

Effecten van veranderingen in de slibconcentratie en het slibgehalte in de Westerschelde

*Onderzoek naar de effecten van veranderingen in de slibconcentratie in het water van de
Westerschelde op de primaire productie en het effect van een veranderend slibgehalte van de platen
en de slikken van de Westerschelde op bodemdieren*

Datum:	29 november 1997
Status:	Eindrapportage
Auteur:	ing. R.A.J. Schonis
Projectleider:	ing. G.A. Gabriëlse MSc.

Rijkswaterstaat
Rijksinstituut voor Kust en Zee/RIKZ
Bibliotheek

C-13807 715

Samenvatting

Dit onderzoek spitst zich toe op de vraag: *wat zijn de effecten van een verandering in de slibconcentratie in het water van de Westerschelde op de primaire productie en het effect van een veranderend slibgehalte in de platen en slikken van de Westerschelde op de bodemdieren?* Om tot een antwoord op deze vraag te komen is het onderzoek opgesplitst in twee delen, te weten:

1. Wat is het effect van een veranderende troebelheid in de Westerschelde op de primaire productie van zowel fytoplankton als fyto-benthos;
2. Wat is het effect van een veranderend slib-gehalte in het sediment op het voorkomen en samenstelling van bentische soorten.

Om tot een antwoord op deze beide (deel)vragen te komen is een literatuurstudie uitgevoerd. Uit deze literatuurstudie kunnen de volgende conclusies worden getrokken.

Een afnemende troebelheid in de waterkolom heeft een verhoging van de primaire productie van het fytoplankton in de Westerschelde tot gevolg. De mate waarin de primaire productie toeneemt is afhankelijk van de volgende factoren: nutriënten-beschikbaarheid, de graasdruk van bivalven en zoöplankton en de uitspoeling van de algen richting zee. Het lijkt er op dat in de Westerschelde deze punten geen belemmering vormen voor een verhoging van de primaire productie van het fytoplankton.

Een toenemende troebelheid in de waterkolom kan een verlaging van de fytoplankton primaire productie in de Westerschelde te veroorzaken. Echter de Westerschelde is van nature erg troebel en het fytoplankton lijkt zich aan de heersende licht-condities te hebben aangepast. Dat betekent dat een geringe verhoging naar alle waarschijnlijkheid niet zal leiden tot een verlaging van de primaire productie van het fytoplankton.

Van het fyto-benthos in de Westerschelde zijn te weinig gegevens gevonden, om het effect van een veranderend slibgehalte in de waterkolom op hun primaire productie vast te kunnen stellen.

De volgende drie factoren maken het voorspellen van het effect van een veranderende sediment samenstelling op de benthos moeilijk. Bentische leefgemeenschappen verkeren in de Westerschelde niet in een ecologisch evenwicht, niet alle habitats worden door de bentische soorten bezet en er is een overschot aan voedingsstoffen aanwezig.

Op korte termijn lijkt een afnemend slibgehalte geen duidelijk zichtbaar effect te hebben op het voorkomen en de samenstelling van een bentische leefgemeenschap. Een lange termijn effect van een afnemend slibgehalte in het sediment kan een afnemende soortenrijkdom en een afnemende biomassa tot gevolg hebben.

Het effect van een toename van het slibgehalte in het sediment op bentische leefgemeenschappen is beter omschreven. Op korte termijn zal een toename van het slibgehalte een destructief karakter hebben op de bestaande bentische leefgemeenschappen. Bivalven kunnen problemen krijgen met hun voedselopname en mobiele bentische soorten zullen gedwongen zijn te migreren. Is de verstoring éénmalig dan zal vervolgens het verstoorde sediment weer worden gekoloniseerd door bentische soorten; hetzij door migratie van volwassen exemplaren of door setteling van larven. De kans bestaat dat (vooral bij kleinere verstoringen) er een gelijkwaardige bentische leefgemeenschap terugkeert na ongeveer 4 à 5 jaar. Is de verstoring groter of duurt de verstoring langer dan kan de hersteltijd oplopen tot zo'n 8 jaar. Ook heeft er zich dan een fundamentele wijziging voorgedaan, zowel in het voorkomen als de samenstelling, van de bentische leefgemeenschap.

Inhoudsopgave

Samenvatting

1. Inleiding en probleemstelling	1
2. De effecten van een veranderde troebelheid in de waterkolom op de primaire productie	2
2.1 De effecten van een veranderende troebelheid in de waterkolom op de primaire productie van fytoplankton	2
2.2 De effecten van een veranderende troebelheid in de waterkolom op de primaire productie van fytobenthos	4
3. De effecten van een veranderend slibgehalte in het sediment op het macro zoöbenthos	5
3.1 Het effect van een afnemend slibgehalte in het sediment op het macro zoöbenthos	5
3.2 Het effect van een toenemend slibgehalte in het sediment op het macro zoöbenthos	7
4. Conclusies	11
5. Leemten in kennis	12
6. Overzicht geraadpleegde literatuur	13
7. Overzicht geraadpleegde personen en instituten	19
Bijlage 1, lijst van soorten en sediment voorkeuren	

1. Inleiding en probleemstelling

Het Rijks Instituut voor Kust en Zee (RIKZ) te Middelburg, heeft consultancybureau The Wetlands gevraagd onderzoek te doen. Dit onderzoek spitst zich toe op de vraag: *wat zijn de effecten van een verandering in de slibconcentratie in het water van de Westerschelde op de primaire productie en het effect van een veranderend slibgehalte in de platen en slikken van de Westerschelde op de bodemdieren?* Om tot een antwoord op deze vraag te komen is het onderzoek opgesplitst in twee delen, te weten:

1. Wat is het effect van een veranderende troebelheid in de Westerschelde op de primaire productie van zowel fytoplankton als fyto-benthos;
2. Wat is het effect van een veranderend slib-gehalte in het sediment op het voorkomen en samenstelling van bentische soorten.

Om tot een antwoord op deze beide (deel)vragen te komen is een literatuurstudie uitgevoerd. Hierbij is voornamelijk gebruik gemaakt van de kennis en literatuur die aanwezig is bij het RIKZ (zowel in Middelburg als in de rest van Nederland), het NIOZ (te Texel) en het NIOO-CEMO (te Yerseke). Het eerste deel van de probleemstelling zal worden behandeld in hoofdstuk twee, het tweede deel in hoofdstuk drie. In hoofdstuk vier zullen alle conclusies kort worden samengevat. In hoofdstuk vijf wordt een overzicht gegeven over de gebruikte literatuur. In hoofdstuk zes wordt tot slot een overzicht gegeven van geraadpleegde contactpersonen en instituten.

2. De effecten van een veranderde troebelheid in de waterkolom op de primaire productie

2.1 De effecten van een veranderende troebelheid in de waterkolom op de primaire productie van fytoplankton

De primaire productie van fytoplankton in de Westerschelde is licht-gelimiteerd (N. Cadée, 1994, van Spaendonk, 1993). Dat wil zeggen dat een afname van de troebelheid in de Westerschelde zal leiden tot een hogere primaire productie. Het omgekeerde geldt ook: een toenemende troebelheid in de Westerschelde zal leiden tot een lagere primaire productie van het fytoplankton.

Volgens van Spaendonk (1993) bedraagt de primaire productie door fytoplankton in de Westerschelde ongeveer $150 \text{ g C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ in de troebele zone van de Westerschelde. In minder troebele delen kan de primaire productie oplopen tot $300 \text{ g C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ in het marine gedeelte, tot zelfs $900 \text{ g C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ in het fluviale deel van het estuarium. Deze waarden zijn in strijd met andere gevonden waarden. Volgens N. Cadée (1994) bedraagt de primaire productie door fytoplankton in de Westerschelde ten hoogste $40 \text{ g C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$. De reden dat deze waarden zo ver uit elkaar liggen komt door het feit dat de kritische diepte in het Westerschelde-estuarium door veel onderzoekers verkeerd is ingeschat (van Spaendonk, 1993). Volgens van Spaendonk is de kritische diepte in de Westerschelde op ongeveer 20 m diepte gelegen. De troebelheid in de Westerschelde kan oplopen tot 400 mg/l , het troebelheidsmaximum bevindt zich ongeveer op de Belgisch-Nederlandse grens. De gemiddelde troebelheid in de Westerschelde is 150 mg/l (van Spaendonk, 1993).

Aangezien de Westerschelde een troebel systeem is, hebben de algen zich aan moeten passen aan de heersende licht-omstandigheden. Omtrent de strategie die algen gebruiken om tot een optimale primaire productie te komen is de zgn. licht-utilisatie-theorie ontwikkeld (Day, 1989, Falokowski, 1980 en Marra, 1980). In de waterkolom van een estuarien systeem vindt door de algen verticale migratie plaats. Dit houdt in dat algen zich in de waterkolom verticaal verplaatsen, hetzij door de golfslag of door zelf te bewegen (zoals dino-flagellaten) om zoveel mogelijk licht op te kunnen vangen voor hun primaire productie. De algen passen zich aan aan de hoeveelheid licht die voor hun primaire productie beschikbaar is.

Er bestaat echter een kans dat algen door deze verticale verplaatsingen op een diepte komen waar geen licht meer is en waar geen primaire productie meer kan plaats vinden. De ondergrens waar nog net genoeg licht aanwezig is om de primaire productie op gang te houden is de zgn. eutrofische diepte of compensatie diepte. In theorie is dit de diepte waar nog 1% van de hoeveelheid licht aan het oppervlakte voorkomt ($Z_{1\%}$). Deze diepte is te benaderen met de volgende formule (J.W. Day, 1989):

$$D_c = Z_{1\%} = \frac{-4.605}{K_d}$$

met:

D_c als compensatie diepte in m

K_d als neerwaartse extinctie coëfficiënt in m^{-1}

-4.605 is een empirisch gevonden waarde

Belangrijker is nog de kritische diepte D_{cr} . Dit is de maximale diepte waarop een gehele algenpopulatie nog een balans (zowel in tijd als in plaats) weet te houden tussen de netto primaire productie en hun respiratie. Deze diepte kan worden bepaald met:

$$D_{cr} = \frac{(I_0/I_c)}{K_d}$$

met:

D_{cr} als kritische diepte in m

I_0 als lichtintensiteit aan het wateroppervlak in $W m^{-2}$

I_c als lichtintensiteit op de kritische diepte in $W m^{-2}$

K_d als neerwaartse extinctiecoëfficiënt in m^{-1}

In veel troebele wateren is de relatie D_{cr}/D_m bepalend. D_m is de diepte tot waar het water wordt gemixt door golven en stromen. Als $D_m > D_{cr}$, zal een algenpopulatie zich niet kunnen handhaven. Immers de algen komen dan steeds beneden een diepte waarop de primaire productie nog voldoende is om een evenwicht in energieverbruik en -productie te handhaven. Als $D_{cr} > D_m$ kan een algenpopulatie zich wel handhaven. De algen blijven dan vaak genoeg boven de diepte waar primaire productie niet meer effectief plaats kan vinden. Een toename in troebelheid zou dus een verandering van D_{cr} kunnen betekenen. Mocht het zo zijn dat door deze verandering geldt: $D_m > D_{cr}$, dan zou het zo kunnen zijn dat een bestaande algenpopulatie zich niet langer kan handhaven.

Algen hebben ook andere methoden ontwikkelt om zich aan te passen aan een veranderend licht-klimaat. Het fytoplankton past ook haar fysieke eigenschappen aan de heersende omstandigheden aan. Zo bevatten de algen in troebele wateren ook meer chlorophyl-a en is hun efficiency om met licht koolstof te fixeren hoger dan niet aangepaste algen. Hierdoor kunnen algen een hogere primaire productie bereiken dan op grond van de troebelheid van het water verwacht zou mogen worden (Day, 1989, Falokowski, 1980 en Marra, 1980).

De D_{cr} is voor de Westerschelde door van Spaendonk ingeschat op 20 meter. Zij haalt daarmee de eerder aangenomen waarde van vier meter (N. Cadée, 1994) onderuult. De reden voor deze verschillen is het feit dat de algen in de Westerschelde veel beter aan de troebele omstandigheden zijn aangepast dan men aanvankelijk heeft gedacht. Dat betekent ook, dat een kleine toename van de troebelheid in de waterkolom, geen grote veranderingen met zich mee zal brengen in de primaire productie van het fytoplankton.

Als de troebelheid in de waterkolom afneemt, dan zal zoals gezegd de primaire productie toenemen. De grootte van de toename is afhankelijk van de volgende drie factoren (G. Cadée, 1974)

1. Beschikbaarheid van nutriënten
2. Graasdruk op fytoplankton door bivalven en zoöplankton
3. Uitspoeling van algen richting zee

Volgens N. Cadée (1994) lijken al deze factoren in de Westerschelde geen belemmering te vormen voor een verhoging van de primaire productie. Er zijn voldoende nutriënten beschikbaar, de graasdruk lijkt niet groot te zijn (er zijn bijvoorbeeld geen mosselbanken van betekenis) en de uitspoeling richting zee is alleen van belang in de monding van de Westerschelde. In dat gebied kan de primaire productie door uitspoeling wat achter blijven bij de rest van het estuarium.

2.2 De effecten van een veranderende troebelheid in de waterkolom op de primaire productie van fyto-benthos

Bentische primaire productie vindt plaats door zowel micro-flora als macro-flora (o.a. zeegras). Het oppervlak dat bedekt is met zeegras in de Westerschelde bedraagt ongeveer 5 ha (N. Cadée, 1994), dat is gezien het totale oppervlak van het Schelde-estuarium (351 km²) niet erg veel. De bijdrage van zeegras in de primaire productie wordt dan ook in veel onderzoeken van de Westerschelde verwaarloosd en er zijn derhalve geen gegevens bekend. De Bentische primaire productie door algen vindt vooral plaats in de bovenste centimeter van het sediment (G.C. Cadée, 1974). In diepere lagen in het sediment komen ook wel bentische groen-algen voor (tot ongeveer 25 cm diepte) maar deze dragen niet meer bij aan de totale bentische primaire productie. De meeste bentische algen in de Westerschelde zijn diatomeën.

De primaire productie van fyto-benthos in de Westerschelde kan worden benaderd met de volgende twee formules (N. Cadée, 1994):

$$P=1.22 \cdot B+1.77 \quad \text{of} \quad P=1.06 \cdot B+13.91$$

waarin:

P als de Bentische primaire productie in gC m⁻² j⁻¹

B als de Bentische biomassa in g chla m⁻² j⁻¹ in de bovenste 1^e cm van het sediment

De eerste formule is afgeleid van de Bentische primaire productie in de Wadden Zee, de tweede is opgesteld voor Bentische primaire productie in de Eems-Dollard. N. Cadée heeft beide formules toegepast op de Westerschelde en beide formules blijken bruikbaar. Wel is variantie in de uitkomsten groot, voor de eerste formule is $r^2 = 0.86$, voor de tweede formule is $r^2 = 0.99$. De gemiddelde Bentische primaire productie voor de Westerschelde is bepaald op 136 gC m⁻² j⁻¹. Bentische primaire productie in de Westerschelde vindt vooral plaats op de platen en slikken in het estuarium. Platen en slikken maken voor ongeveer 20% van het totale oppervlak deel uit in het Westerschelde-estuarium (ongeveer ca. 6.000 ha tot 8.000 ha). De totale biomassa van bentische diatomeën in de Westerschelde is 400 g chla m⁻². Dit is hoog in vergelijking met andere Europese estuaria, de gemiddelde bentische algen-biomassa varieert van 10 tot 200 g chla m⁻². Een reden voor deze verschillen is de hoge nutriënten belasting die via de Schelde het estuarium binnenkomt (N. Cadée, 1994).

Er is geen duidelijk verband gevonden tussen een veranderende troebelheid en slibgehalte in de waterkolom en de primaire productie van het fyto-benthos. Case-studies uit de Wadden Zee, Eems-Dollard en Oosterschelde laten zien dat de primaire productie door benthische algen vooral gelimiteerd wordt door de beschikbaarheid van nutriënten en anorganisch koolstof (C.G. Cadée, 1974, C. G. Cadée & Hegeman, 1974, F. Colijn, 1987, van Spaendonk, 1993, J.D. de Jong, P.H. Nienhuis & B.J. Kater, 1994). Deze zijn in de Westerschelde ruim voor handen (N. Cadée, 1994) en het lijkt dan ook onwaarschijnlijk dat een veranderend slibgehalte in de waterkolom daar een groot effect op zal hebben.

In dit onderzoek is dan ook niet duidelijk naar voren gekomen wat het effect is van een veranderend slibgehalte in de waterkolom op de primaire productie van fyto-benthos in de Westerschelde. Nader onderzoek omtrent dit onderwerp lijkt dan ook gewenst.

3. De effecten van een veranderend slibgehalte in het sediment op het macro zoöbenthos

3.1 Het effect van een afnemend slibgehalte in het sediment op het macro zoöbenthos

Een afnemend slibgehalte in het sediment heeft tot gevolg dat habitats veranderen. De samenstelling van het sediment is een zeer belangrijke factor bij het voorkomen van bepaalde bentische soorten. De volgende factoren zijn hierbij van belang (J.W., Day, 1989):

1. Gemiddelde korrel-grootte van het sediment
2. Gehalte aan silt, zand en klei
3. Gehalte aan organische materiaal
4. Dichtheid van het sediment

Zandige gronden met een hoge dichtheid zijn bijvoorbeeld geschikt voor veel bivalven. Zij hebben een stevige ondergrond nodig om wegspoelen te voorkomen. Wormen daarentegen prefereren lossere en slib- en organisch-rijk sediment. Zij graven zich in en hebben dus geen behoefte aan stevig sediment, maar juist aan wat zachter sediment om het ingraven makkelijker te maken. De fractie organisch materiaal in het sediment bepaald in grote mate het zuurstofgehalte in het sediment, ook dit is van belang bij het voorkomen van bepaalde bentische soorten.

Voor de Oosterschelde heeft Thielemans (1985) een lijst van verschillende bentische soorten opgesteld en per soort aangegeven welk sediment-type deze soort prefereert (zie bijlage 1). Hoewel niet al deze soorten ook in de Westerschelde voorkomen geeft deze lijst wel een goed overzicht van de sediment-voorkeuren van de verschillende soorten. Voor veel van deze soorten heeft Thielemans bepaald welke hoeveelheid slib de soorten prefereren. Deze hoeveelheid aan slib varieert van 1 à 2 % tot 10 à 20 %, afhankelijk van de soort. Een slib-arm, ruw-zandig sediment zal in de regel een soorten-arme bentische fauna met een lage biomassa hebben. Een fijn zandig sediment zal doorgaans een hoge soortenrijkdom en biomassa's hebben. In alle gevallen geldt: hoe dieper het sediment is gelegen ten opzichte van de waterspiegel, hoe lager de soortenrijkdom (Thielemans, 1985, G.C.A. Duinveld et al., 1990).

Het is moeilijk om het effect van een verandering in het slibgehalte te kwantificeren. Uit een case-study van de Oosterschelde uitgevoerd door Coosen et al. (1994) bleek dat korte termijn effecten van een afnemende sedimentatie en een afnemend slibgehalte niet duidelijk zichtbaar waren. Vooral strenge winters hebben een mogelijk effect gemaskeerd. Hieruit blijkt ook al dat korte termijn effecten niet groot kunnen zijn bij een afnemend slibgehalte. Een mogelijke verklaring hiervoor wordt gegeven door Ysebart en Meire, 1993, J. Coosen et al., 1994 en Michaelis, 1992. Zij stellen onafhankelijk van elkaar vast dat estuaria zich niet in een ecologisch evenwicht bevinden.

Volgens Coosen et al. (1994) uit zich dat in de volgende drie belangrijke aspecten:

1. estuariene systemen zijn ecologisch-onverzadigd
2. in een estuarien systeem worden de interfauna-relaties vooral bepaald door predatie en minder door competitie.
3. in een estuarien systeem is een grote beschikbaarheid aan voedingsstoffen

Met het eerste punt doelde Coosen vooral op het feit dat in een estuarium niet alle habitats worden opgevuld. Daarom heeft een ingreep in een estuarien systeem, waarbij een aantal habitats vernietigd worden, niet direct een grote invloed. Mobiele bentische soorten kunnen zich gemakkelijk naar andere habitats verplaatsen en het verlies aan immobiele soorten resulteert in een verhoogde reproductie van de overgebleven immobiele soorten. Estuaria zijn daarnaast over het algemeen verzadigd met nutriënten. Dit zorgt voor goede groei-omstandigheden voor vele soorten. Aangezien estuaria tegelijkertijd ook vijandig zijn voor veel organismen (bijvoorbeeld door het sterk wisselend zout-gehalte) zijn er slechts een aantal soorten die ook daadwerkelijk gebruik kunnen maken van die overvloed aan grondstoffen. Dit is de reden dat de relaties tussen soorten onderling veel losser zijn dan in andere ecosystemen. Er is zelden sprake van competitie en de introductie van vreemde soorten leidt nauwelijks tot problemen (Coosen et al., 1994).

Ook door deze lossere interfauna-relaties is het mogelijk dat soorten gemakkelijker van habitat kunnen wisselen zonder al te veel gestoord te worden door al aanwezige soorten. Dit alles heeft tot gevolg dat er een zekere onvoorspelbaarheid ontstaat omtrent de gevolgen van een andere sediment-samenstelling. De draagkracht van een estuarien systeem lijkt vooral door de grootte van een systeem te worden bepaald (J. Coosen et al., 1994). Op basis van de verschillende reproductie-tijden van verschillende soorten speelt er (voor effecten op korte termijn) ook een temporeel aspect mee. Een lagere sedimentatie en een lager slijtgehalte in het sediment in de winter zullen minder effect hebben dan als deze wijzigingen in de zomer (wanneer veel soorten zich voortplanten) plaats vinden (L. Thielemans, 1985).

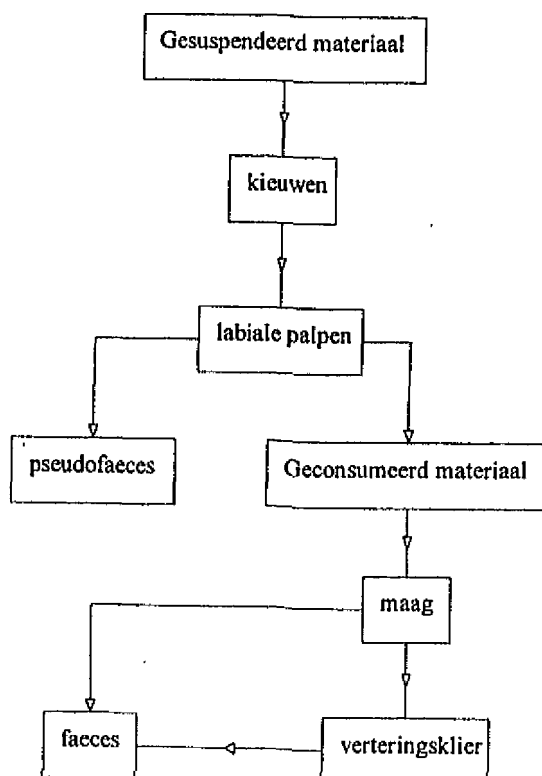
N.B. De theoretische onderbouwing van het hier gepresenteerde is niet groot. Ook bleek een uitwerking op soort niveau niet mogelijk doordat er van veel soorten geen gegevens omtrent sediment voorkeuren bekend zijn. In hoofdstuk 5 wordt aangegeven op welke punten er nader onderzoek moet worden verricht om tot een betere onderbouwing van het hier weergegeven verhaal te komen.

3.2 Het effect van een toenemend slibgehalte in het sediment op het macro zoöbenthos

Een toenemend slibgehalte in het sediment heeft gevolgen voor de habitats van de verschillende bentische soorten (L. Thielemans, 1985). Wat hier vooral een rol bij speelt is de bedekking van het sediment door slib. Al bij een geringe bedekking zal het zuurstofgehalte in de bovenste sedimentlaag dalen doordat de interstitiële watercirculatie afneemt. Dit zal een destructief effect hebben op de bestaande habitats, vooral als de bedekking permanent wordt. Van belang is dus vooral de duur van de verstoring door slib. Gaat men er vanuit dat de bedekking permanent wordt dan kan het zo zijn dat vooral wormen zich sterk gaan vermenigvuldigen. Zij voelen zich veel meer thuis in slib-rijk sediment dan bivalven (J.W. Day, 1989).

Bivalven hebben voor hun aanhechting aan het sediment een vrij stevige (zandige) ondergrond nodig. Een toename aan zwevende deeltjes in het water boven het sediment, stoort daarnaast ook bij de voedselopname. Slib is in principe voor veel bivalven oneetbaar. Het dieet van bivalven bestaat voor het grootste deel uit fytoplankton dat uit de waterkolom wordt gezuiverd. In sommige gevallen kan ook het fytoëbenthos een deel vormen van het fytoplankton (T.C. Prins, 1993 en V.N. de Jonge, 1992). Dit laatste komt alleen voor als door verhoogde stroomsnelheden fytoëbenthos resuspendeerd vanuit de bodem naar de waterkolom. Daarbij komt dat alleen voor kokkels is vastgesteld dat ze in staat zijn om de fytoëbenthos ook daadwerkelijk als voedsel te selecteren (T. Prins, 1997). Het slib en ander voor bivalven onverteerbaar materiaal wordt door de bivalven in de vorm van pseudofaeces afgevoerd. Door dit proces van selectie en pseudofaeces-vorming zijn bivalven in staat om voldoende voedsel op te nemen, ondanks mogelijke fluctuaties (zowel natuurlijk als antropogeen) in het voedsel aanbod. Dit is aangetoond voor zowel mossels als kokkels (T. Prins, 1997). Een schematische voorstelling van de voedselopname bij bivalven wordt weergegeven in figuur 1.

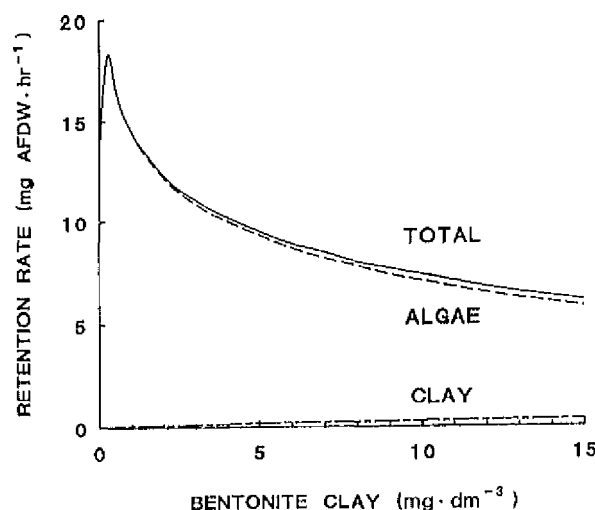
Figuur 1, schematische voorstelling van het voedingsmechanisme bij bivalven



Een plotselinge verhoging in de slibconcentratie kan leiden tot een negatieve verandering in de energiebalans van de bivalven. Er moet dan immers op zeer korte termijn veel meer pseudofeaces worden aangemaakt door de bivalven. Op langere termijn zal zich weer een evenwicht instellen tussen voedselopname en pseudofeaces-vorming. Ook kunnen morfologische aanpassingen van de bivalven plaats vinden. Bijvoorbeeld aanpassingen in de grootte van de kieuwen en palpen. Dit laatste is al aangetoond bij een vergelijking tussen mossels van lokaties met een hoog seston-gehalte en een laag seston-gehalte (T. Prins, 1997). Dit hangt echter ook sterk af van de tolerantie van de soort. Voor de kamschelp *Placopecten magellanicus* is in een laboratorium experiment (door P.J. Cranford en D.C. Gordon jr., 1992) aangetoond dat deze soort al bij zeer lage concentraties aan seston (klei-deeltjes met een diameter van ongeveer $2\mu\text{m}$) een scherpe daling in voedselopname snelheid vertoont (zie figuur 2). Voor de in de Westerschelde voorkomende soorten wordt echter een grotere tolerantie verwacht, aangezien fluctuaties in het slib-gehalte in de waterkolom hier van nature voorkomen (300 tot 400 mg/l, anoniem, 1997). Uit figuur 2 kan men ook afleiden dat lage hoeveelheden aan slib in de waterkolom een stimulerende werking heeft op de filtratiesnelheid van de bivalven. Voor mosselen is in laboratorium experimenten bijvoorbeeld vastgesteld dat de mosselen sneller groeien bij een seston-concentratie van 5 tot 20 mg/l. Bij hogere slib-concentraties wordt de bivalven juist geremd bij het opnemen van voedsel. Voor de mossel is bij laboratorium experimenten waargenomen dat de opname snelheid met 0.5% daalde per 1 mg /l toegevoegde slib (anoniem, 1997).

Voorts kan men stellen dat sterk verhoogde slibconcentraties op de korte termijn niet veel effect zullen hebben op populaties van bivalven. De bivalven blijken in staat zich snel aan te passen aan de heersende omstandigheden. Wel kan het zo zijn dat in het voorjaar, verhoogde slibconcentraties een negatief effect kunnen hebben op de reproductie. In die periode kan het verlies aan energie door een verhoogde pseudofeaces-productie een negatief effect hebben op de beschikbare energie voor reproductie. Ook op lange termijn blijken bivalven zich goed aan te kunnen passen aan de heersende omstandigheden door morfologische aanpassingen. Wat het effect van die aanpassingen zijn en in welk tijdsbestek deze aanpassingen plaats vinden is moeilijk te voorspellen. Alleen extreem hoge concentraties aan slib (meer dan 400 mg/l) zullen leiden tot een sterk verminderde groei en mogelijk sterfte (T. Prins, 1997). Er is echter nog geen onderzoek gedaan naar het effect van dergelijke hoge slibconcentraties op bivalven (anoniem, 1997).

Figuur 2, invloed van klei op de opname snelheid van voedsel (algen) van de kamschelp *placopecten magellanicus* (uit P.J. Cranford en D.C. Gordon jr., 1992)



Zoals gezegd is niet alleen een verstoring van de voedselopname bij bivalven een mogelijk gevolg van een toename van slib in het sediment. Een verhoging van het gehalte aan slib in het sediment zal ook leiden tot een verandering in beschikbare habitats (Thielemans, 1985, P. de Wolf, 1991). Duinveld (1992) heeft vastgesteld dat modderige zanden met een hoog slibgehalte een gemiddelde tot hoge biomassa en biodiversiteit hebben, afhankelijk van de diepte. Hoewel deze bevindingen komen uit een onderzoek naar benthos in de Noord Zee, lijken ze ook hier van toepassing. Een langdurige toename van slib in het sediment lijkt vooral een belangrijk effect op de immobiele bentische soorten en bivalven te hebben. De overige (mobiele) bentische soorten zullen niet al te veel te lijden hebben onder de toename van het slib in het sediment. Uit een laboratorium-experiment van Romeyn en Leiseboer (1989) blijkt dat nematoden een bedekking met 10 cm sediment nog zonder problemen kunnen overleven. Binnen twee weken zijn de meeste nematoden geëmigreerd van de onderste lagen naar de bovenste laag van het sediment. Wel dient het sediment waarmee de nematoden bedekt zijn van gelijke samenstelling te zijn als het sediment waar de nematoden in leven. Is dit niet het geval dan duurt de migratie langer en is de mortaliteit onder de nematoden hoger.

Garnalen (*Crangon crangon* L.) daarentegen hebben wel veel te lijden onder een toenemend slibgehalte in het sediment. Hoewel een hogere troebelheid in de waterkolom juist een positief effect op de garnalen lijkt te hebben, ze kunnen dan langer in de waterkolom actief zijn zonder opgemerkt te worden door predators, is een verstoring van het sediment juist een groot probleem voor de garnalen. Zij graven zich namelijk in het sediment in en worden door baggeren of bedekking verstoord en sterven af (F.A. van Beek en R. Boddeke, 1990).

Het herstel van een bentische leefgemeenschap na een verandering van het slib-gehalte in het sediment wordt rekolonisatie genoemd. Een toename van de hoeveelheid slib in het sediment lijkt een meer destructief karakter te hebben dan een afname van het slib-gehalte in het sediment (Thielemans, 1985). Coossen (1994) stelt dat een afname van de hoeveelheid slib in het sediment pas effecten zal hebben op de langere termijn. In tegenstelling tot een toename van de hoeveelheid slib in het sediment dat vooral op korte termijn effect lijkt te hebben (Thielemans, 1985). Hierdoor is het makkelijker vast te stellen wat het effect zal zijn van een toename van het slibgehalte in het sediment.

Als een bepaald deel van het sediment bedolven raakt onder slib dan zijn er twee mogelijke manieren waarop dit deel van het sediment weer gekoloniseerd kan worden:

1. door larven die het stuk sediment bezetten en zo een nieuwe bentische leefgemeenschap gaan vormen;
2. door immigratie van volwassen (en bijna volwassen) exemplaren die zich op het sediment gaan vestigen en voortplanten en zo een nieuwe leefgemeenschap gaan vormen.

Dat laatste zal vooral plaats vinden als het getroffen deel van het sediment grenst aan een niet-getroffen deel van het sediment. Als het getroffen deel van het sediment meer geïsoleerd is dan zal vooral de settling van larven een belangrijke rol spelen bij de rekolonisatie van het sediment. Als het nieuw gevormde sediment rijk is aan organisch materiaal dan is de kans groot dat het sediment eerst zal worden bevolkt door opportunistische soorten.

Deze soorten worden vaak aangevoerd in de vorm van pelagische larven die zich snel voort kunnen planten door de overvloedige hoeveelheid aan beschikbaar organisch materiaal (L. Thielemans). In een later stadium kunnen andere soorten (zoals predators) zich gaan vestigen op het sediment, afhankelijk van de locatie van het sediment en de hoeveelheid organisch materiaal.

Bij rekolonisatie door volwassen exemplaren moet men vooral denken aan mobiele soorten. Volgens Thielemans (1985) zijn echter veel bentische soorten veel mobieler dan men aanvankelijk zou denken. Zo is waargenomen dat sommige bentische soorten 's nachts in de waterkolom zijn aan te treffen en de bodem dus verlaten. Dit kan verschillende redenen hebben, zoals foerageer-gedrag, ontlopen van predators, reproductie maar ook migratie. Thielemans (1985) geeft ook aan dat verschillende onderzoeken uitwijzen dat in een verstoord sediment, vaak al na verloop van een aantal weken, soorten worden aangetroffen die door een verandering in het sediment aanvankelijk waren verdwenen. Het gaat hierbij vaak om een éénmalige verstoring maar geeft wel aan dat bentische systemen goed in staat zijn om van een destructieve gebeurtenis te herstellen.

Thielemans (1985) vond voor verschillende mariene systemen de volgende hersteltijden:

aard van de verstoring (en lokatie)	hersteltijd
organische pollutie (Baltische zee)	2 tot 8 jaar, sterk afhankelijk van de lokatie
olievervuiling (intergetijde gebied)	8 jaar
verstoord polyhalien sediment	9 maanden
strand	2 jaar
intergetijde gebied (Oosterschelde)	4 à 5 jaar

Gezien de beperkt aantal bronnen die bij dit onderzoek naar voren zijn gekomen is er voor gekozen om de hersteltijd in de Westerschelde gelijk te stellen aan de hersteltijd in de Oosterschelde. De reden hiervoor zijn:

1. De beide estuaria hebben een grote invloed van zee.
2. De beide estuaria hebben een overeenkomstige geografische ligging.
3. De beide estuaria hebben een gelijkwaardige macrobenthos samenstelling.
4. De beide estuaria staan bloot aan een grootschalige antropogene activiteiten.
5. De beide estuaria vormden vroeger één estuariën systeem.

Op grond van het bovenstaande kan men concluderen dat het ongeveer 4 à 5 jaar duurt voordat een verstoord sediment in de Westerschelde zich zal herstellen. Met herstellen wordt hier bedoeld, het terugkeren van een gelijkwaardige bentische leefgemeenschap zoals die voor de verstoring voorkwam.

N.B. De theoretische onderbouwing van het hier gepresenteerde is niet groot. Ook bleek een uitwerking op soort niveau niet mogelijk doordat er van veel soorten geen gegevens omtrent sediment voorkeuren bekend zijn. In hoofdstuk 5 wordt aangegeven op welke punten er nader onderzoek moet worden verricht om tot een betere onderbouwing van het hier weergegeven verhaal te komen.

4. Conclusies

Uit dit literatuuronderzoek kunnen de volgende conclusies worden getrokken.

Een afnemende troebelheid in de waterkolom heeft een verhoging van de primaire productie van het fytoplankton in de Westerschelde tot gevolg. De mate waarin de primaire productie toeneemt is afhankelijk van de volgende factoren: nutriënten-beschikbaarheid, de graasdruk van bivalven en zoöplankton en de uitspoeling van de algen richting zee. Het lijkt er op dat in de Westerschelde deze punten geen belemmering vormen voor een verhoging van de primaire productie van het fytoplankton.

Een toenemende troebelheid in de waterkolom kan een verlaging van de fytoplankton primaire productie in de Westerschelde te veroorzaken. Echter de Westerschelde is van nature erg troebel en het fytoplankton lijkt zich aan de heersende licht-condities te hebben aangepast. Dat betekent dat een geringe verhoging naar alle waarschijnlijkheid niet zal leiden tot een verlaging van de primaire productie van het fytoplankton.

Van het fyto benthos in de Westerschelde zijn te weinig gegevens gevonden, om het effect van een veranderend slibgehalte in de waterkolom op hun primaire productie vast te kunnen stellen.

De volgende drie factoren maken het voorspellen van het effect van een veranderende sediment samenstelling op de benthos moeilijk. Bentische leefgemeenschappen verkeren in de Westerschelde niet in een ecologisch evenwicht, niet alle habitats worden door de bentische soorten bezet en er is een overschot aan voedingsstoffen aanwezig.

Op korte termijn lijkt een afnemend slibgehalte geen duidelijk zichtbaar effect te hebben op het voorkomen en de samenstelling van een bentische leefgemeenschap. Een lange termijn effect van een afnemend slibgehalte in het sediment kan een afnemende soortenrijkdom en een afnemende biomassa tot gevolg hebben.

Het effect van een toename van het slibgehalte in het sediment op bentische leefgemeenschappen is beter omschreven. Op korte termijn zal een toename van het slibgehalte een destructief karakter hebben op de bestaande bentische leefgemeenschappen. Bivalven kunnen problemen krijgen met hun voedselopname en mobiele bentische soorten zullen gedwongen zijn te migreren. Is de verstoring éénmalig dan zal vervolgens het verstoorde sediment weer worden gekoloniseerd door bentische soorten; hetzij door migratie van volwassen exemplaren of door settling van larven. De kans bestaat dat (vooral bij kleinere verstoringen) er een gelijkwaardige bentische leefgemeenschap terugkeert na ongeveer 4 à 5 jaar. Is de verstoring groter of duurt de verstoring langer dan kan de hersteltijd oplopen tot zo'n 8 jaar. Ook heeft er zich dan een fundamentele wijziging voorgedaan, zowel in het voorkomen als de samenstelling, van de bentische leefgemeenschap.

5. Leemten in kennis

Tijdens dit onderzoek is naar voren gekomen dat veel informatie ontbreekt om tot een goede beantwoording van de onderzoeksvragen te komen. Dit geldt vooral voor het onderzoek naar de primaire productie van fytoëbenthos en het voorkomen van macro-zoëbenthos. De in het vorige hoofdstuk gepresenteerde conclusies zijn daarom ook gebaseerd op slechts weinig referenties. De volgende drie punten dienen in een eventueel vervolg onderzoek nader te worden uitgewerkt om tot een goede beantwoording van de onderzoeksvragen te komen:

1. Het effect van een veranderend slibgehalte in het sediment op het voorkomen van macro-zoëbenthos is in dit rapport veelal uitgewerkt op taxonomisch niveau. Dit is gedaan omdat er te weinig informatie gevonden is, om per soort (die in de Westerschelde voorkomt) aan te kunnen geven wat een veranderend slibgehalte in het sediment voor gevolgen heeft op het voorkomen van die soort. Een uitwerking op soort-niveau, verhoogd het inzicht in de effecten van een veranderend slibgehalte en dient in een eventueel vervolg onderzoek zeker te worden onderzocht;
2. Er zijn weinig gegevens gevonden omtrent de primaire productie van fytoëbenthos in de Westerschelde in dit onderzoek. Dit punt dient in een vervolg onderzoek nader te worden bestudeerd.
3. In dit rapport is, vaak door gebrek aan informatie over de Westerschelde, veelal een vertaling gemaakt van de gegevens van een ander estuarium (zoals de Eems-Dollard en de Oosterschelde) naar de situatie in de Westerschelde. Het is moeilijk aan te geven tot waar men deze vertaling ongelimiteerd kan uitvoeren. Immers, ieder ecologisch systeem is uniek. Er kunnen als gevolg hiervan fundamentele verschillen bestaan tussen de verschillende systemen. Deze verschillen kunnen een vertaling niet goed of zelfs geheel onmogelijk maken. In dit rapport is daar echter weinig rekening mee gehouden.

6. Overzicht geraadpleegde literatuur

—, Vissen in troebel water, intern rapport RIKZ, 1997

Anosova N., Some improvements of the benthic submodel of SMOES, windloss, primaire production, 1993

Bakker C., P.M.J. Herman & M. Vink, A new trend in the development of the phytoplankton in the Oosterschelde (SW Netherlands) during and after the construction of a storm-surge barrier, In: P.H. Nienhuis & A.C. Smaal, The Oosterschelde Estuary (the Netherlands): A case-study of a changing ecosystem, Kluwer Academic Publishers, 1994: 79-100

van Beek F.A. & R. Boddeke, DEMVIS 90-101, Verspreiding en talrijkheid van garnalen (*Crangon crangon* L.) in het Schelde estuarium, Rijksinstituut voor Visserijonderzoek Ijmuiden, 1990

Beukema J.J., Seasonal changes in the biomass of the macro-benthos of a tidal flat area in the Dutch Wadden Sea, In: J.W. de Blok (ed.), Netherlands Journal of Sea Research, vol. 8, 1974: 94-107

Beukema J.J., Annual variation in reproductive success and biomass of the major macrozoobenthic species living in a tidal flat area of the Wadden Sea, In: J. De Blok (ed.), Dynamic aspects of marine ecosystems, Netherlands Journal of Sea Research, vol. 16, 1982: 37-45

Bondsdorff E., drifting algae and zoobenthos- effects on settling and community structure, In: J.J. Beukema (ed.), Proceedings of the 26th European Marine Biology Symposium Biological Effects of Disturbances on Estuarine and Coastal Marine Environments, Netherlands Journal of Sea Research, vol. 30, 1992: 57-62

ten Brinke W.B.M., slib in het estuarium van de Schelde : Paden en Lotgevallen deel 1, de grootschalige (semi-) natuurlijke slibbeweging, rapport R 92-9 (RUU-IMAU), Middelburg, 1992

ten Brinke W.B.M., slib in het estuarium van de Schelde : Paden en Lotgevallen deel 2, een analyse van de problematiek, een synthese van de kennislacunes en een plan van aanpak voor toekomstige onderzoek, rapport R 92-10 (RUU-IMAU), Middelburg, 1992

Cadée C. G., Increased phytoplankton primary production in the Marsdiep area (western Dutch Wadden Sea), In: J.J. Beukema (ed.) Netherlands Journal of Sea Research vol. 20 (no. 2/3), 1986: 285-290

Cadée C.G. & J. Hegeman, Primary production of phytoplankton in the Dutch Wadden Sea, In: J.W. de Blok, Chemical constituents of biological importance in the Dutch Wadden Sea, Netherlands Journal of Sea Research vol. 8 (2-3), 1974: 240-259

Cadée C.G. & J. Hegeman, Primary production of the benthic microflora living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea, In: J.W. de Blok, Chemical constituents of biological importance in the Dutch Wadden Sea, Netherlands Journal of Sea Research vol. 8 (2-3), 1974: 260-291

Cadée N., typografie van estuariene systemen: Geografische referenties voor het Schelde estuarium, RIKZ rapport 94.048, 1994

- Colijn F. e.a., Primary production in a turbid estuary, the Ems-Dollard: field and model studies, Continental Shelf Research vol. 7, 1987
- Colijn F. & V.N. de Jonge, Primary production of microphytobenthos in the Ems-Dollard Estuary, Mar. Ecol. Prog. Ser. vol. 14: 185-196, 1984
- Coosen J. et al., Effects of sedimentological and hydrodynamical changes in the intertidal areas of the Oosterschelde estuary (SW Netherlands) on the distribution, density and biomass of five common macrobenthic species: *Spio martinensis* (Mesnil), *Hydrobia ulvae* (Pennant), *Arenicola marina* (L.), *Scoloplos armiger* (Muller) and *Bathyporeia* sp., In: P.H. Nienhuis & A.C. Smaal, The Oosterschelde Estuary (the Netherlands): A case-study of a changing ecosystem, Kluwer Academic Publishers, 1994: 235-249
- Coosen J. et al., Variability in stock assessment of cockles (*Cerastoderma edule* L.) in the Oosterschelde (in 1980-1990), in relation to environmental factors, In: P.H. Nienhuis & A.C. Smaal, The Oosterschelde Estuary (the Netherlands): A case-study of a changing ecosystem, Kluwer Academic Publishers, 1994: 381-395
- Cranford P.J. & D. C. Gordon jr., The influence of dilute clay suspensions on sea scallop (*Placopecten magellanicus*) feeding activity and tissue growth, In: J.J. Beukema (ed.), Proceedings of the 26th European Marine Biology Symposium Biological Effects of Disturbances on Estuarine and Coastal Marine Environments, Netherlands Journal of Sea Research, vol. 30, 1992: 107-120
- Day J.W. jr. e.a., Estuarine Ecology, New York (USA), 1989
- Dewarumez J. -M. et al., Is the 'muddy heterogeneous sediment assemblage' an ecotone between the pebbles community and the *abra alba* community in the southern bight of the North Sea?, In: J.J. Beukema (ed.), Proceedings of the 26th European Marine Biology Symposium Biological Effects of Disturbances on Estuarine and Coastal Marine Environments, Netherlands Journal of Sea Research, vol. 30, 1992: 229-238
- Dubinsky Z., Light utilization efficiency in natural phytoplankton communities, In: P. Falkowski (ed.), Primary production in the sea, 1980: 83-97
- Duinveld G.C.A., P.A.W.J. de Wilde & A. Kok, A synopsis of the macrobenthic assemblages and benthic ETS activity in the Dutch sector of the North Sea, In: J.J. Beukema (ed.), Ecological research North Sea and Wadden Sea, Netherlands Journal of Sea Research, vol. 26, 1990: 125-138
- Eilers P.H.C. & J.H.C. Peeters, A model for the relationship between light intensity and the rate of photosynthesis in phytoplankton, Ecological Modelling vol. 42 (no. 3/4), 1988: 199-216
- Eleftheriou A. et al., Underwater experiments on the effect of sewage sludge on a marine ecosystem, In: J. De Blok (ed.), Dynamic aspects of marine ecosystems, Netherlands Journal of Sea Research, vol. 16, 1982: 465-473
- Falkowski P.G., Light-shade adaptation in marine phytoplankton, In: P. Falkowski (ed.), Primary production in the sea, 1980: 99-119
- Fisher T.R. et al., Phytoplankton, nutrients, and turbidity in the Chesapeake, Delaware, and Hudson estuaries, Estuarine Coastal and Shelf Science vol. 27 (no. 1), 1988: 61-94

Flach E.C., Disturbance of benthic infauna by sediment-reworking activities of the Lugworm *Arenicola Marina*, In: J.J. Beukema (ed.), Proceedings of the 26th European Marine Biology Symposium Biological Effects of Disturbances on Estuarine and Coastal Marine Environments, Netherlands Journal of Sea Research, vol. 30, 1992: 81-89

Grobbelaar J.U., Modelling phytoplankton productivity in turbid waters with small euphotic to mixing depth ratios, Journal of Plankton Research vol. 12 (no.5), 1990: 923-931

de Groot S.J., een overzicht van onderzoek betrekking hebbende op de invloed van menselijke activiteiten op het bodemleven, met name bodemvistuigen, baggeren, winning bodem-materialen, storten specie, het leggen van pijpleidingen en telefoonkabels, Rijksinstituut voor Visserijonderzoek IJmuiden, 1983

Günther C.-P., Dispersal of intertidal invertebrates: a strategy to react to disturbances of different scales?, In: J.J. Beukema (ed.), Proceedings of the 26th European Marine Biology Symposium Biological Effects of Disturbances on Estuarine and Coastal Marine Environments, Netherlands Journal of Sea Research, vol. 30, 1992: 45-56

Holtman S.E. et al., The macrobenthic fauna in the Dutch sector of the North sea in 1995 and a comparison with previous data, NIOZ-rapport 1996-8, 1996

Isaksson I. & L. Pihl, Structural changes in benthic macrovegetation and associated epibenthic faunal communities, In: J.J. Beukema (ed.), Proceedings of the 26th European Marine Biology Symposium Biological Effects of Disturbances on Estuarine and Coastal Marine Environments, Netherlands Journal of Sea Research, vol. 30, 1992: 131-140

de Jong D.J., P.H. Nienhuis & B.J. Kater, Microphytobenthos in the Oosterschelde estuary (The Netherlands) 1981-1990; consequences of a changed tidal regime, In: P.H. Nienhuis & A.C. Smaal, The Oosterschelde Estuary (the Netherlands): A case-study of a changing ecosystem, Kluwer Academic Publishers, 1994: 183-195

de Jonge V.N. & J.E.E. van Beusekom, Contribution of resuspended microphytobenthos to total phytoplankton in the Ems estuary and its possible role for grazers, In: J.J. Beukema (ed.), Proceedings of the 26th European Marine Biology Symposium Biological Effects of Disturbances on Estuarine and Coastal Marine Environments, Netherlands Journal of Sea Research, vol. 30, 1992: 91-105

Kelderman P., Nutrient concentrations in the interstitial water of Lake Grevelingen sediment: effects of sediment redistribution and benthic primary production processes, In: J.W. de Blok (ed.), Lake Grevelingen: from an estuary to a saline lake, structure and functioning of an evolving marine ecosystem, Netherlands Journal of Sea Research 18 (3/4), 1984: 312-336

Kessel W.H.M., verspreiding van verontreinigde zoute baggerspecie, 1992

Leendertse P.C. & R.A. Broekman, ecologische effecten van het storten van baggerspecie op kwelders, een mesocosmos studie, C-5671 632 RIKZH, vrije universiteit Amsterdam: vakgroep oecologie & oecotoxicologie, Amsterdam, 1992

de Leeuw J. et al., Vegetation response to experimental and natural disturbance in two salt-marsh plant communities in the southwest Netherlands, In: J.J. Beukema (ed.), Proceedings of the 26th European Marine Biology Symposium Biological Effects of Disturbances on Estuarine and Coastal Marine Environments, Netherlands Journal of Sea Research, vol. 30, 1992: 279-288

Leewis R.J., H.W. Waardenburg & M.W.M. van der Tol, Biomass and standing stock on sublittoral hard substrates in the Oosterschelde estuary (SW Netherlands), In: P.H. Nienhuis & A.C. Smaal, The Oosterschelde Estuary (the Netherlands): A case-study of a changing ecosystem, Kluwer Academic Publishers, 1994: 397-412

Looff D., onderzoek gevolgen verdieping Westerschelde, met betrekking tot morfologie, zandhuishouding, stortplaatsen en stabiliteit oevers, 1980

Marra J., Vertical Mixing and primary production, In: P. Falkowski (ed.), Primary production in the sea, 1980: 121-137

Meire P. et al., Spatial and temporal patterns of intertidal macrobenthic populations in the Oosterschelde: are they influenced by the construction of the storm-surge barrier?, In: P.H. Nienhuis & A.C. Smaal, The Oosterschelde Estuary (the Netherlands): A case-study of a changing ecosystem, Kluwer Academic Publishers, 1994: 157-182

Michaelis H. et al., The status of the intertidal zoobenthic brackish-water species in estuaries of the German Bight, In: J.J. Beukema (ed.), Proceedings of the 26th European Marine Biology Symposium Biological Effects of Disturbances on Estuarine and Coastal Marine Environments, Netherlands Journal of Sea Research, vol. 30, 1992: 201-207

Peinert R. et al., Dynamics of primary production and sedimentation in a coastal ecosystem, In: J. De Blok (ed.), Dynamic aspects of marine ecosystems, Netherlands Journal of Sea Research, vol. 16, 1982: 276-289

Post A.F., W. Zevenboom & L.R. Mur, Effects of growth conditions on photosynthetic activities of phytoplankton species grown in continuous cultures: progress report 3, effect of light, temperature and minimum nutrient conditions on the growth and photosynthesis of *oscillatoria agardhi* I., Universiteit van Amsterdam, 1981

Prins T., effecten verhoogde slibconcentraties, interne memo RIKZ, 1997

Prins T.C., Bivalve grazing, nutrient cycling and phytoplankton dynamics in an estuarine ecosystem, Rijksuniversiteit Wageningen, Rijksinstituut voor Kust en Zee, 1996

van Raaphorst W., P. Ruardji & A.G. Brinkman, The assesment of benthic phosphorous regeneration in an estuarine ecosystem model, In: J.J. Beukema (ed.), Ecological research Wadden Sea, Netherlands Journal of Sea Research, vol. 22, 1988: 23-36

Rachor E. et al., Seasonal and long-term population fluctuations of *Diastylis rathkei* (Crustacea: Cumacea) of Kiel Bay and German Bight, In: J. De Blok (ed.), Dynamic aspects of marine ecosystems, Netherlands Journal of Sea Research, vol. 16, 1982: 141-150

Raymond J.E.G., Plankton and productivity in the Oceans, volume 1: Phytoplankton, Pergamon press, 1980

Reid P.C. et al., Phytoplankton of the Nord Sea and its dynamics: A review, In: J.J. Beukema (ed.), Part 2 of the proceedings of the international symposium on the ecology of the North Sea 18-22 may 1988, Netherlands Journal of Sea Research vol. 26 (no. 2-4), 1990: 295-331

- Reise K., Long-term changes in the macrobenthic invertebrate fauna of the Wadden Sea: are polychaetes about to take over?, In: J. De Blok (ed.), Dynamic aspects of marine ecosystems, Netherlands Journal of Sea Research, vol. 16, 1982: 29-36
- Riegman R. et al., Assessment of growth rate limiting nutrients in the North sea by the use of nutrient uptake kinetics, In: J.J. Beukema (ed.), Ecological research North Sea and Wadden Sea, Netherlands Journal of Sea Research, vol. 26, 1990: 53-60
- Romeyn K. & J. Leiseboer, effecten van verhoogde sediment depositie op nematoden uit het Eems-Dollard estuarium, Rijksuniversiteit Groningen, 1989
- van Spaendonck J.C.M., J.C. Kromkamp & P.R.M. de Visscher, Primary production of phytoplankton in a turbid coastal plain estuary, the Westerschelde (the Netherlands), In: J.J. Beukema, Netherlands Journal of Sea Research vol. 31 (3), 1993: 267-279
- van Straalen M.R. & R.D. Dijkema, Mussel culture in a changing environment: the effects of a coastal engineering project on mussel culture (*Mytilus edulis* L.) in the Oosterschelde estuary (SW Netherlands), In: P.H. Nienhuis & A.C. Smaal, The Oosterschelde Estuary (the Netherlands): A case-study of a changing ecosystem, Kluwer Academic Publishers, 1994: 359-379
- Tenore K.R., Comparison of the ecological energetics of the polychaetes *Capitella capitata* and *Nereis succinea* in experimental systems receiving similar levels of detritus, In: J. De Blok (ed.), Dynamic aspects of marine ecosystems, Netherlands Journal of Sea Research, vol. 16, 1982: 46-54
- Thielemans L., De effecten van zandsuppletie op het macrobenthos in de Oosterschelde. Een literatuurstudie aangevuld met een kort veldonderzoek, Rijksuniversiteit Gent, 1985
- Vegter F. & P.R.M. de Visscher, Phytoplankton primary production in brackish Lake Grevelingen (SW Netherlands) during 1976-1981, In: J.W. de Blok (ed.), Lake Grevelingen: from an estuary to a saline lake, structure and functioning of an evolving marine ecosystem, Netherlands Journal of Sea Research 18 (3/4), 1984: 246-259
- Veldhuis M.J.W. et al., Phytoplankton primary production and biomass in the western Wadden Sea (The Netherlands); a comparison with an ecosystem model, In: J.J. Beukema (ed.), Ecological research Wadden Sea, Netherlands Journal of Sea Research, vol. 22, 1988: 37-49
- Wafar M.V.M., P. Le Corre & J.L. Birrien, Nutrients and primary production in permanently well-mixed temperate coastal waters, Estuarine Coastal and Shelf Science vol. 17 (no. 4), 1983: 431-446
- Wetsteyn L.P.M.J. & J.C. Kromkamp, Turbidity, nutrients and phytoplankton primary production in the Oosterschelde (The Netherlands) before, during and after a large-scale coastal engineering project (1980-1990), In: P.H. Nienhuis & A.C. Smaal, The Oosterschelde Estuary (the Netherlands): A case-study of a changing ecosystem, Kluwer Academic Publishers, 1994: 61-78
- Willems K.A. et al., Long-term evolution of the meiofauna at a sandy station in Lake Grevelingen, The Netherlands, In: J.W. de Blok (ed.), Lake Grevelingen: from an estuary to a saline lake, structure and functioning of an evolving marine ecosystem, Netherlands Journal of Sea Research 18 (3/4), 1984: 418-433
- de Wolf P., Ecologische impact van baggerspecielozingen voor de Belgische kust, Water 10, 1991

De effecten van een veranderend siltgehalte in de Westerschelde op de biota

Ysebart T. & P. Meire, Rijksuniversiteit Gent, het macrozoöbenthos v.d. Westerschelde en de beneden Zeeschelde, 1991

7. Overzicht geraadpleegde personen en instituten

Hier volgen de adressen en namen van contactpersonen die zijn geraadpleegd tijdens dit onderzoek:

NIOZ
Landsdiep 4
postbus 59
1790 AB Den Burg (Texel)
tel: 022 - 2 36 93 00

contactpersoon: G.C. Cadée: specialisme; bodemdieren en fytoplankton in de Wadden Zee

RIKZ (hoofdkantoor)
Kortenkade 1
postbus 20907
2500 Den Haag
tel: 070 - 3 11 43 11

RIKZ (Middelburg)
Grenadierweg 31
Postbus 8039
4330 EA Middelburg
telefoon: 0118 - 67 22 36

contactpersoon: J.H.C. Peters: specialisme; fytoplankton (modellering van primaire productie)

NIO-CEMO
Korringaweg 7
4401NT Yerseke
telefoon: 0113 - 57 38 52

contactpersoon: J.C. Kromkamp: specialisme; primaire productie in de Westerschelde

Bijlage 1, lijst van soorten en sediment voorkeuren

Polychaeta:

<i>Anaitides malculata</i>	voorkeur voor fijn zand gemengd met een zekere hoeveelheid slib reproductie: maart-juni, oktober-november deposit-feeder
<i>Arenicola marina</i>	voorkeur voor fijn tot gemiddeld zand met een niet te hoog slibgehalte; reproductie: september-november deposit-feeder
<i>Eteone longa</i>	voorkeur voor fijn tot zeer fijn zand met slib (tot 42 %) reproductie: februari-juni, oktober-november predator
<i>Capitella capitata</i>	voorkeur voor zeer fijn tot gemiddeld zand met variërend slibgehalte reproductie: het hele jaar door niet-selectieve deposit-feeder
<i>Heteromastus filiformis</i>	voorkeur voor fijn en zeer fijn zand met een slibgehalte van 0 -14 % reproductie: juni-oktober niet-selectieve deposit-feeder
<i>Lanice conchilega</i>	voorkeur voor gemiddeld tot fijn zand, kan een hoog percentage slib verdragen reproductie: april-oktober selectieve deposit-feeder met mogelijkheden tot suspension-feeder
<i>Nephtys cirrosa</i>	voorkeur voor gemiddeld tot fijn zand reproductie: maart-augustus hoofdzakelijk carnivoor
<i>Nephtys hombergii</i>	voorkeur voor fijn tot slibbig zand reproductie: mei-juni meer als omnivoor beschouwd dan als carnivoor
<i>Nereis diversicolor</i>	voorkeur voor slibbig zand met wisselende hoeveelheden slib reproductie: maart-augustus beschikt over verschillende voedingswijzen
<i>Pholoe minuta</i>	heeft geen uitgesproken voorkeur voor één bepaald type sediment reproductie: juli-augustus predator
<i>Pygospio elegans</i>	voorkeur voor fijn tot slibbig zand reproductie: februari-september (kan zich asexueel voortplanten) selectieve deposit-feeder met mogelijkheid tot suspension-feeding

Scoloplos armiger voorkeur voor fijn slibbig zand maar komt ook op vele andere sediment-types voor
reproductie: het hele jaar door met een piek in het voorjaar
niet-selectieve deposit-feeder

Tharyx marioni voorkeur voor fijn tot fijn zand met een bepaalde slibfractie
reproductie: april-oktober/november
selectieve deposit-feeder

Mollusca

Cerastoderma edule voorkeur voor fijn tot zeer fijn zand met wisselende hoeveelheden slib
reproductie : mei, juli-augustus
filterfeeder

Hydrobia ulvae voorkeur voor fijn slibbig zand maar komt ook op vele andere sediment-types voor, verdraagt verschillende hoeveelheden slib
reproductie: juni-oktober
filterfeeder

Scrobicularia plana voorkeur voor modderig zand en zachte substraten, ook in grovere sedimenten
reproductie: juni-augustus
selectieve deposit-feeder

Macoma balthica voorkeur voor fijn zand met een slib-gehalte van 0 - 10 % komt ook in andere sediment-typen voor
reproductie: april-mei
selectieve deposit-feeder met mogelijkheid tot filter-feeding

Crustacea

Van deze groep organismen zijn veel soorten mobiel en snel bewegend. Een lokale verandering in sediment-samenstelling zal op deze groep weinig effect hebben aangezien zij zich kunnen verplaatsen naar andere (niet veranderde habitats). Ze worden dan ook verder niet behandeld.

Amphipoda

Onder deze groep organismen vallen echte zandbewoners (zoals *Corophium*, *Bathyporeia*, *Urothoe*, *Haustorius*). De meeste soorten in deze groep verkiezen een sediment met fijn tot gemiddeld zand met een geringe mate van slibvermenging.

Ministerie van Verkeer en Waterbouw
Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

Rijksinstituut voor Kust en Zee/RIKZ
vestiging Middelburg
bibliotheek
Postbus 6039 Grensdierweg 31
4330 EA Middelburg