de deeltjes) en de waterdiepte af. Een deel van de absorberende stoffen (humuszuren, colloïden, lutum-humine-metaalcomplexen) horen bij de grootteklasse kleiner dan 0.43µm. Omdat deze door een filter gaan worden ze in de praktijk niet bij het gesuspendeerde materiaal, maar bij het opgeloste materiaal gerekend. Het relatief hoge gehalte aan 'humuszuren' (yellow substance, slecht afbreekbare opgeloste stoffen vaak afkomstig uit rivieren) en gesuspendeerd anorganisch materiaal veroorzaken in het kustwater een hoge extinctie van het licht. Voor de Nederlands kust ligt de extinctiecoëfficiënt bij waardes t/m 1.66 m^{-1} (de Kluiver, 1997), in de Waddenzee veel hoger (t/m 6.7 m^{-1} in de Dollard, Boede-rapport, 1983) terwijl in offshoregebieden van de zuidelijke Noordzee waardes van minder dan 0.16 gemeten worden. Het gevolg is dat een primaire productie door algen in de kuststrook van de zuidelijke Noordzee en de Oosterschelde voornamelijk in de bovenste meters van de waterkolom plaats kan vinden. In de Waddenzee en Westerschelde vindt veel primaire productie plaats door phytobenthos op de droogvallende wadplaten tijdens laagwater. De hier levende diatomeeën en cyanobacteriën hebben door het door hen gevormde slijm en suikers invloed op de bodemstabiliteit. Veranderingen in het

slibgehalte in de waterkolom hebben ook directe (niet met lichtdoorval samenhangende zoals verkorte bloeiperiodes van algen) effecten op de primaire productie (Riegman pers. com.). Dit aspect wordt hier niet verder behandeld.

Alle veranderingen in primaire productie werken door in het voedselaanbod van de secundaire producenten, hetzij in de directe omgeving, of in gebieden waar de al dan niet afgestorven algen uiteindelijk bezinken.

Negatieve invloed van troebelheid op mobiele epibenthos en bodemvissen

Verhoogde troebelheid in het water kan ook effect hebben op predatoren die op zicht jagen. Dit geldt bijvoorbeeld voor vissoorten zoals schol (*Pleuronectes platessa*), schar (*Limanda limanda*), grondel (*Pomatoschistus minutus*) of pieterman (*Echiithys vipera*), die alle op zeer korte afstanden hun olfactorische organen gebruiken (de Groot, 1974, De Clerck & Buseyne 1989). Bovendien tonen verschillende vissen en mobiele ongewervelden (b.v. de zwemkrab *Liocarcinus holsatus*) vluchtreacties voor 'wolken' gesuspendeerd materiaal. Actieve jagers die veelal 's nachts actief zijn en hun prooi op korte afstand chemosensorisch vinden, b.v. de tong (*Solea solea*) (Appelbaum & Semmel, 1983) hebben mogelijk minder last van troebeling. Over grenswaarden is weinig bekend. Ook veel vogels (sterns, futen, zaagbekken) zijn oogjagers en kunnen in hun voedselvoorziening belemmerd worden door troebel water.

Resuspensie en stromingspatroon

Een sterke getijstroom kan de bovenste 5 cm van de sedimentlaag omwoelen, en daarmee een aanzienlijk effect hebben op andere bodemparameters (Zühlke & Reise, 1994). Anderzijds bevorderen hoge orbitale stroomsnelheden door golven de resuspensie van bodemmateriaal dat daarna door horizontale stroming verplaatst wordt (de Jong, pers. com.).

Om causale verbanden tussen bodemdieren en slib te ontdekken moet met de aanvoer van slib door stroming rekening worden gehouden. Deze aanvoer kan direct gemeten en gekwantificeerd worden door b.v. een optische deeltjes teller (OBS = optical back scatter) in samenhang met een stromingsmeter in de stroom te hangen. De samenstelling van het slib moet dan wel bekend zijn.

Een belangrijke ecologische rol van stroming is de aanvoer van (organisch) slib als voedsel. Voor suspensiefeeders kan de aanvoer van grote hoeveelheden slib ook een probleem worden. Deze aspecten van slib voor het voedselweb worden in hoofdstuk 4.3. en 4.4. verdiept.

4.3 Rol van slib in het voedselweb

Slib als voedselcarrier voor suspensiefeeders

Voedsel voor suspensiefeeders bestaat uit bacteriën, cyano-bacteriën, verschillende algensoorten en microzoöplankton welke met behulp b.v. van slijmnetten, waaiers of filtersystemen worden opgenomen. Drie factoren bepalen hoofdzakelijk de

voedselwaarde van slib voor bodemdieren: de deeltjesgrootte, de organische fractie en de graad van degradatie van het organisch materiaal.

Suspensiefeders zijn in staat om deeltjes tussen 0.2 μm (sponsen, foraminifera) tot rond 1000 μm (kwallen) op te nemen (Jørgensen, 1966, Barnes *et al.*, 2000), dus ook deeltjes die groter zijn dan slibdeeltjes. Weliswaar hebben de meeste bodemdieren een voorkeur voor kleine deeltjes. Mosselen (*Mytilus edulis*) b.v. selecteren deeltjes groter dan 5 μm waarschijnlijk onafhankelijk of ze organisch of anorganisch zijn. De grootte van voedseldeeltjes voor bivalvia larven ligt rond 2-5 μ (Jørgensen, 1981). Biogene slibdeeltjes b.v. faecal pellets gedragen zich als grote sedimentkorrels (Oost, 1996) en hebben door aangroei van bacteriën en een lage graad van degradatie hoge voedselwaarde (Martens & Krause, 1990). Bij de strandschelp (*Spisula subtruncata*), mossel (*Mytilus edulis*), strandgaper (*Mya arenaria*) en kokkel (*Cerastoderme edule*) wordt, bij een bepaalde hoeveelheid gesuspendeerd materiaal in het algenvoedsel, de groeisnelheid verhoogt. Daarboven neemt de opname efficiëntie weer duidelijk af (Møhlenberg & Kiørboe, 1981).

Negatieve invloed van slib op suspensiefeders

Niet eetbare deeltjes in het water, (sommige kolonievormende algen) of sedimentdeeltjes kunnen de efficiëntie van voedselopname verstoren (Word, 1979). Vooral bij suspensiefeders, waaronder de meeste schelpdieren, is het denkbaar dat verhoogde slibconcentraties een negatief effect hebben op de voedselopname als gevolg van verstopping van het filterapparaat. Schelpdieren en veel sessiele polychaeten zijn in staat om zeer effectief niet te verteren componenten uit het de voedselstroom te verwijderen. Dit kost wel energie, en hoge slibgehalten kunnen de netto energieopname drastisch verlagen. Deze groepen spelen wel een grote rol bij de biodepositie van slib (zie hoofdstuk 5).

De relaties tussen voedselopname en slib of seston (totale hoeveelheid materiaal in suspensie) is vooral enkele schelpdieren uitgewerkt (b.v. mossel *Mytilus edulis*, (Smaal, 1997). De groei van mosselen b.v. is gecorreleerd met de concentratie van chlorofyl a en het organisch materiaal in suspensie (Essink & Bos, 1985). Een ander voorbeeld is het schelpdier *Mercenaria mercenaria* (Grizzle & Morin, 1989, Grizzle & Lutz, 1989, Grizzle *et al.*, 1992). Deze soort bezit een sifo en bewoont de kust van New Jersey (VS). De groei van deze soort is primair afhankelijk van de horizontale aanvoer van seston, maar niet van de seston concentratie in suspensie of slibgehalte in het sediment. Exemplaren in het zand groeien zelfs sneller dan soortgenoten in slibrijke bodems vanwege de lagere seston fluxen in de slibgebieden. Bij vele soorten wordt de afnemende voedselkwaliteit door hogere concentratie van minerale componenten gecompenseerd door verhoogde pompactiviteit zo b.v. bij het nonnetje (Prins & Smaal, 1989). De Venusschelp (*Venus verrucosa*) kan met een oplossing van bacteriën en anorganisch kaolinit gevoerd worden (Grémare *et al.*, 1998). Met een stijgend aandeel kaolinit bij hoge voedselconcentraties verandert de effectieve voedselopname niet totdat de pseudofaecesproductie begint. Stijgt het aandeel aan onverteerbaar materiaal verder dan wordt het filtratievermogen belemmerd en de voedselopname neemt af.

Dit is conform het conceptuele model van Widdows *et al.* (1979): de voedsel opname stijgt met toenemend sestongehalte tot een maximum, dat door toenemende pseudofaeces productie gekenmerkt is. Tot een bepaald niveau is de netto voedsel-assimilatie redelijk constant, om dan daarboven snel af te nemen.

Verhoogde troebeling en coagulatie zal de grootste invloed hebben op soorten en diergroepen die aangepast zijn om uiterst kleine partikels (1-2µm) op te nemen maar ontoereikende mechanismen hebben ontwikkeld om grote hoeveelheden anorganisch materiaal in het gesuspendeerde voedsel te verwijderen, b.v. de meeste sponzen en vele ascidiën (zakpijpen), (Barnes *et al.*, 2000).

Mogelijkerwijze heeft slib ook negatieve effecten op kleine fauna zoals nanoflagellaten en zo indirect op de microbiële kringloop (stofkringloop via bacterie en nanoflagellaten met hoge omzet). Dit aspect is tot nu niet onderzocht.

Aanpassing aan het lokale slibregime

Het is aannemelijk dat de benthische fauna in ecosystemen die natuurlijkerwijze hoge slibgehalten vertonen en een hoge mate van erosie en depositie van fijn materiaal (Estuaria, Waddenzee, kustgebieden) beter aan deze condities aangepast is dan de bodemfauna in helder water. Maar dit is niet alleen zo voor de soortensamenstelling (zie hoofdstuk 5) maar zelfs binnen dezelfde soort. Bij schelpdieren zoals de mossel (*Mytilus edule*) b.v. is de ratio tussen kieuwgrootte en palplengte afhankelijk van het sediment regime (Theissen, 1982, Essink *et al.*, 1989). Mosselen uit gebieden met hoge concentraties SPM hebben grotere palpen die bij het sorteren van onbruikbaar materiaal een belangrijke rol spelen. De verschillen in de concentraties van gesuspendeerd materiaal (vaak afgekort als SPM, dus niet alleen slib!) kunnen behoorlijk zijn: In de Noordzee bedragen ze rond 0-20 mg per liter terwijl in de Waddenzee concentraties van 40-400 mg per liter normaal zijn.

Slib als voedsel voor depositfeeders

Depositfeeders halen hun voedsel uit organisch materiaal op of in het bodemsediment. Behalve slib worden grotere detritusdeeltjes, diatomeeën, protozoën of meiofauna opgenomen. In ondiepe wateren zijn bodemalgen van groot belang voor surface-depositfeeders (grazers), (Herman *et al.*, 2000, Herman *et al.*, *in press*). Veel bivalvia zoals de dunschelp of het nonnetje bezitten een slurf (sifo) en foerageren facultatief als suspensionfeeders in de waterlaag of als surface-depositfeeders (bodemstofzuiger). Ook de zeeklit (*Echinocardium cordatum*) b.v. kan met behulp van de lange apicale voetjes voedseldeeltjes van het sedimentoppervlakte grazen, terwijl het dier enkele cm diep onder de grond zit. Tegelijk is de zeeklit ook een subsurfacefeeder, die voedsel op een nog onbekende manier selectief uit grote hoeveelheden sediment opneemt en organische stoffen eruit verteert (Cramer, 1991). Selectieve subsurface-depositfeeders zoals het vlokreeftje *Bathyporeia* krassen de bacterielaag en organisch materiaal van fijne zandkorrels af, terwijl andere soorten minder selectief zijn en grote hoeveelheden sediment opnemen om daaruit het organisch materiaal en micro-organismen te verteren (b.v. ook de zeeklit). Mogelijkerwijze zal de tweede groep eerder van een verhoogde slibaanvoer profiteren

dan de selectieve depositfeeders maar er is weinig bekend over eenduidige verbanden.

Relatie tussen slib en voedselkwaliteit , microbiële activiteit, biomassa, productiviteit en benthopelagische koppeling

De biomassa aan bacteriën is positief gecorreleerd met de hoeveelheid organisch materiaal in het sediment (Jørgensen *et al.*, 1981), dus indirect ook met het slibgehalte (zie boven). De zogenoemde detritus voedselketen is sterk gerelateerd aan de hoeveelheid beschikbaar organisch materiaal en de bacteriële activiteit. Een hoog gehalte aan organisch materiaal wil nog niet zeggen dat het ook een hoge waarde als voedsel heeft (de Jonge, 1980). Een hoge biomassa bacteriën staat wel voor hoge gehalten aan proteïne en aminozuren. Afbraakproducten van proteïne (Dauwe, 1998), het aandeel aan meervoudig verzadigde vetzuren en het gehalte aan chlorofyl-a kunnen als kwaliteitskenmerk voor de organische fractie dienen (Delaunay *et al.*, 1993, Boon & Duineveld, 1998).

De bacteriële omzet in het sediment is een belangrijke graadmeter om causale verbanden tussen productie door depositfeeders en voedselaanvoer te begrijpen. Deze graadmeter wordt door meten van de enzymactiviteit (b.v. AEC= Adenaline energy charge) of de activiteit van exo-enzymen (proteasen, glucosidasen, fosfatasen) in kaart gebracht. Deze zijn in gebieden met biodepositie en in slibrijke gebieden hoger dan op zand en tonen verband met fytoplankton bloei (Dauwe, 1998, Reise & Gätje, 1999).

Een andere graadmeter om dynamische processen van slib in kaart te brengen is de bodemrespiratie (SOD sediment oxygen demand, De Wilde *et al.*, 1984, Cramer, 1990, Boon & Duineveld, 1996). Deze is b.v. in de slibrijke gebieden op het Friese front en de Duitse bocht veel hoger dan op de zandige Breeveertien. De RNA/DNA-ratio is een maat voor delingsnelheid en groeiprocessen in het sediment en ook dit signaal volgt de fytoplankton bloei (Reise & Gätje, 1999).

Een hoge resuspensie van slib met organisch materiaal kan resulteren in een hoge kwaliteit van het organisch materiaal (b.v. gemeten aan de aandeel meervoudig verzadigde vetzuren welke essentieel zijn voor bodemfauna, zie Delaunay *et al.* (1993). Waarschijnlijk verloopt de afbraak van het organisch materiaal in suspensie door de goede zuurstofbeschikbaarheid veel sneller, op het gesuspendeerde slibdeeltje groeien bacteriën, gevolgd door flocculatie en sedimentatie van deze slibdeeltjes. Mogelijkerwijs kan het organisch materiaal in dynamische gebieden op deze manier van veel hogere voedselwaarde zijn dan organisch materiaal in slibsedimenten dat snel door nieuwe lagen sediment word afgedekt. Dit zou kunnen verklaren dat zeeklitten in slibarme gebieden sneller groeien dan in slibrijke (Duineveld & Jeness, 1984). Een dier dat veel van de energie uit het voedsel moet gebruiken om overbodig en refractair materiaal te verwijderen (zowel suspensiefeeders als ook depositfeeders), zal minder energie in groei en reproductie kunnen stoppen.

Gezien de eigenschap van slib als voedselcarrier, de betekenis van horizontale materiaalfluxen voor de groei van benthos en de vele mechanismen van bodemdieren om slib vast te leggen of in de bodem te werken zal slib een belangrijke rol bij de koppeling tussen benthos en pelagiaal, dus de koppeling tussen primaire productie in de waterkolom en de secundaire productie in en op de bodem (Graf, 1992) spelen.

4.4 Grenswaardes – tolerantie van bodemdieren tegen verandering in slibgehaltenes

Hoge slibgehaltenes in het water kunnen door afbraakprocessen van de organische fractie zuurstofarmoede veroorzaken. Als het zuurstofgehaltenes onder de $2.86 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ komt leidt dit tot hoge mortaliteit van tweekleppigen (Rosenberg, 1977). De kritische grens voor vele macrobenthische soorten lijkt bij $0.9 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ te liggen, maar is ongetwijfeld ook afhankelijk van de tijd dat lage concentraties bestaan, en waarschijnlijk ook van de temperatuur. De temperatuur- en (zout)stratificatie van waterlagen zijn belangrijk bij het ontstaan van zulke situaties. Bijzonder drastisch zijn de gevolgen van viscos water/slib mengsels (fluid-mud layer) die een afdekkend laag boven het sediment kunnen vormen. Door vrijkomen van gasvormig sulfide (H_2S) uit afgedekte sliblagen kan grootschalige sterfte van bodemdieren optreden. Terwijl mobiele dieren (garnalen, vissen) vluchten, tonen sessiele polychaeten en hemisessiele schelpdieren hoge mortaliteit (Theede, 1973). Schelpdieren zoals mosselen kunnen lage zuurstof concentraties van minder dan $0.2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ en hoge sulfidenconcentraties van $7 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ overleven (gemeten is 50% sterfte na 30 dagen, Theede, 1973).

Storm verhoogt op natuurlijke wijze de resuspensie van slib. Na een storm vindt verhoogde sedimentatie plaats die gepaard kan gaan met een verhoogde voedselkwaliteit enerzijds door flocculatie van deeltjes en anderzijds door het snelle uitzakken van zware deeltjes. In Canadese kustwateren vertoonde de schelp *Placopecten* sp. alleen tussen een bepaalde minimum en maximum stroomsnelheid (resp. 4 en 9 m/sec) een verhoging van de voedselopname (Cranford et al, 1998, Cranford et Hill, 1999).

Bijkerk (1988) geeft een overzicht van de effecten van plotselinge bedekking en van permanente sedimentatie op bodemdieren. De capaciteit om zich uit te graven zijn van soort tot soort zeer verschillend. Fuikhoorns (*Nassarius reticulatus*) wisten nog onder een 24 cm dikke sliblaag te ontkomen. Zij hadden meer problemen bij het uitgraven uit zand. Ook tegen permanente sedimentatie van slib zijn bodemdieren zeer verschillend bestand: nonnetje (*Macoma balthica*), wadpier (*Arenicola marina*), zandzager (*Nephtys hombergii*) zijn bestand tegen meer dan 10 cm sedimentatie per maand, terwijl de strandgaper (*Mya arenaria*) gevoelig is voor permanente sedimentatie van kleine hoeveelheden. De zandzager is als een specialist te zien die aangepast is om zelfs in bodems te leven met zeer hoge slibaandeel. Suspensiefeeders die op het sediment en op harde substraten leven zoals mosselen en oesters zijn bijzonder gevoelig en bedekking met enkele centimeter slib is al fataal.

Voor depositfeeders die in het sediment graven zijn minder exacte grenswaarden bekend. De wadpier (*Arenicola marina*) heeft voorkeur voor slibrijke gebieden met hoog organisch gehalte maar komt niet in sedimenten met mediaan korreldiameter van kleiner dan 80 µm voor omdat bij zo fijn sediment gangen niet stabiel is (Longbottom, 1970).

Tabel 4 toont eigenschappen van sediment van stations met soorten uit de zuidelijke Noordzee die als indicatoren voor slibrijke gebieden kunnen gelden en soorten die juist niet typerend zijn voor slib. Het gemiddelde slibgehalte in het sediment waar de soorten zijn gevonden gold hierbij als maat. Een eerste analyse van deze databestanden toont significante relaties behalve voor de twee zeer abundante soorten in de zuidelijke Noordzee *Echinocardium cordatum* en *Spiophanes bombyx*. Het valt op dat zelfs soorten van hetzelfde geslacht verschillende voorkeur voor zand of slib kunnen tonen. Verder valt op dat de verschillen in slibgehaltes heel groot zijn (zie range minimum-maximum). Dit wijst er mogelijk op dat slibgehalten niet de beperkende factor zijn, maar intercorrelaties met andere habitatfactoren bestaan.

Tabel 4. Slibgehalten in sediment (in %, gemiddelde, minimum, maximum) van verschillende stations waar bepaalde soorten bodemdieren zijn gevonden (n= 540 stations op het Nederlandse continentale plat (NCP), gegevens uit Holtmann et al., 1996

Soort		Slibgehalte %		
		gemid.	min.	max
<i>Spiophanes bombyx</i>		3.4	0	35.3
<i>Chaetopterus variopedatus</i>	perkamentworm	13.8	2.7	35.3
<i>Nephtys hombergii</i>	zandzager	6.4	0	58.3
<i>Nephtys longosetosa</i>		2.1	0	20.3
<i>Scolelepis squamata</i>	gemshoornworm	1.2	0	5.1
<i>Echinocardium cordatum</i>	zeeklit	3.3	0.1	27.6
<i>Macoma balthica</i>	nonnetje	7.2	0	90.9
<i>Spisula subtruncata</i>	halfgeknotte strandschelp	5.8	0.1	37.6
<i>Spisula elliptica</i>	ovale strandschelp	1.5	0	5.8

De ondergrens van het voorkomen van meiofauna in het sediment ligt bij een korrelgrootte van rond de 100 µm. Daaronder komen nog verschillende ciliaten of gespecialiseerde fauna (thiobios) voor (Giere, 1993). Bepaalde soorten macrofauna (b.v. *Chaetopterus variopedatus*, *Mya truncata*) daarentegen kunnen nog op fijn slib voorkomen mits zij in staat zijn een gangstelsel te vormen dat met slijm verstevigd is en de zuurstof en voedsel (middels slijmnetten of sifons) boven de sedimentgrenslaag kunnen opnemen. Ook de consolidatiegraad is belangrijk. In stijve klei kunnen gangen gegraven of geboord worden, in fluid mud kunnen dieren zich nauwelijks handhaven.

Ook depositfeeders in slibrijke gebieden zijn fysiologisch aan hun omgeving aangepast, zo zijn veel polychaeten in staat de zuurstofarmoede in slibbodem door anaërobie energiehuishouding tijdelijk te overbruggen (b.v. door succinaatgisting).

Samenvatting en conclusie

In dit hoofdstuk zijn de ecologische eigenschappen van slib uit verschillende invalshoeken belicht. Slib heeft invloed op verschillende abiotische bodemparameters

welke een causaal verband hebben met het voorkomen van dieren. Deze verbanden zijn dikwijls niet lineair, vooral niet op kleinschalig niveau. Een habitatfactor kan verschillende ecologische verschijnselen veroorzaken en tegelijk kan een combinatie van factoren hetzelfde verschijnsel veroorzaken. Verschillende bodemparameters tonen sterke intercorrelaties. Slib speelt een grote rol als voedselcarrier voor bodemdieren waarbij de materiaalfluxen belangrijker blijken te zijn dan het slibgehalte in het sediment. De respons van suspensiefeeders op toenemend slibgehaltenes in het water lijkt een soort optimumcurve te volgen. Daar bestaan dus grenswaarden die voor enkele soorten bekend zijn. Over de kwantitatieve respons van depositfeeders op slib is minder bekend. Ook blijken onder- en bovenste grenswaarden voor een voorkomen in ongestoorde gebieden vrij ver uit elkaar te liggen. Het is duidelijk dat een simpele parameter 'slibgehalte' voor deze habitatfactoren geen nadere analyse van causale verbanden mogelijk maakt. De combinatie van slibgehaltenes, slibfluxen, voedselkwaliteit en een of meerdere van die bovengenoemde parameters kan dieper inzicht in die dynamische processen leveren. Voor grootschalige productieprocessen en de bentho-pelagische koppeling kan slib vooral in de functie als voedselcarrier belangrijk zijn

5 Wisselwerking tussen slib en benthos

Doel

In dit hoofdstuk wordt nagegaan hoe sterk de verbanden tussen slib en faunacompositie in verschillende gebieden zijn. Eerder genoemde habitatfactoren (hoofdstuk 4) spelen hier een rol. Een factor die in eerste instantie bepaalt of een hoge dichtheid van organismen voor zal komen en verband met slib kan tonen is het recruteringsproces. Tenslotte zal de terugkoppeling tussen fauna en slibhuishouding ter sprake komen.

Toetsbaarheid van verbanden tussen slib en bodemfauna

Voor het toetsen van wetenschappelijke hypothesen en in het belang van beter natuurbeheer wordt steeds meer waarde gehecht aan voorspellende modellen. De oorsprong van deze modellen berust op de 'nichetheorie' (b.v. in Hutchinson, 1978, Werner, 1980). Volgens Hutchinson's (1978) habitatmodel zal de populatie van een bepaald soort bodemdier een optimum habitat hebben. De grootste dichtheden of snelste groei zal een soort vertonen in die gebieden waar optima van verschillende habitatdimensies (b.v. slibgehalte, voedselaanvoer, waterdiepte, etc.) overlappen. De voorgaande hoofdstukken lieten zien dat slib met bijna alle habitatfactoren iets te maken heeft, en maar af en toe éénduidige relaties vertoont. Dit soort verbanden kan op soortniveau of op een groepsparameter, zoals biomassa en biodiversiteit, getoetst worden. Op gemeenschaps- en systeemniveau kunnen verbanden tussen slibparameters en soortenclusters, fourageertypes, diversiteit en productie getoetst worden. Bij de modellering van het voorkomen van benthische soorten wordt het slibgehalte vaak als zelfstandige habitatfactor meegenomen. Toch blijken verschillende publicaties er op te wijzen dat 'slibgehalte' geen geschikte habitatdimensie is omdat de intercorrelatie met andere factoren zo hoog is en omdat een terugkoppeling tussen benthische fauna en slib plaats vindt.

De resultaten van onderzoek over de relatie tussen bodem en bodemdieren op wereldwijde schaal vertonen grote verschillen:

Young & Rhoads (1975) b.v. vonden een betrouwbare relatie tussen geëxponeerdheid, korrelgrootte en soortenrijkdom, terwijl b.v. Snelgrove & Butman (1994) betwijfelen de deterministische waarde van sedimenteigenschappen zoals korrelgrootte en slibgehalte in het algemeen omdat de voor dieren belangrijke bodemeigenschappen niet worden gemeten. Het gaat daarbij om zaken als verticale componenten, bodemcompactheid, niet gedesintegreerde deeltjes (dus geflocculeerde slibdeeltjes), microbiotische activiteit, organisch gehaltes en kwaliteit, voedselaanvoer en trofische interacties in het sediment. Deze factoren veroorzaken hoge variatie in de bodemfauna. Ook Johnson (1974) stelt dat de standaard methoden die gebruikt worden om sediment te meten en karakteriseren niet geschikt zijn om causale relaties tussen organismen en sediment te begrijpen. Hij bekritiseert vooral de methoden waarbij pellets en aggregaten vernietigd worden en monsternames waarbij oppervlaktesediment gemengd wordt met dieper lagen.

Relatie tussen slib en adulte bodemfauna

Algemeen

Op Noordzeeschaal hebben vooral kustgebieden met vergelijkbare slibgehalten bepaalde kensoorten b.v. de tere platschelp (*Angulus fabulus*) gemeen, terwijl de bodemfauna in slibrijke offshoregebieden zoals de Oestergronden geen (of zeer weinig) overeenkomst toont met bodemdiergemeenschappen uit slibrijke Waddenzegebieden of kustgebieden. Plaatselijk kunnen slibaanvoer en sedimenteigenschappen verschillend zijn zonder dat dit tot essentiële verschillen in de bodemfauna leidt (b.v. vergelijking Oosterschelde, Westerschelde).

Noordzee

Er is er een opvallend verschil in soortensamenstelling tussen de bodemfauna op grove zandbodems (*psammon*) en fijne zandbodems (*pelos*) met veel slib. Dit heeft er toe geleid een relatie tussen faunagemeenschappen en habitatkenmerken, zoals korrelgrootte en slibgehalte, te veronderstellen. Relaties met andere factoren zijn echter ook gevonden, zoals waterdiepte, geografische breedte, chlorofyl-a concentratie (Petersen, 1914, Thorson, 1957, Salzwedel *et al.*, 1985, Duineveld *et al.*, 1991). Er zijn soorten die een duidelijke voorkeur voor slibrijke gebieden tonen, zoals b.v. de perkamentworm (*Chaetopterus variopedatus*) of de zandzager (*Nephtys hombergii*). Biodiversiteit en biomassa vertoont op Noordzeeschaal correlatie met de waterdiepte maar niet met slibgehalte (Duineveld *et al.*, 1991). Slibloze gebieden zoals de Klaverbank zijn rijker aan soorten en biomassa dan de slibrijkere omgeving. Tabel 5 toont de belangrijkste benthische soortenclusters op het Nederlands Continentaal Plat (NCP). Geen parameter is evenredig met slibgehalte gecorreleerd maar toch is elke gemeenschap door bepaalde slibgehalten gekenmerkt.

Tabel 5. Verschillende macrobenthosgemeenschappen op het Nederlands Continentaal Plat (NCP) naar toenemend slibgehalte in het sediment gesorteerd (cv= coëfficiënt van variatie, Hill 0 is een simpele diversiteitsindex [aantal soorten per monstereenheid], alleen de gemiddelde waterdiepte is aangegeven, data uit Holtman *et al.*, 1996)

Gebied en soortencluster	slibgehalte in %	cv variatie	biomassa g/m ²	dichtheid ind per m ²	waterdiepte (m)	diversiteit (Hill 0)
Zuidelijke bocht/ Doggerbank	1,5	1,4	14	2000	23	16
Kust	7,2	1,7	41	2600	12	14
Oestergronden A	7,8	0,4	13	2500	41	34
Doggerbank	9,2	0,7	24	3100	31	26
Oestergronden B	15,5	0,3	23	1440	48	30
Friese Front	17	0,4	33	3100	40	24
Voordelta	35,2	0,8	3	300	15	3

Waddenzee

Gebieden zoals de Waddenzee met droogvallende platen, een grote zoetwateraanvoer en sterke getijstromen worden gekenmerkt door sterke gradiënten waardoor de intercorrelatie tussen habitatfactoren hoog is. Er zijn faunagemeenschappen te onderscheiden die onder andere ook door slibgehalten getypeerd kunnen worden (Reineck, 1982), maar die tussen verschillende jaren kunnen verschillen of op andere plaatsen voorkomen (eigen waarneming en Michaelis pers.com). Dankers &

Beukema (1981) onderzochten de verbanden tussen dichtheden, biomassa en soortenrijkdom van macrofauna met verschillende abiotische factoren. De meeste relaties b.v. biomassa en soortenrijkdom tonen curven met een breed optimum. Bij zeer lage (dicht bij 0%) of zeer hoge (>60%) slibgehalte wordt weinig macrofauna gevonden.

Voor de Waddenzee is een concept uitgewerkt die het gebied op basis van een hiërarchische indeling van milieuparameters in verschillende ecotopen indeelt (Dijkema, 1991, Leewis *et al.*, 1998, Dankers *et al.*, 2001). Zo ontstaat een ecologische kaart van de Waddenzee die meer mogelijkheden toelaat om causale verbanden te ontdekken dan een vaak gebruikte zoneringsnaam naar biocoenosen en sediment-eigenschappen (De Jong *et al.*, 1998). In deze indeling wordt slib niet als een hiërarchisch hoogstaande dimensie beschouwd, maar als een ondergeschikte parameter van meer eigenschappen van een bepaald ecotoop. Gebieden die als laag-dynamisch-diep of laag-dynamisch-ondiep gekenmerkt worden zijn ook gebieden met relatief hoge slibgehalten. Door toepassing van deze methode wordt in feite voorkomen dat onderlinge correlaties en schijnrelaties tussen bodemdieren en slibgehalten worden getrokken, alhoewel de indeling grootschalig blijft.

Dalfsen & Duijts (2000) vonden dat de factoren waterdiepte en slibgehalte slechts in zeer geringe mate geschikt zijn om de abundantie en variatie van bodemfauna in kaart te brengen. Soortgelijke analyses met sublitorale macrofauna uit de Westelijke Waddenzee (de Gee, 1987) vertoonden ook weinig significante verbanden. Aan de andere kant waren voor wadvogels de habitatdimensie sediment-eigenschappen (mediaan korrelgrootte) en de droogvalduur wel geschikte parameter om het belang van wadplaten voor vogels te voorspellen, dit was mogelijk met niet-lineaire regressietechnieken (GLM-technieken) die voor de verband tussen bodemfauna en habitatfactoren waren toegepast (Brinkman & Ens, 1998).

De hoogste biomassa in de Waddenzee wordt gevonden rond het gemiddelde getijniveau (Beukema, 1976). Zeer slibrijke of zeer zandige gebieden vertonen lage biomassa. De biomassa is buitengewoon hoog op mosselbanken, dus gebieden met hoge biodepositie van slib. Soortgelijke resultaten zijn ook uit de Noordfriese Waddenzee bekend (Gätje & Reise, 1998). De plaatselijke biomassa is een resultaat van een combinatie van dynamische factoren. Voor het Balgzand wordt gesteld dat voedsel alleen plaatselijk een limiterende factor is, en dat vooral andere factoren de grenswaarden voor biomassa bepalen (Beukema & Cadée, 1986, Beukema *et al.*, 1993).

In gebieden waar de doorstroom van voedseldeeltjes hoog maar de sedimentatie laag is zullen suspensiefeeders bevoordeeld zijn terwijl in gebieden met hoge sedimentatie meer depositfeeders zullen zijn. Inderdaad vonden Beukema *et al.* (1993) een correlatie tussen de percentage voedselfilterers en de droogvalduur. Op slibrijke sedimenten welke langer dan 50-60% van de tijd droog vallen zijn nauwelijks nog filterers te vinden maar vooral depositfeeders.

Oosterschelde en Westerschelde

Craeymeersch (1999) vergelijkt macrofauna gegevens uit de Oosterschelde, Westerschelde en het Voordelta. Hij vond duidelijke indicatorsoorten voor slibrijke gebieden zoals *Heteromastus filiformis*, *Mya arenaria* en *Scrobicularia plana*. Verschillen tussen de gebieden zijn vermoedelijk gerelateerd met verschil in de hydrodynamische krachten, de aanvoer aan organisch materiaal en primaire productie, maar vereisen nadere analyse.

Ysebaert *et al.* (in press) onderzochten met behulp van logistische regressietechnieken de verbanden tussen voorkomen van 20 macrobenthossoorten en verschillende milieuparameters in de Westerschelde. Het voorkomen van deze soorten is met grote hoge waarschijnlijkheid te voorspellen, voor vele soorten kan de variatie in voorkomen tot rond 90% door de gemeten variabelen verklaard worden. De saliniteitsgradiënt is daar van bijzonder belang terwijl de sedimentgegevens (mediaan korrelgrootte en slibgehalte) relatief weinig 'verklaarbaarheid' konden toevoegen.

Verband tussen slib en voorkomen van bodemvissen en mobiel epibenthos in Noordzee en Waddenzee

Het verband tussen slibgehalte van de bodem en het voorkomen van mobiele epibenthos en bodemvis is voor de zuidelijke Noordzee minder duidelijk. Op grote ruimtelijke schaal vormen bodemvissen en mobiel epibenthos (vooral kreeften en stekelhuidigen) relatief uniforme gemeenschappen (Frauenheim *et al.*, 1989, Daan *et al.*, 1990, Jennings *et al.*, 1999) die zich onderscheiden van de gemeenschap in de noordelijke Noordzee en de Engelse kanaal. Een verband tussen voorkomen van mobiele benthos en slib in de bodem is door het migratiegedrag en opportunistische foerageergedrag (Groenewold, 2000) van deze dieren onwaarschijnlijk. De verspreiding van vissen in de Waddenzee toont in geringe mate een overeenkomst met de slibgehalten van sedimenten, maar wel met waterdiepte en temperatuur. Ook hier geldt dat de meeste soorten geen causale binding met het sediment hebben maar met andere factoren binnen de zones (ecotopen) van de Waddenzee. Een voorbeeld van een soort die wel gebonden is aan een bepaald bodemtype is de zandspiering (*Ammodytes tobianus*) die in de Waddenzee alleen in geulen met een hoge mediane korrelgrootte voorkomt, waar ze zich goed kunnen in- en uitgraven, (Breckling, 1998).

Invloed van slib op larveaanvoer en -settlement.

Uit onderzoek (SWAP-project) in de Noordfriese Waddenzee (Gätje & Reise, 1998) blijkt horizontale stroming meer invloed op verspreidingspatronen van macrofauna te hebben dan verticaal (door golven gegenereerde orbitale stroomsnelheid) watertransport. Dit lijkt ook logisch vanwege de aanvoer van larven en voedsel. Slib kan theoretisch in twee processen een rol spelen; aanvoer en overlevingskans van meroplankton (de pelagische stadia van bodemdieren) en de habitatselectie van zich vestigende (settende) larven.

Rosenberg (1977) stelt dat grote hoeveelheden slib in suspensie waarschijnlijk dodelijk zijn voor meroplankton doordat de voedselopname wordt gehinderd (larven

hebben geen effectieve mechanismen om anorganisch materiaal te verwijderen, bovendien kunnen de fijne ciliën snel samenklitten) en doordat zuurstofgebrek in de bodemgrenslaag wordt veroorzaakt. Waarschijnlijk zijn er grote verschillen tussen de respons van verschillende larventypes. Zo is b.v. aangetoond dat de pelagische larven van polychaeten aan slibdeeltjes (detritus of 'marine snow') geassocieerd zijn en op aangehechte bacteriën foerageren (Shanks & Edmonson, 1990). Deze resultaten wijzen erop dat een verhoging van slibgehalten in suspensie mogelijkwijze bepaalde bodemdierlarven bevoordeelt maar andere belemmert. Er is weinig kwantitatief onderzoek gedaan naar de invloed van gesuspendeerd slib op meroplankton.

De tweede vraag is of bodemdierlarven actief voor een bepaald sediment kiezen (habitatselectie) en wat de invloed van slib hierop is. Of er sprake is van chemische aantrekking en stimulatie van vestiging is nauwelijks onderzocht. Onderzoek naar habitatkeuze van benthische larven in de Noordfriese Waddenzee toont aan dat pelagische larven zich vooral als passieve deeltjes gedragen en zich laten meevoeren met de stroom (Armonies, 1996, 1998, 1999). De gevoeligheid van gesetelde larven in de Waddenzee voor resuspensie en daaropvolgende passieve drift lijkt van soort tot soort sterk te verschillen: wormen zoals de wapenworm (*Scoloplos armiger*), de wadpier (*Arenicola marina*), *Pygospio elegans*, en het nonnetje (*Macoma balthica*) laten zich makkelijk meevoeren met de stroom, terwijl wadslakjes (*Hydrobia ulva*) hiertoe minder neiging vertonen, en vlokreeftjes (*Gammarus* sp.) vrij vast op de eerste vestigingsplek blijven zitten. Daarbij vertonen b.v. de wadpier en het nonnetje en zeeduizendpoot ook trek van slibrijke broedzone's naar slibarme gebieden. Over de betekenis van deze larvendrift wordt gediscussieerd, maar aangenomen wordt dat deze migraties volledig passief gebeuren en een soort tweede habitatkeuze mogelijk maken (Armonies, 1998). Migrerende soorten blijken over lange termijn stabielere populaties op te bouwen dan niet migrerende.

Maurer *et al.* (1985) bestudeerden de rekolonisatie van verschillende sedimenttypes. Zij vonden dat de rekolonisatie op slibrijke sedimenten en slib duidelijk langzamer verliep dan op fijnzandig materiaal. Dit verschijnsel kan op de invloed van de bodemstabiliteit en -resuspensie wijzen.

Het is onwaarschijnlijk dat de korrelgrootte van het sediment een directe rol bij het settlement en habitatkeuze speelt, maar wel de stroming in de waterlaag dicht boven de bodem (boundary-layer-flow), de cohesiviteit van het sediment en de voedselbeschikbaarheid (Snelgrove & Butman, 1994, Olafsson *et al.*, 1994). De laatste twee factoren worden indirect door slibgehalten beïnvloed (zie boven). Het is duidelijk een leemte in kennis wat de betekenis van een actieve habitatselectie van specifieke soorten (Snelgrove *et al.*, 1999) en wat de verandering van slibgehalten in suspensie en in het sediment voor de recruteringsproces betekenen.

Biotische interacties zijn voor de vestiging en ontwikkeling van bodemdieren dermate belangrijk dat een eenduidig verband tussen slibgehalte en dichtheid van bepaalde soorten vaak niet bestaat. In de zeer slibrijke Gulmaar Fjord in Zweden is de aanwezigheid van de slangster *Amphiura filiformis* negatief gecorreleerd met de succesvolle rekrutering van vele andere bodemdieren, terwijl de abundantie van de

glanzende dunschaal (*Abra nitida*) juist een faciliterende invloed op andere soorten heeft (Crowe *et al.*, 1987). Terwijl de negatieve invloed van slangsterren door predatie op gesettelde juveniele postlarven verklaard kan worden, zijn de populatiebevorderende aspecten van de dunschaal onbekend.

Terugkoppeling: de benthische fauna bepaalt de bodemsamenstelling

Bodemfauna heeft verschillende effecten op het sediment. Als belangrijkste zijn te noemen: biodepositie, bioturbatie, reworking en bio-erosie. Zonder deze biologische terugkoppeling zijn sedimenten op de zeebodem vaak duidelijk laminair gelaagd. Dit is b.v. in diepe Oostzeebekkens te zien (Rumohr, 1996).

Biodepositie

Suspensionfeeders b.v. mosselen, zorgen door verhoging van bodemruwheid en hoge productie aan (pseudo)-faeces voor een verhoogde slibsedimentatie (biodepositie). Vooral suspensiefeders spelen een belangrijke rol bij de biodepositie van slib. Deze processen zijn het best in de Waddenzee onderzocht, waar mosselbanken gemiddeld 443 mg POC (partikulair organisch koolstof) per m² per uur vastleggen. Storm en sterke getijstrooming veroorzaken resuspensie (Asmus & Asmus, 1998). Het slibgehalte in het sediment binnen de mosselbank stijgt maar is geen voorwaarde voor de aanwezigheid van mosselen. Oorzaak en gevolg (correlatie slib en dichtheid mossel) zijn dus omgekeerd. Settende mosselen zijn niet gebonden aan een bepaalde slibgehalte in het sediment zij hebben niet eens sediment nodig om zich te vestigen, maar harde of biogene (hydrozoa, zeegrasstengels, macroalgen, soortgenoten) substraten.

Bioturbatie en reworking

De activiteiten van depositfeeders (meestal wormen en kreeftjes) hebben door bioturbatie (omwoeling) en het 'reworking' (omwerking) invloed op slibgehalten van het sediment. Ook kan de sortering van het sediment veranderen, b.v. *Arenicola* hoopt als gevolg van bioturbatie grof materiaal op op een diepte van ongeveer 30 cm. Maar ook suspensiefeders onder de wormen en kreeften beïnvloeden de bodemtopografie en zijn daardoor voor de depositie en resuspensie van slib van groot belang. In de Noordzee werken b.v. de diepe trechter van het kreeftje *Callianasa sp.* en de perkamentworm (*Chaetopterus variopedatus*) als zinkput voor slib omdat door de verhoogde ruwheid dicht boven de bodem laminaire in turbulente stroming overgaat. In de Waddenzee hebben de schelpkokerworm (*Lanice conchilega*) en de wadpier (*Arenicola marina*), een depositfeeder, maar ook grotere dieren als vogels, een soortgelijke effect. Het vermogen het sediment om te woelen kan aanzienlijk zijn waar bepaalde soorten in grote dichtheden voorkomen: de wadpier woelt ongeveer 33cm per jaar verticaal om terwijl de rode draadworm (*Heteromastus filiformis*) ongeveer 4 cm per jaar haalt (Cadée, 1979). Bepaalde polychaeten met name Maldaniden hebben een sterk sorterende werking op het sediment. Deze subsurfacedepositfeeders zitten met hun kop naar beneden in het sediment en bevorderen silt en slib aan het oppervlak. Maar ook de mounds ('hoopjes') van de wadpier of van zandzagers hebben een andere sedimentsamenstelling dan de omgeving: over het algemeen grotere korrels en verhoogde gehalten aan organisch materiaal (Rijsgard & Banta, 1998, Palamo & Iriban, 2000). Door bioturbatie worden

verschillende bodemparameter beïnvloed die causale verbanden met de bodemfauna hebben. Zo worden nutriënten ge-remobiliseerd en zuurstof-fluxen verhoogd (Levinton, 1982). Door bodemprofielen van chlorofyl-a en afbraakverbindingen te analyseren (chlorofyl a wijst op vers materiaal) is het mogelijk om een maat aan de bioturbatie aan te geven (Boon & Duineveld, 1993). Dit is van groot belang als het om de vraag gaat hoe snel gesedimenteerd slib in de bodem gewerkt wordt.

Ook grotere dieren zoals vogels (meeuwen, bergeenden, eidereenden) en zelfs walrussen en walvissen kunnen bioturbatie en erosie veroorzaken (Cadée, 2001). Samenvattend kan gezegd worden dat bioturbatie en reworking zowel kunnen zorgen dat slib aan de sedimentoppervlakte komt en makkelijker re-suspendeerd, maar ook dat gesedimenteerd slib dieper in de bodem terecht komt.

Samenvatting en conclusies

De plaatselijke fauna levert niet alleen een totaalbeeld van de recente werking van slib en hydrodynamica maar is ook het resultaat van het samenspel van talrijke andere abiotische en biotische factoren die in loop der tijd invloed hebben gehad op de dierpopulaties. Dit kenmerk van dynamische en complexe systemen wordt snel over het hoofd gezien als het er om gaat correlaties tussen factoren te vinden. Hoewel er verschillende (meestal niet-lineaire) relaties bestaan tussen slibgehalte en benthische biomassa of het voorkomen van bepaalde soorten is toch gebleken dat de parameter slibgehalte alleen niet geschikt is om voorspellingen over dat benthische ecosysteem te doen.

Een samenspel van factoren bepaalt de (bio)chemische processen in het sediment waarbij het gehalte aan zuurstof en organisch materiaal een voorname rol spelen. Daarom wordt de invloed van slib op het bodemecosysteem niet alleen bepaald door geologische en hydrodynamische condities maar in grote mate door de infauna zelf via processen als biodepositie, bioturbatie en degradatie. Samengevat kan gesteld worden dat een proces van positieve terugkoppeling tussen fauna en slib in het sediment bestaat.

6 Algemene conclusie

Slibgehaltenes in de bodem kunnen dienen als een proxy-parameter voor hydrodynamische processen met de beperking dat deze van het slibaanbod, en dus sterk van het gebied afhankelijk zijn. Er zijn zeer weinig causale verbanden met de bodemfauna (zie o.a. Johnson, 1974). De dichtheid en diversiteit van de bodemfauna wordt door meerdere factoren bepaald, die op hun beurt ook door slib beïnvloedt worden, of een invloed hebben op het slibgehalte in de bodem. Intercorrelaties tussen de factoren en terugkoppelingen (b.v. biodepositie) door de bodemfauna maken verklarende modellen op basis van slib weinig realistisch, maar juist door de intercorrelaties kunnen de modellen wel een goede voorspellende werking hebben. In onverstoorde systemen blijken grenswaardes of sterk negatieve effecten van slib niet aantoonbaar te zijn, de lokale fauna is aan bepaalde slibregimes aangepast. Bodemdieren tonen wel duidelijke respons op overmatige slibtoevoer. Slib zal een rol spelen bij de benthopelagische koppeling. De belangrijkste ecologische eigenschap van slib is waarschijnlijk die als voedselcarrier. Om deze in kaart te brengen is informatie over voedselkwaliteit en vooral slibtransport onmisbaar.

7 Kennisleemtes

Onder welke condities kunnen slibparameters een hulpmiddel bieden om voorkomen en afwezigheid van bodemdieren te verklaren?

Een doel van toekomstig onderzoek zou kunnen zijn om op basis van slibgehalten in suspensie, slibtransport, slibdepositie en slibsamenstelling van het sediment causale relaties te ontdekken die al dan niet met slib verbonden zijn, en vervolgens kwantitatieve voorspellingen te doen over de bodemdierfauna. Voor dit doel zijn nog grote leemtes aan kennis aanwezig die door verder onderzoek langs drie lijnen aangepakt kunnen worden. Onderling vergelijkbare onderzoeklijnen kunnen voor Delta, Waddenzee en Noordzee opgezet worden. Vanwege verschillen in de gebruikte definitie van slib en verschillen in de meetpraktijk is het essentieel om de toegepaste methodiek duidelijk te beschrijven.

Er moet meer kennis komen over relaties tussen slib en andere bepalende ecosysteemfactoren. Een eerste stap is bestaande databestanden te onderzoeken op de soort van relaties en interrelaties tussen slib, andere factoren en fauna. Het is belangrijk om rekening te houden met eigenschappen van de fauna die invloed hebben op slibgehalten, zoals b.v. de fourageertype, capaciteit voor biodepositie en bioturbatie. De mogelijk toe te passen statische technieken kunnen in een workshop met betrokken onderzoekers geëvalueerd worden.

Een tweede absoluut noodzakelijk stap om de ecologische eigenschappen van slib met name de betekenis als voedselcarrier te beoordelen is andere belangrijke kenmerken van slib dan de deeltjesgrootte in kaart te brengen. Het ene slib is het andere niet. Het is sterk aan te bevelen om slibmetingen met parameters te combineren die meer zeggen over de ecologische kwaliteit van slib zoals b.v. het gehalte aan organisch materiaal, chlorofyl-a, de SOD (sediment oxygen demand) of de eiwit/aminozuur-verhouding. Deze eigenschappen kunnen per gebied en seizoen, dus onder verschillende hydrodynamische regimes en verschillende voedselaanbodssituaties (b.v. bij variërende primaire productie) behoorlijk veranderen.

Zullen de kwalitatieve eigenschappen van slib verschillend uitwerken op functionele benthische groepen (suspensiefeeders, surface-depositfeeders, subsurface-depositfeeders)?

Om dit te beoordelen moeten de dynamische eigenschappen van slib met voedselkwaliteitsparameters gekoppeld worden. Uit dit soort analyses moet blijken of een patroon te vinden is op basis waarvan slib in bepaalde groepen met ecologische eigenschappen kan ingedeeld worden. Het is aannemelijk dat de relatie tussen verschillende, gespecificeerde soorten slib en bodemfauna nauwkeuriger wordt en bovendien een beter aanzet voor verklarende mechanismen gaat bieden.

Sleutelprocessen voor de ontwikkeling van een bepaalde fauna in een gebied zijn, de rekrutering van populaties en trofische (foodweb-) relaties, dus het proces van larvenaivoer, settlement en overleven. Onderzoek op dit gebied vind sinds jaren

plaats in de Waddenzee, Oosterschelde en Westerschelde. Vergelijkbaar onderzoek in de Noordzee is ook van grote waarde omdat de invloed van slib (of verschillende types slib, zie boven) waarschijnlijk minder door sterke gradiënten zoals droogvaltijd en saliniteit overheerst wordt. Het is aan te bevelen dat onderzoek op dit gebied in de toekomst rekening houdt met de verschillende aspecten van slib in suspensie en in het sediment. Voedselhoeveelheid, voedselkwaliteit en indirecte gevolgen van slib op primaire productie, bodemrespiratie en de manier van koppeling tussen pelagiaal en benthos zullen daarbij een voorname rol moeten spelen.

Slib in suspensie wordt voor een deel in de vorm van vlokken getransporteerd. De grootte van de vlokken en de volledigheid van flocculatie hangt o.a. af van de sedimentconcentratie, turbulentiegraad en verblijftijd van het slib in de turbulente waterkolom. Het is niet onwaarschijnlijk dat de flocculatiegraad in Noordzee, Waddenzee en andere estuaria verschilt. Dit kan grote invloed hebben op korrelgrootteverdeling en het invangen van organisch materiaal. Hierover zijn vrijwel geen data beschikbaar.

8 Voorstellen voor nader onderzoek

Doel

Integratie van analyse van beschikbare datasets, veldonderzoek en experimenten volgens de lijn die in hoofdstuk 7 is uitgezet

8.1 Beschikbare datasets voor nadere analyse

Dataset macrobenthos en sedimentparameters op de NCP

De gemiddelde dichtheden van macrobenthos zijn bepaald aan de hand van de gegevens verzameld tijdens de biologische monitorprogramma's MILZON (1988-1992) en BIOMON (1995-1999), zie voor details Holtmann *et al.* (1996) en Lavaleye *et al.* (2000). Voor MILZON werd een fijnmazig stationsnet op het NCP met een boxcore bemonsterd om de zonering van fauna-associaties in beeld te brengen. In het kader van BIOMON werden jaarlijks in het voorjaar 100 stations op het NCP met de Reineck-boxcore (oppervlak 0.07 m²) bemonsterd, waarbij de stations min of meer random over het NCP verspreid lagen. Monsters zijn over een 1 mm zeef gezeefd en uitgezocht.

Dataset megabenthos in en op de zeebodem

De gemiddelde dichtheden van megabenthos zijn gebaseerd op bemonsteringen met de bodemschaaf *Triple-D* (*deep digging dredge*, details in Bergman & Van Santbrink, 1994) in de projecten BEON, 1997 (Bergman & Van Santbrink, 1998), Loswal, 1994-1998 (Daan *et al.*, 1997) en IMPACT (1993-1995), (Bergman & Van Santbrink, 2000). De *Triple-D* bemonstert een oppervlakte van ongeveer 20-30 m² (breedte van schaaftmes: 20 cm, bodempenetratie: 12.5 cm). Het opgeschaafde materiaal wordt, bij een vissnelheid van 3 mijl per uur, in een langwerpige net opgevangen, waarvan de maaswijdte in de staart (*codend*) 7 bij 7 mm bedraagt. Vanwege het grotere monsteroppervlak en de relatief grote maaswijdte worden vooral grotere dieren bemonsterd, die in lagere dichtheden voorkomen. Deze dieren behoren voor het grootste deel tot het mobiele epibenthos. Kleine soorten en juvenielen van grotere soorten gaan voor een deel door de mazen van het net en worden dus niet kwantitatief bemonsterd.

Dataset macrobenthos en sedimentparameters in de Waddenzee (NIOZ)

Deze dataset is in eerste instantie verzameld door Dr. J.J. Beukema van het NIOZ en is recent voortgezet door Drs R.Dekker van het NIOZ. De set omvat dichtheden en biomassa van macrobenthos op de Balgzand van 1970 tot heden. Slibgehalten en mediane korrelgroottes zijn gemeten in 1969, 1995, en 2000. Bovendien zijn van de monsterlocaties variabelen zoals droogvaltijd, golfwerking, stroomsnelheid bekend. Van het Balgzand bestaat ook een set sedimentgegevens verzameld en beschikbaar bij RIKZ. Deze gegevens zijn gebaseerd op één monster per km².

Daarnaast is op het NIOZ een dataset aanwezig van een zeer dicht monsternetwerk in de ruime omgeving van Griend. Deze door Dr. T. Piersma verzamelde gegevens richten zich wat betreft benthos vooral op organismen die van belang zijn als voedsel

voor steltlopers. Van dezelfde locaties zijn sedimentparameters bepaald. Het monsterprogramma loopt al bijna 10 jaar.

Dataset macrobenthos en sedimentparameters in het litoraal van de Waddenzee

Door Drs C.J Smit zijn op basis van een grid van 1x1km² vakken, monsters genomen in de Waddenzee. Van het gebied tussen Texel en Vlieland zijn gegevens beschikbaar over twee jaar (1998 en 1999). Het gebied tussen Ameland en de Friese kust is eenmaal bemonsterd (2000). Van het Balgzand-Breehorn gebied zijn gegevens beschikbaar uit 1999, 2000 en 2001. Van de Mokbaai is informatie beschikbaar op basis van een monster per ha uit de periode 1998 tot 2001. In alle gevallen zijn bodemdieren kwantitatief bemonsterd en zijn sedimentkarakteristieken bepaald op dezelfde locatie als de bodemdiermonsters.

Dataset macrobenthos Westerschelde en Oosterschelde (National Institute for Coastal and Marine Management, RIKZ Middelburg en NIOO-CEMO Yerseke)

In het gebied van de Delta zijn grote hoeveelheden data verzameld. Zowel in het verleden toen nog sprake was van een open delta als in de periode van tijdens en na de Deltawerken. Uitgebreide analyses zijn reeds verricht door Ysebaert *et al.* (2001). In de workshop zal besproken worden welke data nader uitgewerkt kunnen worden om na te gaan of in de Oosterschelde, Westerschelde en Waddenzee vergelijkbare relaties worden gevonden tussen voorkomen van organismen en sedimentparameters

8.2 Veldonderzoek

Benthisch lander-programma

Uit hoofdstuk 4 en 5 is duidelijk geworden dat behalve de hoeveelheid aangevoerd slib de kwaliteit van belang is. In het algemeen is slib dat rijk is aan vers phytodetritus een waardevolle voedselbron. In een onlangs begonnen lander-programma van het NIOZ worden routinematig op de Noordzeebodem monsters genomen van de bodemoppervlakte en op een diepte van 5 en 15 cm. De achtergrond van dit onderzoek wordt kort beschreven zowel de mogelijke toepassing als uitbreiding ten behoeve van onderzoek dat relevant voor het programma ecoslib zou kunnen zijn.

Vanaf begin tachtiger jaren heeft het NIOZ onderzoek uitgevoerd naar het functioneren van het Friese Front, een gebied tussen de zandige kustzone en de slibrijke Oestergronden met hoge slibdeposities en hoge maar gradiëntrijke dichtheden bodemdieren. Om de samenhang tussen pelagiale parameters en de aanwezigheid van pelagiale larven van bodemdieren op het Friese Front te volgen, worden landers ingezet. De apparatuur op de lander genereert data over langere perioden (weken tot maanden) van de aanwezigheid van pelagische larven, stromingen, fluorescentie (chlorofyl-a metingen), temperatuur, zoutgehalte, en de doorstroom aan gesuspendeerd en sedimenteerd materiaal (met behulp van een OBS= optical back scatter) en bodemrespiratie (SOD sediment oxygen demand).

Bovendien worden in bodemmonsters (boxcore) o.a. dichtheden gesettelde larven, korrelgrootte en slibgehalte gemeten. De bodemschaaf Triple-D levert dichtheidsschattingen van de minder frequent voorkomende (sub)adulte benthossoorten (megafauna) rond de lander.

Om POM (organisch materiaal) en gesuspendeerd slib te meten wordt een watermonster dicht boven de zeebodem en bodemsamples (boxcore) genomen.

De gegenereerde datasets van verschillende 'dynamische' parameters en de bodemfauna zijn niet alleen voor het onderzoek van rekrutering van bodemdieren geschikt maar ook om de invloed van slib (hoeveelheid en kwaliteit) nader te onderzoeken. Een mogelijkheid voor verder veldonderzoek zou zijn, de analyses van water- en bodemmonsters op onderzoek van slibkwaliteit uit te breiden. Een verder gaande stap zou zijn om in de omgeving van een min of meer grootschalige zandwinning (waar veel slib uit de bodem vrijkomt) landers te plaatsen binnen en buiten de door de zandwinning veroorzaakte slibpluim.

In een sedimentatiegebied zoals de Waddenzee zou de relatie tussen slib in de waterfase en slib in de bodem, en eventueel daarmee samenhangende bodemfauna nader onderzocht kunnen worden.

8.3 Experimenten in laboratorium

Een aantal aspecten zou experimenteel in mesocosmossen onderzocht kunnen worden:

- Alle slib is geen slib. De voedselkwaliteit van slib verschillende herkomst en oudheid is een essentiële parameter voor de inschatting van de ecologische waarde: daarvoor verdient het aanbeveling met goede en veelomvattende technieken geresuspendeerd slib uit Noordzee, Waddenzee en Schelde te vergelijken. Daarvoor moet slib uit de bovenste bodemlaag en van verschillende diepten vergeleken worden. Omdat organisch materiaal 'an sich' niets zegt over de mate van afbreekbaarheid moeten daaraan meerdere eigenschappen gemeten worden. Variabelen die gemeten moeten worden en als graadmeter voor voedselkwaliteit kunnen dienen zijn b.v.: organisch materiaal in slib, gehalten aan chlorofyl a en de proteïne/aminozuur-index. Ook de deeltjesgrootte is van belang, zeer fijn slib en lutum hebben waarschijnlijk een groter ecologisch belang dan grotere deeltjes.
- Effecten van verhoogde slibconcentratie in suspensie op de voedselopname van verschillende suspensiefeeders en surface depositfeeders. Bepaling van 'kritische' slibgehalten in suspensie voor effectieve voedselopname bij voorbeeldorganismen zoals b.v. *Spisula subtruncata* en sessiele polychaeten. Bepaalde diergroepen zoals sponsen tonen mogelijkwijze een gevoelige respons.
- Vestiging van larvale bodemdieren op sedimenten met verschillende slibgehalten en de overlevingskans van meroplankton onder de invloed van verschillende slibgehalten in suspensie.

9 Resultaten van de 'ECOSLIB'- workshop

In een workshop met specialisten werd deze rapportage besproken en geëvalueerd. De deelnemers waren afkomstig uit beleid, beheer, advisering en onderzoek.

Voor de workshop was een aantal specialisten uitgenodigd met het doel om de notitie te beoordelen en:

- De conclusies te verifiëren en eventueel aan te scherpen.
- Na te gaan welke leemten in kennis nog bestaan.
- Na te gaan elke kennis essentieel is bij het beoordelen van projecten waarbij veranderingen in slibhuishouding worden verwacht.
- Na te gaan welke databestanden beschikbaar zijn om leemten in kennis in te vullen.
- Te adviseren welk onderzoek noodzakelijk geacht wordt om leemten in kennis in te vullen.

De discussies dienden zich te beperken tot de rol van slib in de bodem en vlak boven de bodem. Transportverschijnselen (voor zover niet beïnvloed door organismen) van slib vielen buiten de orde van de bijeenkomst, evenals de rol van slib in troebeling en daarmee samenhangende veranderingen in primaire productie en soortensamenstelling van algen, en de invloed van troebeling op zichtjagers (vogels en vissen).

OPZET WORKSHOP

De workshop bestond uit een plenair deel en discussies in werkgroepen, die dezelfde vragen voorgelegd kregen, maar elk vanuit een andere invalshoek de problematiek benaderden met het ECOSLIB rapport in hun achterhoofd.

De werkgroepen hadden als invalshoek:

- beleid en beheer van kustsystemen.
- beleidsadviesing.
- onderzoek

Leidraad

Voor de verschillende groepen speelde de volgende problematiek:

Groep 1

De beheers en beleidsgroep zit met problemen als ontwerp en vergunningverlening. b.v. grootschalige werken (havens, vliegvelden, baggerwerken, geulonderhoud, speciedumping, grootschalige zandwinning, ingrepen in hydraulica.

Groep 2

De adviseurs moeten vragen van groep 1 beantwoorden, en moeten effecten voorspellen, zowel op het gebied van hydraulica, maar ook op organismen omdat

veel effecten doorwerken in verschillende trofische niveaus, en veel van het beïnvloede gebied in de EHS ligt, of aangewezen is in het kader van de habitatrictlijn.

Groep 3

De onderzoekers zijn primair geïnteresseerd in het begrijpen van de werking van het systeem, en hebben goede data nodig die verzameld zijn in samenhang met meerdere andere parameters. Nagegaan moet worden in hoeverre deze parameters werkelijk gemeten moeten worden, of dat uitkomsten van modellen ook kunnen voldoen.

Resultaat van de discussies

Belangrijke conclusies waren volgens de algemene opinie:

- Slib is slecht gedefinieerd.
- Slib is een “maat” voor hydrodynamica.
- Eigenschappen van slib kunnen per seizoen verschillen.
- Slib heeft invloed op abiotische variabelen die invloed hebben op organismen. Deze invloed is niet lineair, maar volgt dikwijls een optimumcurve.
- Het voorkomen van fauna is ook historisch bepaald. Er is sprake van onderlinge invloed tussen organismen, en fauna kan de sedimentsamenstelling sterk beïnvloeden.

De groep met beleid en beheer als uitgangspunt, definieerde een aantal vragen en verdeelde die in de categorieën:

1. Wat weten we al.
2. Wat is snel uit te zoeken.
3. Wat vergt lange termijn onderzoek.

De discussie gaf aan dat er veel kleine (en grote) beheersvragen liggen waarin dikwijls generieke aspecten terugkeren. Kennisvermeerdering op lange termijn moet zich vooral richten op die generieke aspecten. Als voorspellingen gedaan moeten worden over effecten op korte termijn en in een stabiel gebied kunnen conclusies gebaseerd zijn op een correlatieve benadering. Bij het voorspellen van effecten op lange termijn in dynamische gebieden is proceskennis en kennis over causale relaties noodzakelijk.

De volgende vragen kunnen met de huidige kennis redelijk beantwoord worden:

- Wat is de recirculatie van baggerspecie.
- Wat is het effect van strandsuppleties.
- Stel een protocol op voor het meten van slib en leg meetbare definities vast.
- Wat zijn effecten van slib van verschillende herkomst en samenstelling.
- Over welke ruimte en tijdschalen moet gekeken worden

Een tweetal vragen zou redelijk snel beantwoord kunnen worden:

- Welk gebied wordt door slib dat bij ingrepen vrijkomt beïnvloed.
- Is er verschil in slibbelasting in verschillende ecotopen.

Voor de overige vragen werd voorzien dat langdurig onderzoek vereist is, dat zich vooral zou moeten richten op generieke aspecten en zodoende breed toepasbaar kan zijn. Als voldoende generieke kennis aanwezig is kunnen detailvragen dikwijls met betrekkelijk weinig extra onderzoek opgelost worden. Het werd el als belangrijk gezien dat verschillende onderzoeken bij verschillende instellingen op elkaar afgestemd worden.

De vragen voor lange termijn onderzoek waren:

- Wat zijn de ecologische gevolgen van veranderingen in het bovenste sedimentlaagje van het sediment.
- Wat is de natuurlijke variatie (kwaliteit, seizoen) van slib. Zowel samenstelling als gedrag (sedimentatie/erosie).
- Wat is de relatie tussen slib in suspensie en de samenstelling van het bodemsediment, en wat is de rol van organismen bij deze benthopelagische koppeling.
- Is het effect van slib zeer verschillend op verschillende ecotopen.
- Wat is de betrouwbaarheid van voorspellingen

In de **adviseurgroep** werd geconcludeerd dat beleidsmakers teveel vragen en dat onderzoekers te vaak procesmatig bezig zijn, zodat een goede match ontbreekt. Proceskennis zou zich meer moeten ontwikkelen tot structuurkennis waarbij effecten niet meer onderzocht worden op individuele soorten, maar op functionele groepen. Als belangrijke kennisleemte werd gezien de relatie tussen slib in de waterkolom en de uiteindelijke samenstelling van het sediment. Ook ontbrak volgens deze groep nog veel kennis over causale relaties tussen slib en benthos (vice-versa).

Kritiek op het rapport ging in op het uitgangspunt dat dikwijls extreme situaties gebruikt zijn om causale verbanden af te leiden, terwijl de gemiddelde situatie wellicht belangrijker is. Ook werd genoemd dat het bij dit soort reviews belangrijk is om meer gebruik te maken van de oorspronkelijke literatuur in plaats van eerdere reviews omdat alleen dan feiten van meningen zijn te scheiden.

Er werd aangegeven dat fysische modellen ontoereikend zijn. Daarom is de volgende stap (het voorspellen van ecologische effecten) ook met grote onzekerheden omgeven, en voorspellingen moeten genuanceerd gebracht worden.

Een gebrek aan kennis werd gevoeld wat betreft de rol van fysische aspecten van slib, zoals structurerende effecten op bodem (stevigheid) en de invloed daarvan op het voorkomen van soorten.

De **Onderzoekgroep** definieerde ook als belangrijkste vraag de uitwisseling tussen water en sediment, de invloed van organismen daarop, en de invloed van de veranderde sedimentsamenstelling op organismen. Daarbij gaat het niet alleen over de bezinking en vastlegging van slib, maar ook over de erodeerbaarheid en de invloed van bodemsamenstelling (inclusief organismen) daarop.

Eveneens werd de "fractionering" van slib als belangrijke leemte gezien. Daarmee werd bedoeld het goed beschrijven van slib volgens algemeen aanvaarde definities en het gebruiken van onderling vergelijkbare methoden. Belangrijke aspecten zijn korrelgrootte(verdeling), minerale samenstelling, flocculatiegraad, gehalte aan

organisch materiaal, zowel refractair als labiel etc. Het ontwikkelen van richtlijnen voor metingen en rapportages werd als hoge urgentie gezien.

Aangegeven werd dat correlaties kunnen berusten op schijnrelaties, maar dat die dikwijls wel gebruikt kunnen worden voor theorievorming, ontwikkeling van hypothesen en planning van onderzoek.

Andere vragen die nader onderzoek vereisen zijn:

- Wat zijn de verschillende fysische (en daarmee samenhangende ecologische) eigenschappen van slib en sedimenten met verschillende slibsamenstelling.
- Wat is de ecologisch range van organismen (bij welke verandering in slibgehalte van sediment reageren organismen, en binnen welke range zijn effecten verwaarloosbaar).
- Bio-geochemische cycli (geen onderdeel van dit rapport)

De **algemene en plenaire discussie** onderschreef de conclusies die in de werkgroepen getrokken waren.

Het exact definiëren van slib, en het opzetten van gecoördineerd onderzoek naar de uitwisseling tussen water en bodem (en de seizoensinvloed daarop) werd als belangrijkste doel gezien voor de korte termijn.

Men was het er over eens dat gezocht moet worden naar een goede systematiek in het onderzoeksbeleid. Er is geen duidelijke lange termijnvisie op onderzoeksgebied wat resulteert in naast elkaar lopende en niet op elkaar afgestemde projecten. Ook is er nauwelijks of geen koppeling met fysisch en geochemisch onderzoek naar slib, slibtransport en sedimentsamenstelling.

Onderzoekers (vooral die in een adviesfunctie) hebben problemen met de niet concrete vraagstelling van beleid en beheer. Ze geven echter ook aan dat hun kennis te beperkt is om aan te geven welke vraag wel gesteld zou moeten worden, omdat niet duidelijk is welke variabelen echt belangrijk zijn voor voorkomen en dichtheid van bodemdieren. Ook moeten beheerders beter aangeven welke de echt relevante vragen zijn en welke nauwkeurigheid verwacht wordt bij het antwoord.

Beheerders hebben vaak behoefte aan informatie over effecten op kleine tijd, ruimte en ecologische (individu of soort) schaal. Eigenlijk zou kennis ontwikkeld moeten worden die effecten kan beschrijven op grote tijd en ruimteschaal en op het niveau van gemeenschappen. Als die kennis beschikbaar is zou antwoord op detailvragen meestal mogelijk zijn.

Daarnaast kunnen veel vragen beantwoord worden zonder dat uitgebreide causale verbanden bekend zijn. Als voorbeeld werd de Westerschelde gegeven, waar de estuariene gradiënt en het troebelingsmaximum bepalende factoren zijn voor het voorkomen van organismen. In dat deelgebied hoef je je dus verder niet druk te maken over de invloed van veranderingen in slibconcentratie. Het is dus belangrijk aan te geven wanneer een vraag zinvol is, en wanneer onderzoek meer in de sfeer van 'nice to know' zit.

Aanbevolen onderzoek en uit te werken data

Naast het analyseren en met elkaar vergelijken van databestanden wordt behoefte gevoeld aan het opzetten van een multidisciplinair onderzoekprogramma waarin op verschillende schaalniveaus (ruimte, tijd, ecologisch) gewerkt wordt. Voorgesteld werd om van een getijdengebied met een groot aantal fysiotopen en ecotopen, een morfodynamisch en ruimtelijk-ecologisch model te ontwikkelen. Daarmee zouden dan een aantal cases (ingrepen en ontwikkelingsscenario's) doorgerekend moeten worden waardoor duidelijk zou moeten worden welke data, deelmodellen of proceskennis (causale verbanden) noodzakelijk zijn om vragen van verschillende orde te beantwoorden, en kunnen hypothesen ontwikkeld worden. Zodoende kan ook aangegeven worden welke informatie of proceskennis NIET nodig is.

Wat betreft het beschikbaar zijn van databestanden werd gewezen op Oosterschelde, Westerschelde en Waddenzee. De algemene opinie was dat het onderzoek multidisciplinair moet zijn, en gebaseerd op duidelijke vraagstelling. De definitie van de vraagstelling lijkt echter, vooral in de ecologische hoek nog een duidelijk probleem.

Dit onderzoek moet echter niet worden aangegrepen om ander onderzoek op de lange baan te schuiven. We weten al dat de benthisch pelagische koppeling belangrijk is en dat type onderzoek zou op korte termijn opgestart moeten worden.

In de Oosterschelde is een grote hoeveelheid data beschikbaar waar een ruimtelijke variatie in slib gerelateerd kan worden aan het voorkomen van soorten. Hetzelfde kan gedaan worden in andere gebieden (b.v. Waddenzee), zodat nagegaan kan worden of dezelfde relaties aanwezig zijn.

DANKWOORD

Veel mensen hebben bijgedragen aan discussies over dit onderwerp. In eerste instantie is door enkelen gereageerd op een eerdere versie van het manuscript, daarna werd tijdens de workshop veel informatie verkregen die we hebben kunnen verwerken, maar ook gedetailleerde kritiek en aanvullingen op het conceptmanuscript waren zeer welkom en hebben deze definitieve versie verbeterd.

De volgende personen hebben deelgenomen aan de workshop:

Johan Coppoolse	RIKZ
Johan de Kok	RIKZ
Dick de Jong	RIKZ
Karel Essink	RIKZ
Albert Oost	RIKZ
Jaap de Vlas	RIKZ
Wiegert Dulfer	RIKZ
Lisette Enserink	RIKZ
Karin Legierse	RIKZ
Rik Sonneveldt	RIKZ

Paul KleinePunte	RIKZ
Saskia Mulder	RIKZ
Jo Suijlen	RIKZ
Bert Brinkman	Alterra
Cor Smit	Alterra
Norbert Dankers	Alterra
Peter Herman	NIOO-CEMO
Tom Ysebaert	NIOO-CEMO
Jaap van der Meer	NIOZ
Rob Dekker	NIOZ
Stefan Groenewold	NIOZ
Victor de Jonge	Universiteit Groningen
Jeroen Wijsman	WL-Delft
Han Winterwerp	WL-Delft
Henny Schans	DNN-RWS
Jan de Reus	DNN-RWS
Yvonne de Wit	DNH-RWS
Marco van Wieringen	DNH-RWS
Elmar Torenga	CITG-TU Delft
John de Ronde	Flyland

Literatuur

Anderson, J.T., R.S. Gregory and W.T. Collins, (in press.) Digital acoustic seabed classification of marine habitats in coastal waters of Newfoundland. ICES Journal of Marine Science, *in press*.

Appelbaum, S. & C. Semmel, 1983. Dermal sense organs and their significance in the feeding behaviour of the common sole *Solea vulgaris*. Marine Ecology Progress Series, 13: 29-36

Armonies, W., 1996. Changes in distribution patterns of 0-group bivalves in the Wadden Sea: Byssus-drifting releases juveniles from the constraints of hydrography. Journal of Sea Research 35 (4), 323-334.

Armonies, W., 1998. Driftende Benthos im Wattenmeer: Spielball der Gezeitenströmungen? In: Gätje, C. & Reise, K. Ökosystem Wattenmeer – Austausch,- Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag Berlin, 473-497.

Armonies, W., 1999. Drifting benthos and long-term research: Why community monitoring must cover wide spatial scale. Senckenbergiana Maritima 29, Suppl., 13-18.

Asmus, H. and R. Asmus, 1998. The role of macrobenthic communities for sediment-water material exchange in the Sylt-Römö tidal basin. Ecosystem Research in the Wadden Sea Area. 9. International, Scientific Wadden Sea Symposium, Norderney, Germany, 5-8 November 1996, Senckenbergiana maritima. 29 (1-6), 111-119.

Barnes, R.S.K., P. Calow, P.J.W. Olive, D.W. Golding & J. Spicer, 2000. The Invertebrates – a synthesis. Blackwell Science 1-504.

Bayerl, K., I. Austen, R. Köster, M. Pejrup & G. Witte, 1998. Dynamik der Sedimente im Lister Tidebecken. In: Gätje, C. & Reise, K. Ökosystem Wattenmeer – Austausch- Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag Berlin, 127-159.

Bergman, M.J.N., J. van Santbrink, 2000. Mortality in megafaunal benthic populations caused by trawl fisheries on the Dutch continental shelf in the North Sea in 1994. ICES Journal of marine Science 57 (5), 1321-1331.

Bergs, J. van den, J.H. Bossinade & K.S. Dijkema, 1992. De effecten van het 'uitpolderen' van zomerpolders op de kweldervorming binnen de kwelderwerken in de Waddenzee. Rijkswaterstaat Directie Groningen, Nota GRAN 1992-2001, DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Texel, RIN-rapport 92/20. pp 50.

- Beukema, J.J., 1976. Biomass and species richness of the macrobenthic animals living on the tidal flats of the Dutch Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res.* 10, 236-261.
- Beukema, J.J. & G.C. Cadée, 1986. Zoobenthos responses to eutrophication of the Dutch Wadden Sea. *Ophelia* 26, 55-64.
- Beukema, J.J., K. Essink, H. Michailis & L. Zwarts, 1993. Year-to-year variability in the biomass of macrozoobenthic animals on the tidal flats of the Wadden Sea: how predictable is this food source for birds? *Netherlands J. Sea. Res.* 31, 319-330.
- Beukema, J.J., K. Essink and H. Michaelis, 1996: The geographical scale of synchronised fluctuation pattern in zoobenthos populations as a key to underlying factors: climate or man-induced. *ICES Journal of Marine Science* 53, 964-971.
- Bijkerk, R., 1988. Ontsnappen of begraven blijven. De effecten op bodemdieren van een verhoogde sedimentatie als gevolg van baggerwerkzaamheden. *Literatuuronderzoek, Rdd, aquatic ecosystems*, 1-72.
- BOEDE, 1983. Biologisch Onderzoek Eems-Dollard Estuarium, BOEDE-(groep) publicaties en verslagen, NIOZ, Den Burg, Texel, 1-267.
- Boon, A.R., G.C.A. Duineveld; E.M. Berghuis en J. van der Wee., 1998. Relationships between benthic activity and the annual phytopigment cycle in near-bottom water and sediments in the southern North Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 46, 1-13.
- Bouma, H; J.M.C. Duiker, P.P. de Vries, P.M.J. Herman, W.J. Wolff, 2001. Spatial pattern of early recruitment of *Macoma balthica* (L.) and *Cerastoderma edule* (L.) in relation to sediment dynamics on a highly dynamic intertidal sandflat. *Journal of Sea Research* 45 (2), 79-93.
- Breckling, P., 1998. Strukturanalytische Untersuchungen zur Fischfauna im Deutschen Wattenmeer. *Dissertation Universität Hamburg*, pp 162.
- Brinkman, A.G. & B.J. Ens, 1998. Effecten van bodemdaling in de Waddenzee op wadvogels. *IBN-dlo rapport 371, Wageningen*, pp 249.
- Butman, C.A., J.P. Graslé & C.M. Webb, 1988. Substrat choices made by marine larvae settling in still water and in a flume flow. *Nature* 333, 771-773.
- Cadée, G.C., 1976. Sediment reworking by *Arenicola marina* on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* 10 (4), 440-460.
- Cadée, G.C., 1979. Sediment reworking by polychaete *Heteromastus filiformis* on a tidal flat in the Dutch Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* 13 (3/4), 441-456.

Cadée, G.C., 2001. Sediment dynamics by bioturbating organisms. In: Reise, K. (ed) Ecological Comparisonsof sedimentary shores. Ecological Studies, Vol 151 Springer Verlag Berlin Heidelberg, 127-148

Clerck, R. de and D. Buseyne, 1989: On the feeding of plaice (*Pleuronectes platessa* L.) in the southern North Sea. ICES CM 1989/G23.

Clerck, R. de and E. Torreele, 1988: Feeding habits of the common dab (*Limanda limanda* L.) in the southern North Sea. ICES, CM 1988/G:26.

Craeymeersch, J.A., 1999. Ruimtelijke verschillen en temporele fluctuaties in het voorkomen van bodemdieren in het Deltagebied: een verkennende studie. RIVO Rapport C056/99, 1-75.

Cramer, A., 1991. Benthic metabolic activity at frontal systems in the North sea. PhD-thesis, University of Amsterdam, 1-93.

Cranford, P.J., C.W. Emerson, B.T. Hargrave, T.G. Milligan, 1998. In situ feeding and absorption responses of sea scallops *Placopecten magellanicus* (Gmelin) to storm-induced changes in the quantity and composition of the seston. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 219 (1-2), 45-70.

Cranford, P.J & P.S. Hill, 1999. Seasonal variation in food utilization by the suspension-feeding bivalve molluscs *Mytilus edulis* and *Placopecten magellanicus*. Marine Ecology Progress Series 190, 223-239.

Crommelin, R.D., 1940. De herkomst van het zand van de Waddenzee. Kon. Ned. Aardrk. Gen. 57: 347-361.

Crowe, W.A., A.B. Josefson & I. Svane, 1987. Influence of adult density on recruitment into soft sediments: A short-term in situ sublittoral experiment. Mar. Ecol. Prog. Ser. 41 (1), 61-69.

Daan, N., P.J. Bromley, J.R.G. Hislop and N.A. Nielsen, 1990: Ecology of North Sea fish. Netherlands Journal of Sea Research 26, 353-386.

Daan, R. & M. Mulder, 2000. The macrobenthic fauna in the Dutch sector of the North Sea in 1999 and a comparison with previous data. NIOZ-rapport 2000-7, 1-89.

Dalfsen, J.A. van & O.W.M. Duijts, 2000. De rijkdom aan bodemfauna in de Waddenzee in relatie tot diepte en slibgehalte. Koeman en Bijkerk bv, rapport no. 99-47, 1-45.

Dankers, N. & J.J. Beukema, 1981. Distributional patterns of macrozoobenthic species in relation to some environmental factors. In: Wolff, W.J. (ed.). Ecology of the Wadden Sea 1,4. Balkema, Rotterdam, 69-103.

Dankers, N. & R. Laane, 1983. A comparison of wet oxidation and loss on ignition of organic material in suspended matter. *Environmental Technology Letters* 4: 283-290.

Dankers, N., W.E. van Duin, M.F. Leopold, G.F.P. Martakis, C.J. Smit, D.C. van der Werf & H.P. Wolfert, 2001. Ontwerp-ecotopen stelsel kustwateren; voorstel voor classificatie en advies voor validatie. *Alterra Rapport 177*. 71 pgs

Dauwe, B., P.M.J. Herman & C.H.R. Heip, 1998. Community structure and bioturbation potential of macrofauna at four North Sea stations with contrasting food supply. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 173, 67-83.

Dauwe, B; J.J. Middelburg, P. van Rijswijk, J. Sinke, P.M.J. Herman, C.H.R. Heip, 1999. CHR Enzymatically hydrolyzable amino acids in North Sea sediments and their possible implication for sediment nutritional values. *Journal of Marine Research* 57 (1), 109-134.

Decho, A.W., 1990. Microbial exopolymer secretions in ocean environment: their role(s) in food webs and marine processes. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 28, 73-153.

Delafontaine, M.T.; A. Bartholomae, B.W. Flemming, R. Kurmis, 1996. Volume-specific dry POC mass in surficial intertidal sediments: A comparison between biogenic muds and adjacent sand flats. *Senckenbergiana Maritima* 26 (3-6), 167-178.

Delaunay, F; Y. Marty, J. Moal, J-F. Samain, 1993. The effect of monospecific algal diets on composition, growth and fatty acid of *Pecten maximus* (L.) larvae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 173 (2), 163-179.

Dijkema, K.S., 1991. Towards a habitat map of the Netherlands, German and Danish Wadden Sea. *Ocean and Shoreline Management* 16, 1-21.

Dittmann, S, *The Wadden Sea Ecosystem – stability properties and mechanisms*. Springerverlag, 1-307.

Duineveld, G.C.A. and M.I. Jenness, 1984, Differences in growth rates of the sea urchin *Echinocardium cordatum*, as estimated by parameters of the Bertalanffy equation applied to skeletal rings. *Marine Ecology Progress Series* 19, 65-72.

Duineveld, G.C.A., P.A.W.J. de Wilde and A. Kok, 1990: A synopsis of the macrobenthic assemblages and benthic ETS activity in the Dutch sector of the North Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, 26 (1), 125-138.

Duineveld, G.C.A., A. Künitzer, U. Niermann, P.A.W.J. de Wilde and J.S. Gray, 1991. The Macrozoobenthos of the North Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, 28 (1/2): 53-65.

Eisma, D. & G. Irion, 1988. Suspended matter and sediment transport. In: Salamons, W., Bayne, B.L., Duursma, E.K. & Förster. Pollution of the North Sea – an assessment. Springer-Verlag Berlin, pp 687.

Eisma, D., 1973: Sediment distribution in the North sea in relation to marine pollution. In Goldberg (Ed.): North Sea Science, M.I.T. Press Cambridge, Massachusetts, 131-150.

Eisma, D., 1981. Supply and deposition of suspended matter in the North Sea. Int. Assoc. Sedimentol. Spec. Publ. 5, 415-428.

Essink, K. & A.H. Bos, 1985. Growth of three bivalve molluscs transplanted along the axis of the Ems Estuary. Neth. J. Sea Res. 19, 45-51.

Essink, K., 1999. Ecological effects of dumping of dredged sediments - options for management. Journal of Coastal Conservation 5, 69-80.

Essink, K., P. Tydeman, F. de Koning, & H.L. Kleef, 1989. On the adaptation of the mussel *Mytilus edulis* L. to different environmental suspended matter concentrations. Proc. 21st EMBS, Ossolineum, Poland, 41-51.

Eysink, W.D., 1979. Morfologie van de Waddenzee: Gevolgen van zand- en schelpenwinning. Waterloopkundig Laboratorium, Delft. Verslag literatuuronderzoek R 1336. 92 p. + bijlagen

Flemming, B.W., 2000. A revised textural classification of gravel-free muddy sediments on the basis of ternary diagrams. Continental Shelf research 20: 1125-1137

Frauenheim, K., V. Neumann, H. Thiel & M. Türkay, 1989. The distribution of the larger epifauna during summer and winter in the North Sea and its suitability for environmental monitoring. *Senckenbergia maritima* 20, 101-118.

Gätje, C. & K. Reise, 1998. Ökosystem Wattenmeer – Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag Berlin, pp 567.

Gee, A. de, 1987. Het voorkomen van macrozoobentho in relatie tot de bodemsamenstelling in het sublitorale gedeelte van de Westelijke Waddenzee. Internal NIOZ-report, 1-33.

Genuchten, P.M.B. van, 1984. Slib in de Waddenzee - literatuuronderzoek. Rijkswaterstaat, Nota WWKZ-84.H006, MAD 84.26. pp 33.

Giere, O., 1993. Meiobenthology – The microscopic fauna in aquatic sediments. Springer-Verlag Berlin, pp 328.

Glopper, R.J. de, 1967. Over de bodemgesteldheid van het waddengebied. Van Zee tot Land 43. 67 p.

- Graf, G., 1992. Benthic-pelagic coupling: A benthic view. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 30, 149-190.
- Gray, J.S., 1984. *Ökologie mariner Sedimente*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York, 1-193.
- Grémare, A., J.M. Amouroux, Y. Chaabeni & F. Charles, 1998. Experimental study of the effect of kaolinite on the ingestion and absorption of monospecific suspensions of *Pavlova lutheri* by the filter-feeding bivalve *Venus verrucosa*. *Vie milieu* 48 (4), 295-307.
- Grizzle, R. E., R. Langan & W.H. Howell, 1992. Growth responses of suspension-feeding bivalve molluscs to changes in water flow: differences between siphonate and nonsiphonate taxa. *J. Expl. Mar. Biol. Ecol.* 162, 213-228.
- Grizzle, R.E. & R.A. Lutz, 1989. A statistical model relating horizontal seston fluxes and bottom sediment characteristics to growth of *Mercenaria mercenaria*. *Marine Biology* 102, 95-105.
- Grizzle, R.E. & P.J. Morin, 1989. Effect of tidal currents, seston, and bottom sediments on growth of *Mercenaria mercenaria*: results of a field experiments. *Marine Biology* 102, 85-93.
- Groenewold, S., 2000. The effects of beam trawl fishery on the food consumption of epibenthic invertebrates and demersal fish in the southern North Sea. Dissertation University of Hamburg, pp 46.
- Groot, S.J. de, 1971. On the interrelationships between morphology of the alimentary tract, food and feeding behaviour in flatfishes (Pisces: Pleuronectiformes). *Netherlands Journal of Sea Research* 5, 121-196.
- Gullentops, F., M. Moens, A. Ringele & R. Sengier, 1977. Geologische kenmerken van de suspensie en de sedimenten. In: Nihoul, J. & Gullentops, F. (eds.): *Mathematisch model Noordzee*, vol. 4, *Sedimentologie*.
- Hall, S., 1994. Physical disturbance and marine benthic communities: life in unconsolidated sediments. *Oceanography and Marine Biologie – An Annual Review* 32, 179-240.
- Heip, C., D. Basford, J.A. Craeymers, J-M. Dewarumez, J. Dörjes, P. de Wilde, G. Duineveld, A. Eleftheriou, P.M.J. Herman, U. Niermann, P. Kingston, A. Künitzer, E. Rachor, H. Rumohr, K. Soetart, & T. Soltwedel, 1992. Trends in biomass, density and diversity of North Sea macrofauna. *ICES J. mar. Sci.* 49, 13-21.
- Herman, P.M.J., J.J. Middelburg, J. Widdows, C.H. Lucas & C.H.R. Heip, 2000. Stable isotopes as trophic tracers: combining field sampling and manipulative

labelling of food resources for macrobenthos. Marine Ecology Progress Series 204, 79-92.

Herman, P.M.J., J.J. Middelburg & C.H.R. Heip, *in press*. Benthic community structure and sediment processes on an intertidal flat: results from the ECOFLAT project.

Holtmann, S.E., A. Groenewold, K.H.M. Schrader, J. Asjes, J.A. Craeymeersch, G.C.A. Duineveld, A.J. van Bostelen and J. van der Meer, 1996. Atlas of the Zoobenthos of the Dutch Continent Shelf. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, North Sea Direction, Rijswijk, pp 244.

Houwing, E.-J., 2000. Sediment dynamics in the pioneer zone in the land reclamation area of the Wadden Sea, Groningen, The Netherlands. Proefschrift Universiteit Utrecht, pp 163.

Hutchinson, G.E., 1978. An introduction to population ecology. New Haven, London, Yale University press, pp 260.

Irion, G., F. Wunderlich & E. Schwedhelm, 1987. Transport of clay minerals and anthropogenic compounds into the German bight and the provenance of fine-grained sediments SE of Helgoland. J. geol. Soc. London 144, 153-160.

Jennigs, S., J. Lancaster, A. Woolmer & J. Cotter, 1999. Distribution, diversity and abundance of epibenthic fauna in the North Sea. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 79, 385-399.

Johnson R.G., 1974. Particulate matter at the sediment water interface in coastal environments. J. Mar. Res. 32: 313-330

Jong, D.J. de & N. de Jonge, 1992. Role of tide, light and fisheries in the decline of *Zostera marina* L. in the Dutch Wadden Sea. In Dankers, N., Smit, C.J. & Scholl, M. (eds.): Proc. 7th Int. Wadden Sea Symposium, Ameland 1990, Netherlands Institute for Sea Research Publ. Serie 20, 161-176.

Jong, D.J. de, N. Dankers & R.J. Leewis, 1998. Naar ecologische kaarten van de Waddenzee. BEON Rapport 98-13, 1-24.

Jonge, V.N. de, 1985. The occurrence of 'epipsammic' diatom populations: A result of interaction between physical sorting of sediment and certain properties of diatom species. Estuarine Coastal Shelf Sci., 21: 607-622.

Jonge, V.N. de & J.E.E. van Beusekom, 1995. Wind and tide induced resuspension of sediment and microphytobenthos from tidal flats in the Ems estuary. Limnol. Oceanogr. 40: 766-778.

Jonge, V.N. de, 1995. Wind driven tidal and annual gross transports of mud and microphytobenthos in the Ems estuary, and its importance for the ecosystem. In: K.R. Dyer & C.F. D'Elia, eds.) Changes in fluxes in estuaries, 29-40.

- Jonge, V.N. de, 2000. Importance of temporal and spatial scales in applying biological and physical process knowledge in coastal management, an example for the Ems estuary. *Continental Shelf Research* 20: 1655-1686.
- Jonge, V.N. de, 1983. Relations between annual dredging activities, suspended matter concentrations, and the development of the tidal regime in the Ems estuary. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40 (Suppl. 1): 289-300.
- Jonge, V.N. de, 1980. Fluctuations in the organic carbon to chlorophyll-a ratios for estuarine benthic diatom populations - *Mar. Ecol.* 2: 345-353.
- Jørgenson, B.B., 1966. *Biology of suspension feeding*. Pergamon Press Oxford, UK, pp 357.
- Josefson, A.B., 1990. Increase of benthic biomass in the Skagerak-Kattegat during 1970s and 1980s - effects of organic enrichment. *Marine Ecology Progress Series*, 66: 117-130.
- Jumars, P.A.; A.R.M. Nowell, 1984. Effects of benthos on sediment transport: Difficulties with functional grouping. *Continental shelf research* 3 (2), 115-130,
- Kamps, L.F., 1950. Enige gegevens over de sedimentatie in het Waddengebied ten noorden van de provincie Groningen. *Tijdschr. Kon. Ned. Aardrk. Gen.* 67, 369-373.
- Kersten, M., 1988. Geobiological effect on the mobility of contaminants in marine sediments. In Salomons, W., Bayne, B.L., Duursma, E.K. & Förster. *Pollution of the North Sea – an assessment*. Springer-Verlag Berlin, pp 687.
- Kestner, F.T.J., 1975. The loose-boundary regime of the Wash. *Geogr. J.* 141, 388-414.
- Kihlslinger, R.L.; S.A. Woodin, 2000. Food patches and a surface deposit feeding spionid polychaete. *Marine ecology progress series* 201, 233-239.
- Kluijver, M.J. de, 1997. *Sublittoral communities of North Sea hard-substrata*. Dissertation, University of Amsterdam, 1-330.
- Kornman, B.A. & E.M.G.T. Deckere, 1998. Temporal variation in sediment erodability and suspended sediment dynamics in the Dollard estuary. In: K.S. Black, D.M. Patterson & A. Cramp (eds), *Sedimentary Processes in the Intertidal Zone*. Geological Society, London, Special Publication 139, 231-241.
- Kostylev, V.E., B.J. Todd, G.B. Fader, R.C. Courtney, G.D. Cameron and R.A. Pickrill, 2001. Benthic habitat mapping on the Scotian Shelf based on multibeam bathymetry, surficial geology and sea floor photographs. *Marine Ecology Progress Series* 219, 121-137.

Künitzer, A., G.C.A. Duineveld, Basford, J.M. Dewarumez, J. Dörjes, A. Eleftheriou, C. Heip, P.M.J. Herman, P. Kingston, U. Niermann, P.A.W. de Wilde, 1992: The benthic infauna of the North Sea: Species distribution and assemblages. ICES Journal of Marine Science 49, 127-143.0

Lavaleye, M.S.S., 2000. Karakteristieke macrobenthos levensgemeenschappen van het NCP en trendanalyse van de macrobenthos diversiteit van de Oestergronden en het Friese Front (1991-1998). Rapport Ecosysteendoelen Noordzee. NIOZ-rapport 2000-9, pp 25.

Lavaleye, M.S.S., H. Lindeboom & M. Bergman, 2000. Macrobenthos van het NCP. Rapport ecosysteendoelen Noordzee. NIOZ-rapport 2000-4, pp 65.

Lawrence, M.M., D.F. Schick, R.H. Findlay & D.L. Rice, 1991. Effects of commercial dragging on sedimentary organic matter. Marine Environ. Res. 31, 249-261.

Leewis, R.J., N. Dankers & D.J. de Jong, 1998. Naar een ecotopensysteem zoute wateren Nederland. BEON Rapport 98-11, pp 19.

Levinton, J.S., 1982. Marine Ecology. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, 1-526.

Linden, J. van der, 1999. Ecosysteendoel 1: een nadere uitwerking. Werkdocument RIKZ/AB-99.137x. Rijksinstituut voor Kust en Zee, pp 35.

Longbottom, M.R., 1970. The distribution of *Arenicola marina* (L.) with particular reference to the effects of particle size and organic matter of the sediments. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 5 (2), 138-157.

Lopez, G.R.; J.S. Levinton, 1978. The availability of microorganisms attached to sediment particles as food for *Hydrobia ventrosa* Montagu (Gastropoda: Prosobranchia). Oecologia, 32 (3), 263-276.

Lopez, G.R.; J.S. Levinton, 1987. Ecology of deposit-feeding animals in marine sediments. Quarterly Review of Biology 62 (3), 235-260.

Lüning, K. and M.J. Dring, 1979. Continuous underwater light measurement near Helgoland (North Sea) and significance for characteristic light limits in the sublittoral region. Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 32, 403-424.

Martens, P. & M. Krause, 1990. The fate of faecal pellets in the North Sea. Helgoländer Meeresunters. 44, 9-19.

Maurer, D, T.M. Church, C. Lord & C. Wethe, 1985. Marine benthos in relation to pore water chemistry and sediment geochemistry of simulated dredge material. Int. Revue ges. Hydrobiologie 70 (3), 369-377.

Maurer, D, R.T. Keck, J.C. Tinman, W.A. Leathem, C. Wethe, T.M., C. Lord & Church, 1986. Vertical migration and mortality of marine benthos in dredges material: a synthesis. *Revue ges. Hydrobiologie* 71 (1), 49-63.

Maurer, D; S. Howe, W. Leathem, 1992. Secondary production of macrobenthic invertebrates from Delaware Bay and coastal waters. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 77 (2), 187-201,

McCave, J.N., 1981. Location of coastal accumulation of fine sediments around the southern North sea. *Rapp. P.-V. Réun. Cons. Int. Explor. Mer* 181, 15-27.

Meyer-Reil, L.A. & M. Köster, 1993. *Mikrobiologie des Meeresbodens*. Fischer Verlag, Jena, pp 356.

Møhlenberg, F. & T. Kiørboe, 1981. Growth and energetics in *Spisula subtruncata* (Da Costa) and the effects of suspended bottom material. *Ophelia* 20, 79-90.

Mortimer, R.J., J.T. Davey, M.D. Krom, P.G. Watson, P.E. Frickers & R.J. Clifton, 1999. The Effect of Macrofauna on Porewater Profiles and Nutrient Fluxes in the Intertidal Zone of the Humber Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 48 (6), 683-699.

Mortimer, R.J.; J.T. Davey, M.D. Krom, P.G. Watson, P.E. Frickers, R.J. Clifton, 1999. The Effect of Macrofauna on Porewater Profiles and Nutrient Fluxes in the Intertidal Zone of the Humber Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 48 (6), 683-699.

Newell, R.C., L.J. Seiderer, D.R. Hitchcock, 1998. The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the seabed. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 36, 127-178.

Olafsson, E.B., C.H. Peterson & W.B. Ambrose, 1994. Does recruitment limitation structure populations and communities of macro-invertebrates in marine soft sediments: the relative significance of pre- and postlarval- settlement processes. *Oceanography and Marine Biologie – An Annual Review* 32, 65-110.

Oost, A.P. & K.S. Dijkema, 1993. Effecten van bodemdaling door gaswinning in de Waddenzee. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, IBN-rapport 25, Wageningen. pp 133 + bijlagen.

Oost, A.P., 1995. Dynamics and sedimentary development of the Dutch Wadden Sea with emphasis on the Frisian inlet. *Meded. Fac. Aardwetensch. Universiteit Utrecht, Geologica Ultraiectina* No. 126. Thesis, pp 454.

Palomo, G; O. Iribarne, 2000. Sediment bioturbation by polychaete feeding may promote sediment stability. *Bulletin of Marine Science* 67 (1), 249-257.

- Partheniades, E., 1962. A study of erosion and deposition of cohesive soils in slat water. Proefschrift Universiteit van Californië, USA.
- Pearson, T.H. & R. Rosenberg, 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of vthe marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. ann. Rev.* 16, 229-311.
- Petersen, C.G.J., 1914. Valuation of the sea. II. The animal communities of the sea bottom and their importance for marine zoogeography. *Rep. Dan. biol. Stn.* 21, 1-44.
- Peterson, C.H., 1985. Patterns of lagoonal bivalve mortality after heavy sedimentation and their paleoecological significance. *Paleobiology* 11 (2), 139-153.
- Piersma, T., A. Koolhaas, A. Dekinga, J.J. Beukema, R. Dekker & K. Essink, *in press*. Long-term indirect effects of mechanical cockle-dredging on intertidal bivalve stocks in the Wadden Sea. *Journal of Applied Ecology*.
- Prins, T.C. & A.C. Smaal, 1989. Carbon and nitrogen budgets of the mussel *Mytilus edulis* L. and the cockle *Cerastoderma edule* (L.) in relation to food quality. *Sci. Mar.* 53, 477-482.
- Rachor, E., 1990: Changes in sublittoral zoobenthos in the German Bight with regard to eutrophication. *Netherlands Journal of Sea Research* 25, 209-214.
- Reineck, H.E (ed)., 1982. Das Watt – Ablagerungs- und Lebensraum. Kramerverlag Frankfurt, Senckenberg-Buch 50, pp 185.
- Reineck, H.-E. & W. Siefert, 1980. Faktoren der Schlickbildung im Scharhörner und Neuwerker Watt. *Die Küste* 35, 26-51.
- Reise, K., 1982. Long-term changes in the macrobenthic invertebrate fauna of the Wadden Sea: Are polychaetes about to take over? *Netherlands Journal of Sea Research*, 16, 29-36.
- Remane, A., 1940. Einführung in die zoologiosche Ökologie der Nord- und Ostsee. In Grimpe, G.: *Die Tierwelt der Nord- und Ostsee*. Akademische Verlagsgesellschaft Leipzig 1a, 1-238.
- Reus, J. H. de, 1982. Eigenschappen van slib. RWS (DGW) Nota 82.H201.
- Reus, J.H. de, P.G.J. Davis, W. Salomons & W.D. Eysink, 1976. Onderzoek eigenschappen van slib. Vooronderzoek betreffende flocculatie, sedimentatie, consolidatie en erosie. Waterloopkundig Laboratorium, Delft. Verslag literatuur-onderzoek R 988. 93 p.

- Riisgard, H.U.; G.T. Banta, 1998. Irrigation and deposit feeding by the lugworm *Arenicola marina*, characteristics and secondary effects on the environment: a review of current knowledge. *Vie et milieu* 48 (4), 243-257.
- Rosenberg, R., 1977. Effects of dredging operations on estuarine benthic macrofauna. *Marine Pollution Bulletin* 8 (5), 102-104.
- Ruardij, P., W. van Raaphorst, 1995. Benthic nutrient regeneration in the ERSEM ecosystem model of the North Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* 33 (3/4), 453-483.
- Rumohr, H., 1995. Zoobenthos. In Rheinheimer, G. (ed). *Meereskunde der Ostsee*. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York, 173183.
- Salomons, W., 1973. Chemical and isotopic composition of carbonates during an erosion-sedimentation cycle. *Rijksuniversiteit Groningen. Proefschrift*, pp 118.
- Salomons, W., 1975. Chemical and isotopic composition of carbonates in recent sediments and soils from Western Europe. *J. Sed. Petrol.* 45, 440-449.
- Salomons, W., 1978. De toepassing van de multi-elementenanalyse voor het bepalen van de herkomst van slib in de Noordzee. *Waterloopkundig Laboratorium, Delft. Verslag R 1036*, pp 26.
- Salzwedel, H., E. Rachor & D. Gerdes, 1985. Benthic Macrofauna in the German Bight. *Veröff.Inst. Meeresforsch. Bremerh.* 20, 199-267.
- Sanders, H.L., 1958. Benthic studies in Buzzards Bay. I. Animal-sediment relationships. *Limnol. Oceanogr.* 3, 245-258.
- Schäfer, 1962. *Aktuopaläontologische Studien in der Nordsee*. Senckenberg-Buch, Frankfurt, 8, 1-666.
- Seibold, E., 1974. *Der Meeresboden. Ergebnisse und Probleme der Meeresgeologie*. Springer-Verlag Berlin, New York.
- Shanks, A.I. & E.W. Edmonson, 1990. The vertical flux of metazoans (holoplanton, meiofauna and larval invertebrates) due to their association with marine snow. *Limnol. Oceanogr.* 35. 455-463.
- Sindowski, K.H., 1979 *Zwischen Jadebusen und Unterelbe*. Sammlung Geologische Führer 66, Borntraeger Berlin Stuttgart, 1-145.
- Smaal, A.C., 1997. Food supply and demand of bivalve suspension feeders in a tidal system. *Dissertation University of Groningen*, pp 237.

- Snelgrove, P.V.R. & C.A. Butman, 1994. Animal-sedioment relationships revisited: cause versus effect. *Oceanography and Marine Biologie – An Annual Review*, 32, 111-178.
- Snelgrove, P.V.R., J.P. Grassle, J.F. Grassle, R.F. Petrecca & H. Ma, 1999. In situ habitat selection by settling larvae of marine soft-sediment invertebrates. *Limnol. Oceanogr.* 44 (5), 1341-1347.
- Straaten, L.M.J.U. van & Ph. H., Kuenen, 1957. Accumulation of fine grained sediment in the Dutch wadden Sea. *Geologie en Mijnbouw* 19, 329-354.
- Straaten, L.M.J.U. van, 1954. Composition and structure of recent marine sediments in the Netherlands. *Leidse Geol. Meded.* 19, 1-110.
- Straaten, L.M.J.U. van, 1964. De bodem der Waddenzee. In: W.F. Anderson, J. Abrahamse, J.D. Buwalda & L.M.J.U. van Straaten (eds), *Het Waddenboek*. Thieme, Zutphen, 75-151.
- Theede, H., 1973. Comparative studies on the influence of oxygen deficiency and hydrogen sulphide on marine bottom invertebrates. *Neth. J. Sea Res.* 7, 44-252.
- Theissen, B.F., 1982. Variation in size of gills, labial palps and adductor muscle in *Mytilus edulis* L. (Bivalvia) from Danish waters. *Ophelia* 21, 49-63.
- Thorson, G., 1957. Bottom communities (sublitoral or shallow shelf). In J.W. Hedgpeth (ed.): *Treatise on Marine Ecology and Paleoecology*, Vol. I, *Memoirs of the Geological Society of America* 67, 451-534.
- Veer H. W. van der, M.J.N. Bergman and J.J. Beukema, 1985: Dredging activities in the Dutch Wadden Sea: effects on macrobenthic infauna. *Netherlands Journal of Sea Research*, 19 (2), 183-190.
- Vermaas, H., 1984. Slibtransport onder invloed van golven. Literatuurstudie Waterloopkundig Laboratorium, Delft S 579.
- Verwey, J., 1952. On the ecology of distribution of cockle and mussel in the Dutch Wadden Sea, their role in sedimentation and source of their food supply. *Arch. Néerl. Zool.* 10, 171-240.
- Vos, P.C., P.L. de Boer & R. Misdorp, 1988. Sediment stabilization by benthic diatoms in intertidal sandy shoals; qualitative and quantitative observations. In: P.L. de Boer (ed.), *Tide-Influenced Sedimentary Environments and Facies*. Reidel Publ. Dordrecht, 511-526.
- Werner, E.E., 1980: Niche theory in fisheries ecology. *Transactions of the American Fishery Society* 109, 254-260.

- Widdicombe, S & M.C. Austen, 1999. Mesocosm investigation into the effects of bioturbation on the diversity and structure of a subtidal macrobenthic community Marine Ecology Progress Series 189, 81-193.
- Widdows, J., P. Fietjh & C.M. Worrall, 1979. Relationship between seston, available food and feeding activity in the common mussel *Mytilus edulis*. Mar. Biol. 50, 195-207.
- Wilde, P.A.W.J. de, E.M. Berghuis, A. Kok, 1984. Structure and energy demand of the benthic community of the Oyster Ground, Central North Sea. Netherlands Journal of Sea Research 18(1/2): 143-159.
- Wintermans, G. & N. Dankers, 1995. Habiatatkarakterieken van het benthos van de Nederlandse kustzone. BEON-rapport 95-12, 1-33.
- Wohlenberg, E., 1937. Die Wattenmeerlebensgemeinschaften im Königshafen von Sylt. Helgol. wiss. Meeresunters. 1, 1-92.
- Wolff, WJ., 1973. The estuary as a habitat. Analysis of data on the soft-bottom macrofauna of the estuarine area of the Rivers Rhine, Meuse and Scheldt. Zoologische Verhandelingen 126, 1-242.
- Word, J.Q., 1979. The Infaunal Trophic Index. In: Southern California Coastal Water Research Project, Annual report 1978, California, 19-41.
- Young, D.K. & D.C. Rhoads, 1971. Animal-sediment relations in Cape Cod Bay, Massachusetts I. A transect study. Marine Biology 11, 242-254.
- Ysebaert, T., P. Meire, P.M.J. Herman & H. Verbeek, (*in press*). Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: prediction by logistic regression. Mar. Ecol. Prog. Ser.
- Ziebis, W, M. Huettel & S. Forster, 1996. Impact of biogenic sediment topography on oxygen fluxes in permeable seabeds. Marine Ecology Progress Series 140 (1-3), 227-237.
- Zühlke, R. & K. Reise, 1994. Response of macrofauna to drifting tidal sediments. Helgoländer Meeresunters. 48, 277-289.;