

waterloopkundig laboratorium
delft hydraulics laboratory

ecologisch modelonderzoek :
een verkenning wáár EMO
in te zetten en hòe

AFGEHANDELD

verslag onderzoek

R870

september 1979

ecologisch modelonderzoek :
een verkenning wáár EMO
in te zetten en hòe

verslag onderzoek

R870

september 1979

INHOUD

	blz.
<u>1 Inleiding</u>	1
<u>2 Hoe ecologisch modelonderzoek te structureren?</u>	2
2.1 De gezichtshoek vanuit beheerdersstandpunt	2
2.2 De gezichtshoek vanuit de modelbouw	3
2.2.1 In welk opzicht is ecologisch modelonderzoek waardevol gebleken?	3
2.2.2 De globale inventarisatie van mogelijke waterkwaliteitsproblemen	5
2.2.3 De structurering van het onderzoek afhankelijk van de functie die met het model wordt nagestreefd	8
<u>3 Welke modelbenaderingen?</u>	13
3.1 Het ecosysteemmodel voor het zoute water	13
3.2 Literatuurmodellen van algemene ecosystemen	14
3.2.1 Overeenkomsten	14
3.2.2 Verschillen	14
3.2.3 Evaluatie van de genoemde modellen in het licht van de toepas- singen op Grevelingen-Oosterschelde	16
3.3 Een aanzet tot een te ontwikkelen ecosysteemmodel voor Grevelingen en Oosterschelde	17
3.4 Ecosysteemmodel voor de Waddenzee	26
3.5 Voedselwebmodellen	26
3.6 Modellen voor het procesgerichte onderzoek aan deelsystemen	27
3.6.1 Nutriëntenhuishouding	27
3.6.2 Detritusimport	27
3.6.3 Blauwalgen	27
3.6.4 Toxische stoffen	28
3.6.5 Sedimentatie-erosie onderzoek	29
<u>4 Literatuur</u>	30

1 Inleiding

Aan een ecosysteem kent men functie- en struktuuraspekten toe. Stofkringlopen en energietransport zijn twee belangrijke functie-aspekten. Struktuuraspekten als soortensamenstelling en biomassa beschrijven de toestand op één bepaald moment. Struktuuraspekten bevatten in tegenstelling tot functie-aspekten geen tijdsdimensie.

Ecologisch modelonderzoek bestudeert de relatie tussen functie en structuur van het ecosysteem via schematisaties of wel modellen.

Het waterkwaliteitsonderzoek in het Deltagebied heeft eveneens een bepaalde functie, gekarakteriseerd door een tijdsdimensie, namelijk het antwoord geven op bepaalde beheersvragen in een bepaalde tijd, bij gegeven energiestroom, dat wil zeggen financiële middelen. De struktuuraspekten van het waterkwaliteitsonderzoek bevatten zaken als onderzoekspotentieel en onderzoeksorganisatie gezien als momentopname.

De vraag die nu aan deze nota ten grondslag ligt is:

- gegeven de functie van het waterkwaliteitsonderzoek in het Deltagebied, kan dan de praktijkervaring verkregen uit het werken met ecologische modellen uitgangspunten opleveren van belang bij de structurering van het onderzoek in een nog vast te leggen meerjarenplan?

Mede als basis voor deze nota hebben een aantal gespreksronden plaatsgevonden met vertegenwoordigers van de Deltadienst (De Gaay, Knoester, Al, Bannink, Eilers, Peeters, Leeuvis en De Jong) en met het merendeel van de staf van het Delta Instituut (Duursma, Nienhuis, Bakker, Vegter, Vlasblom e.a.). Verder met Parma van het Limnologisch Instituut, Hagel en Boddeke voor het Rijks Instituut voor Visserij Onderzoek en Wolff van het Rijks Instituut voor Natuurbeheer. Voor hun bereidwillige bijdrage op deze plaats de hartelijke dank van de opsteller van deze nota, ir. J.H.G. Verhagen.

2 Hoe ecologisch modelonderzoek te structureren?

De vraag uit de inleiding kan vanuit meerdere gezichtshoeken worden bekeken. Wij beschouwen achtereenvolgens

2.1 De klassieke gezichtshoek vanuit beheerdersstandpunt

2.2 De gezichtshoek vanuit de modelbouw.

2.1 De gezichtshoek vanuit beheerdersstandpunt

Hierbij wordt, waar het het Deltagebied betreft, uitgegaan van het gegeven dat waterkwaliteitsproblemen in aard en omvang niet volledig vaststaan, omdat het veelal gaat over nog niet aanwezige bekkens.

In deze situatie wordt dan een volgende structuur van onderzoek voorgesteld.

1. Een inventarisatie van alle mogelijke problemen die eventueel op zouden kunnen treden tijdens of na de uitvoering van de Deltawerken.
2. Een tijdsplanning wanneer die problemen aan de orde zouden kunnen komen.
3. Een inventarisatie van aanwezige modellen en welke vragen die modellen kunnen beantwoorden.
4. Een initiatief vanuit de onderzoekskant welke overblijvende vragen beantwoord kunnen worden en hoe. Hierbij dient dan duidelijk de norm waarnaar gestreefd wordt tot uitdrukking te komen; bijvoorbeeld, problemen begrijpen, dan wel het aangeven van de mate van beheersbaarheid.
5. Toetsing van onderzoekvoorstellen, voortkomende uit het onder punt 4 vermelde, aan de criteria, toepasbaarheid en noodzaak.

Een aanzet tot structurering van onderzoek vanuit deze gezichtshoek is reeds gegeven in nota DDMI-78.05.

Deze nota van de Deltadienst bevat het resultaat van een eerste enquête van mogelijke problemen in het Deltagebied en een structurering naar aard van problemen, tijd van aan de orde komen, en de omvang van onderzoek nodig voor beantwoording van de vragen.

In overleg met dr. Knoester (besprekverslag R 870 d.d. 26-1-'79) werd besloten de benadering vanuit deze gezichtshoek in de onderhavige toekomstverkenning niet te volgen. Daarentegen werd een duidelijke aksentverschuiving verlangd, waarin mogelijkheden en nut vanuit de ervaringen, verkregen door het werken met ecologische modellen, worden belicht.

2.2. De gezichtshoek vanuit de modelbouw

Uitgangspunt

Alvorens men besluit ecologisch modelonderzoek als vorm van onderzoek ter onderbouwing van beheersvragen in te schakelen naast andere vormen van onderzoek, dient men allereerst op basis van praktijkervaring na te gaan of er sprake is van meerwaarde van ecologisch modelonderzoek boven of naast experimenteel onderzoek en zo ja, in welk opzicht.

Wanneer bepaalde aspecten van meerwaarde aanwezig blijken, dient het modelonderzoek vanuit deze aspecten te worden opgezet en gestructureerd.

De benadering van de vraagstelling uit de inleiding verloopt dan vanuit deze gezichtshoek langs de volgende lijnen.

1. Het vaststellen van die aspecten waarin modelonderzoek heeft bewezen nut af te werpen. Indien sprake is van verschillende wijzen van modelbenadering, de karakterisering daarvan met het aangeven van het specifieke nut van die benaderingswijzen.
2. Globaal inventariseren van mogelijke problemen die op zouden kunnen treden in het Deltagebied. Hieruit onderzoeksthema's te destilleren, die voldoen aan de criteria
 - a) van essentieel belang op lange termijn
 - b) herhaalbaarheid, dat wil zeggen de mogelijke probleemsituatie in een nog niet bestaand bekken wordt gestuurd door processen die ook (mogelijk zonder probleemsituatie) in de bestaande bekkens optreden
 - c) een voldoende gegevens- en kennispotentieel van de onderzoeksthema's dient aanwezig te zijn.
3. Structureren van het onderzoek zodanig dat de keuze van de modelbenadering bepaald wordt door de functie die met het model wordt nagestreefd.

2.2.1 In welk opzicht is ecologisch modelonderzoek waardevol gebleken?

Ecologisch modelonderzoek is een betrekkelijk jonge activiteit die een grote vlucht heeft genomen door het inschakelen van computers. Voor de beantwoording van de vraag, in welk opzicht het werken met ecologische modellen van een bepaald nut blijkt heeft gegeven, is het gewenst enige afstand te nemen van deze zich veelzijdig ontwikkelende activiteit om een algemeen oordeel over de waarde ervan te kunnen geven.

Vrij algemeen worden op basis van praktijkervaring de volgende aspecten van

(meer)waarde genoemd.

1. Zichtbaar en bespreekbaar maken van een gedachtenordering in (semi-)kwantitatieve zin, zoals men zich het functioneren van een bepaald ecosysteem of onderdeel daarvan voorstelt bij gegeven randvoorwaarden.
2. Een gericht leerproces door terugkoppeling van modelresultaat met natuurwaarnemingen. Interpretatie van de gevonden afwijkingen kan leiden tot begripsverhoging.
3. Een breed opgezet probleemgeoriënteerd model vormt een referentiekader van belang bij organisatie van onderzoek. Een dergelijk model dient in verband met deze functie aan een aantal voorwaarden te voldoen en wel
 - a) doorzichtigheidsvoorwaarde, dat wil zeggen een eenvoudige structuur
 - b) resultaten van deelonderzoeken dienen te kunnen worden ingepast, dat wil zeggen een flexibel model.

De bovengenoemde aspecten van (meer)waarde hebben meestal betrekking op de klassieke deterministische dynamische dan wel evenwichtsmodellen.

Ook andere vormen van systeemonderzoek kunnen tot waardevolle opbrengst leiden. Genoemd worden:

4. Het toepassen van multi-variante statistische technieken op gemeten tijdreeksen, zoals regressie-analyse, variantie-analyse, hoofdkomponentanalyse, clusteranalyse, etcetera.

Gezocht wordt daarbij naar een verband tussen gegeven tijdreeksen, waarbij *à priori* of wel geen aannamen over het gezochte verband worden gedaan (black-box benadering), dan wel beperkte aannamen over het gezochte verband worden gemaakt (grey-box benadering).

5. Theoretische ecologie. Hier treft men een veelheid van benaderingen aan, zowel deterministisch als stochastisch. De meerwaarde is, dat uit de wetenschappelijke structuur van het modelsysteem kenmerken worden gezocht of afgeleid van het systeemgedrag (systeemfunctie). Nieuwe ontwikkelingen bijvoorbeeld met betrekking tot de vraag -wat optimaliseert een ecosysteem-, kunnen in principe vanuit dit vakgebied gestalte krijgen.

In de voorgaande opsomming van meerwaarde wordt niet genoemd het aspect voorspellende waarde. Het lijkt wenselijk op dit aspect enige toelichting te geven.

Over de voorspellende waarde van ecologische modellen wordt wisselend gedacht. Het oordeel wordt vaak ingegeven door weinig objectieve argumenten. Een niet door belangen ingegeven beoordeling die op symposia over ecologische modellen

soms valt te beluisteren luidt: De voorspellende waarde van ecologische modellen is zeer beperkt. Een model van een beperkt deelsysteem heeft veelal een hogere voorspellende waarde dan dat van een omvangrijker systeem. Een complex model van een omvangrijk systeem heeft veelal niet meer voorspellende waarde dan een simpel model van dat zelfde systeem.

Voorbeelden:

De voorspellende waarde van een zuurstofmodel is redelijk tot goed, die van ecologische modellen gering en wel afnemend naar een hoger trofieniveau. Het biomassaniveau van de algen kan redelijk in model worden gebracht voor diepe eutrofe meren, waar de bodeminvloed op de nutriëntenhuishouding en algendynamiek beperkt is.

2.2.2 De globale inventarisatie van mogelijke waterkwaliteitsproblemen

Een inventarisatie van mogelijke waterkwaliteitsproblemen voor zover het het Deltagebied betreft is reeds gegeven in nota DDMI-78.05 van de Deltadienst. Hierop wordt verder niet ingegaan. De aanvullende informatie verkregen uit de gespreksronden met de genoemde vertegenwoordigers van instanties zal later worden verwerkt.

Uit deze inventarisatie blijkt dat in het Deltagebied met het onderzoek wordt geanticipeerd op mogelijke problemen. Een echte probleemsituatie biedt geen ruimte voor lange-termijnonderzoek. Uitgangspunt is daarom bestudering van die situaties waarin bepaalde processen optreden die mogelijk aanleiding kunnen geven tot een probleemsituatie in de toekomst in dezelfde dan wel in een vergelijkbare lokatie.

Daarom procesgericht onderzoek en extrapolatie en integratie van de hieruit voortkomende informatie naar de probleemsituatie en lokatie.

Omdat niet alle processen in het ecosysteem bestudeerd worden leidt integratie van de wel bestudeerde processen niet automatisch tot een model van het ecosysteem.

Gezien vanuit de modelbenadering lijkt de volgende tweedeling voor het onderzoek in het Deltagebied zinvol.

- I Ecosysteemonderzoek van het zoute water met name de Grevelingen (ZOWEC).
- II Procesgericht onderzoek aan nog nader te specificeren deelsystemen.

De indeling beoogt onder I een modelbenadering op te zetten die een kader schept ten behoeve van organisatie van onderzoek. (Geen hoge eisen aan voorspellende waarde.) Waarde-aspekt genoemd onder 2.2.1.1 en 2.2.1.3.

Onder II worden deelmodellen ontwikkeld die beogen te leiden tot begripsver-

hoging en uiteindelijk tot modellen met meer voorspellende waarde. (Waarde-aspekt genoemd onder 2.2.1.1 en 2.2.1.2.)

De informatie gebundeld in het zout-water-ecosysteemmodel plus de informatie uit de deelmodellen moet het basismateriaal leveren voor de onderbouwing en begeleiding van beheersmaatregelen.

Bij de indeling: probleemgeoriënteerd ecosysteemonderzoek, en
procesgeoriënteerd deelsysteemonderzoek

is het van belang de basiskenmerken met betrekking tot het functioneren van zoute en zoete ecosystemen in Nederland te kennen van waaruit de deelprocessen die dit functioneren in belangrijke mate beïnvloeden kunnen worden afgeleid. Hier volgt daartoe een korte beschrijving over de basiskenmerken met betrekking tot het functioneren van de volgende ecosystemen.

a. Zout semi-stagnant (Grevelingen)

Zout getij, respektievelijk gedempt getij (Oosterschelde nu en na 1985)

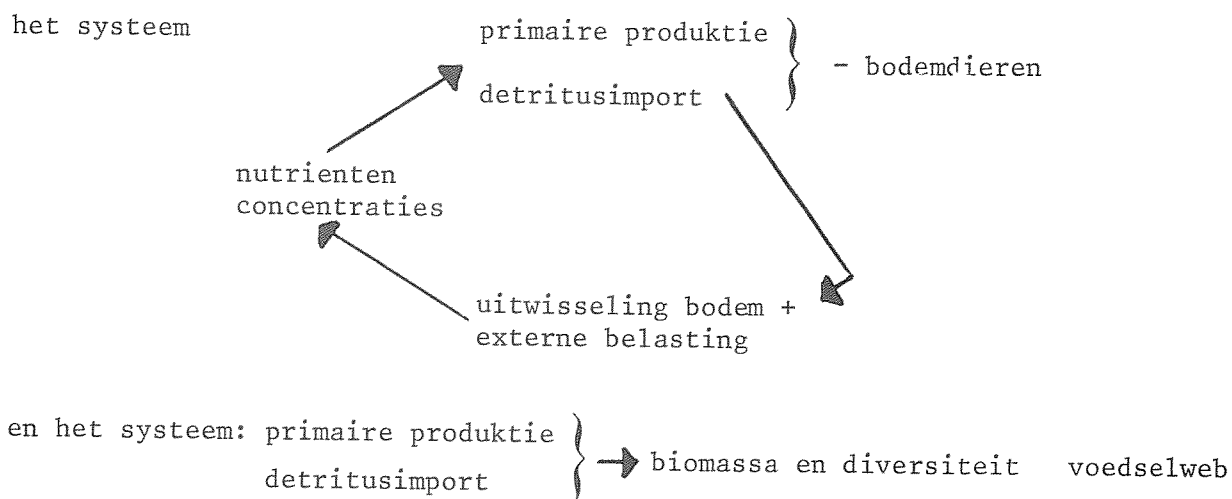
b. Zout getij; het Waddengebied

c. Zoet semi-stagnant water.

a. Grevelingen - Oosterschelde.

De primaire produktie van organische stof komt in deze systemen wel haast volledig ten goede als voedsel voor bodemdieren. Daarnaast wordt de voedselbehoefte van bodemdieren in de Oosterschelde gedekt door de detritusimport vanuit de Noordzee, die per tijdseenheid van gelijke groote-orde wordt geschat als de primaire produktie. Een eventuele reductie van de detritusimport door demping van het getij heeft een (naar verwachting) in omvang vergelijkbare reductie van de biomassa-bodemdieren tot gevolg.

De samenstelling en biomassa van de hogere voedselketen (vissen, vogels) wordt bepaald door de onderste voedseltrap; echter lijkt de terugwerking van de hogere voedseltrappen op de primaire produktie gering. Een loskoppeling van de volgende systemen lijkt mogelijk:



b. Het Waddengebied (zout, getij) (BOEDE).

In tegenstelling tot de situatie in de Oosterschelde profiteren hier de vissen en vogels minder van de primaire produktie en de detritusimport vanuit de Noordzee. De produktie van organische stof wordt hier voornamelijk direkt via de bakteriën (2 ordes van grootte hoger dan in Deltagebied) weer teruggebracht in de nutriëntencyclus.

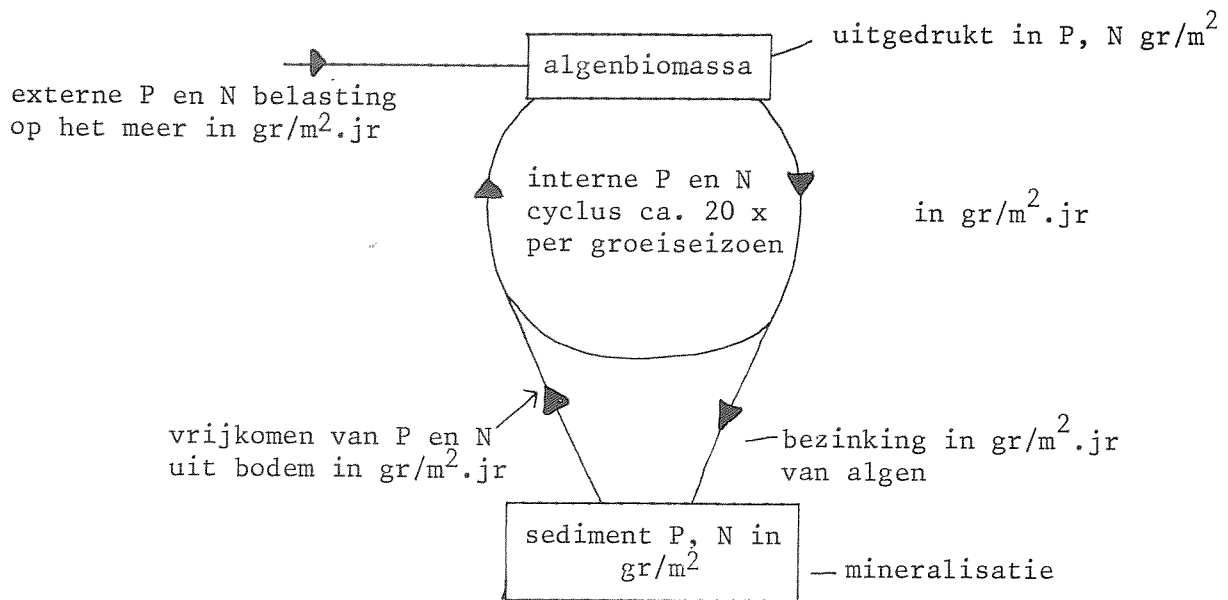
Desondanks is de biomassa mosselen in de Waddenzee niet onaanzienlijk.

(Berekend werd dat de biomassa-mosselen in 1952 in staat was de gehele Waddenzee in 14 dagen te filtreren). Gebleken is dat de groei van mossels sterk terugloopt wanneer het water bij gelijke konzentratie aan geschikt voedsel een hogere konzentratie slib bevat. Het slib op het wad wordt vastgehouden door de kwantitatief belangrijkste groep van primaire producenten in het Waddengebied namelijk de benthische diatomeeën. Een verschuiving van benthische diatomeeën naar benthische blauwwieren zou mogelijk aanleiding kunnen geven tot meer slib in het water en daardoor minder mosselen. Een dergelijke samenhang is overigens op dit moment nog spekulatief.

c. De zoete wateren (meren).

Het voedselweb speelt bij het belangrijkste probleem in de zoete wateren namelijk eutrofikatie in het algemeen een verwaarloosbare rol op het biomassaniveau van ongewenste (blauw)algensoorten. In sommige eutrofe wateren wordt de algenbiomassa in het zomerseizoen inderdaad op een laag niveau gehouden door het zoöplankton, echter dit is enerzijds meer uitzondering dan regel, anderzijds worden de meest ongewenste algensoorten niet of nauwelijks door zoöplankton gekonsumeerd.

Het systeem kan hier in essentie worden gekarakteriseerd door het volgende schema



Een dergelijke benadering wordt gekozen in WABASIM respectievelijk biologisch en chemisch subsysteem.

(Kanttekening bij deze benadering gemaakt door Di Toro. De bezinking, dat wil zeggen gedeeltelijke verwijdering van de P- en N-belasting op het meer is gekoppeld aan het momentane algenbiomassaverloop in het groeiseizoen en niet aan de maximaal mogelijke algenbiomassa, zoals op dit moment berekend. Een dynamische modelbeschrijving zal moeten worden nagestreefd, omdat de huidige evenwichtsbeschrijving te veel algen laat bezinken, dus een te gunstige situatie berekend.)

De belangrijkste processen in het zoete water zijn gekoppeld aan de nutriënten-uitwisseling water-bodem. In relatie hiermee staat de rol van de bodem bij de ontwikkeling van blauwalgen. (Ontwikkelen sommige blauwalgen zich in de bodem?)

2.2.3 De structurering van het onderzoek afhankelijk van de functie die met het model wordt nagestreefd

Structuur

I Probleemgericht ecosysteemonderzoek van het zoute water.

Functie: (2.2.1.3 en 2.2.1.1)

- een kader te scheppen ten behoeve van organisatie van onderzoek
- bruikbare informatie te leveren voor beheersdoeleinden.

Voorwaarden opgelegd aan dit model:

- doorzichtigheid, gepaard aan eenvoudige structuur
- het resultaat van deelonderzoeken dient te kunnen worden ingepast, dus flexibel model.

In het hiernavolgende zal uitvoerige aandacht worden besteed aan de keuze van de modelbenadering.

Gekozen is voor de dynamische beschrijving van de nutriëntenbalansen (P, N en Si), de primaire producenten (phytoplankton, makrophyten en mikrophyten) en de secundaire producenten (met name het zoöplankton en de benthische filterfeeders).

De motieven zijn:

- a. de deelonderzoeken waar het het zoute water in het Deltagebied betreft, sluiten hierbij aan
- b. gegevens uit de Grevelingen en Oosterschelde zijn in redelijke omvang aanwezig voor nutriëntenbalans en onderste voedseltrappen. De gegevens blijken onvoldoende voor het evalueren van een model waarin een gedifferentieerd voedselweb (ervaring van Polano)
- c. het dynamische verloop van nutriënten en primaire producenten c.q. benthische organismen zoals in de Grevelingen gemeten bevat meer voor het beheer nuttige informatie dan tot uiting komt in een jaargemiddeld evenwichtsmodel
- d. de hogere trofieniveaus afgeleiden blijken te zijn van de lagere trofieniveaus zonder sterke terugkoppeling.

Indien er een vraag blijft bestaan om informatie over de biomassaverdeling van het voedselweb in de hogere voedseltrappen die bij deze modelkeuze niet beantwoord wordt, kunnen de mogelijkheden van verschillende benaderingswijzen, waaronder de Rand-benadering, worden uitgediept. Het nadeel bij dergelijke studies is dat de waarde van een bepaalde benadering niet gemakkelijk zal kunnen worden gebaseerd op het resultaat van een voldoende evaluatie. Het blijven derhalve theoretische studies.

De mate van detail in de voorgestelde dynamische beschrijving van het ecosysteemmodel moet worden gerelateerd aan de mate van detail van de beschikbare meetgegevens. Op basis hiervan dient de tijdschaal ruim te worden genomen en wel circa 2 maanden. De schematisatie in ruimtelijke zin wordt gekozen op basis van karakteristieke kenmerken in de verdeling van de te beschouwen componenten.

II Procesgericht onderzoek aan deelsystemen.

Functie: (2.2.1.1, 2.2.1.2 en 2.2.1.4), dat wil zeggen begripsverhoging door analyse en interpretatie van meetgegevens. Hieruit kunnen indicaties

volgen over mogelijkheden en effect van corrigerende beheersmaatregelen. Het verdient om organisatorische redenen aanbeveling slechts een beperkt aantal onderzoeksthema's (deelonderzoeken) te onderscheiden.

In aanmerking komen:

1. Nutriëntenhuishouding van fosfaat en stikstof en eventueel Si en C op zoute en zoete meren.

De uitwisseling water-bodem neemt hier een belangrijke plaats in.

2. Het kwantificeren van de detritusimport vanuit de Noordzee.
3. Het sedimentatie-erosie onderzoek.
4. Het blauwwieronderzoek.
5. Toxische stoffen.

Ad 1

Voor saneringsadvisering is het van belang de verdeling van de belastende bronnen op een bepaald meer te kennen (neerslag, inlaat, polders, diffuse bronnen).

De bestudering van de uitwisseling water-bodem in de Deltawateren biedt goede perspectieven, omdat langjarige meetgegevens ter beschikking staan. Ook de gemeten plotselinge verschillen in P en N niveau in de Grevelingen voor en direkt na de afsluiting bieden goede aangrijpingspunten voor het verkrijgen van waardevolle informatie over de uitwisseling water-bodem eveneens van belang voor de Oosterschelde na 1985.

Vragen gesteld aan dit deelonderzoek zijn:

Met betrekking tot Grevelingen:

- a. Nutrientenbelasting (P, N, Si) bij zoutinlaat bij Brouwersdam. De relatie van deze belasting op primaire produktie.
- b. de interne nutriëntenbelasting. Wat is het verklarend mechanisme voor het vrijkomen van fosfaat uit de bodem van de Grevelingen in de zomer? Als mogelijkheden worden genoemd: anaerobii in zomer, verhoogde bodem-activiteit bij toenemende temperatuur, macrophyten als fosfaatpomp bodem-water.
- c. naar welk evenwichtsniveau gaat het P-gehalte in de Grevelingen?
- d. de relatie met de primaire produktie: de Grevelingen is nu stikstof-beperkt, maar wat is de relatie tussen denitrifikatie en chloridegehalte? en tussen chloridegehalte en de verhouding tussen concentraties N/P waarbij beiden beperkend zijn?

Met betrekking tot Oosterschelde:

- a. nutriëntenbelasting (N, P, Si) van belastende bronnen en bodem (zie Grevelingen)

b. bij gedempt getij minder uitwisseling met de zee. Konsekwenties voor de concentraties in de Oosterscheldekom voor P en N alsmede voor chlooride?

Met betrekking tot overige meren:

De vragen gesteld aan dit deelonderzoek bij overige meren staan in direkt verband met lokale saneringsmaatregelen. Bijvoorbeeld het effect van P-sanering op de hydrobiologie.

Ad 2

De kwantificering van de detritusimport. Deze is moeilijk direkt te meten. (Het verschil van twee grote getallen import-export.) De berekeningsmethode gebaseerd op indirecte maar integrale effecten als het verloop van de concentratiegradiënt in opgelost P (Wolff, 1975) of in zwevende stof (Postma, 1961) verdient de voorkeur. Deze methoden zouden nogmaals kritisch kunnen worden bekeken en meer kunnen worden toegesplitst op de vraagstelling met betrekking tot het effect van de stormvloedkering op deze import.

Ad 3

Sedimentatie-erosie onderzoek. Dit is uitsluitend fysisch-chemisch onderzoek. Het betreft o.a. oeversverplaatsingen, -afslag, baggeren en dumpen, kunstmatige schorvorming. Sedimentatie en opwerveling van bodemslib speelt in de ondiepe Nederlandse meren een niet onaanzienlijke rol in de uitwisseling van fosfaat, maar ook in die van de zware metalen. Het interne slibtransport van ondiepe delen naar geulen is van groot belang, daar zware metalen en fosfaten gebonden aan dit slib op deze wijze voor een belangrijk deel (voorgoed?) aan de kringloop worden onttrokken (bijv. zware metalen in IJsselmeer).

Ad 4

Blauwwieronderzoek. Het onderzoek in de Grote Rug basins geeft aanleiding de rol van de bodem te onderzoeken bij de ontwikkeling van blauwwieren. In het algemeen dient onderzoek naar welke factoren bepalend zijn voor het optreden van blauwwierbloei te worden uitgevoerd. Modellen kunnen hierbij tot steun zijn.

Ad 5

Toxische stoffen. Hierbij twee aspecten:

- a. de fysisch-chemische aspecten. Dat wil zeggen de binding van de toxische stof aan slib afhankelijk van fysisch-chemische parameters en het transport van die (lichte) slibfractie door waterstromingen naar dieper gelegen bodemdelen.
- b. opname van toxische stof door organismen. Dat wil zeggen de relatie tussen concentraties van een bepaalde toxische stof in respektievelijk water, zwevend slib, interstitieel water, specifiek organisme en voedsel van het specifieke organisme.

Het toepassen van multi-variate statistische technieken op de meetreeksen kan bij de interpretatie ervan een belangrijk hulpmiddel zijn (waarde 2.2.1.4). Als twee uitlopende mogelijkheden kunnen worden genoemd het onderwerp als hierboven genoemd onder ad 5 b. Te denken valt dan aan ondersteuning van het mossel-monitoring program. Anderzijds kunnen deze technieken wellicht worden toegepast bij de bestudering van het vegetatiepatroon van binnendijks gebied in relatie tot het veranderend zoutgehalte.

III Onderzoek naar de relatie functie-struktuur van een ecosysteem.

Een belangrijke stroming in de theoretische ecologie houdt zich bezig met de relatie tussen struktuur van een ecosysteem en de variabiliteit van externe factoren (meerwaarde 2.2.2.5). Een centrale vraag bij dit onderzoek is: wat optimaliseert een ecosysteem? Alhoewel uit deze onderzoeken op korte termijn geen praktische resultaten verwacht mogen worden, bieden ze toch voldoende perspectief om via eigen onderzoek de ontwikkeling bij te blijven.

3 Welke modelbenaderingen?

3.1 Het ecosysteemmodel voor het zoute water

Na in het voorgaande aangegeven te hebben waar EMO in te zetten, nu de analyse hoe EMO in te zetten.

Veruit het belangrijkste in dit opzicht is de keuze met betrekking tot structuur en inhoud van het ecosysteemmodel voor het zoute water. We zullen hier dan ook de meeste aandacht aan geven.

Doelstelling van het probleemgerichte ecosysteemmodel was:

- het scheppen van een kader ten behoeve van organisatie van onderzoek
- tevens zal een dergelijke benadering van nut zijn ten behoeve van het beheer.

Zoals gesteld vloeit hieruit de eis van een doorzichtige duidelijke en flexibele structuur voort.

Ieder instituut of combinatie van instituten, dat een geïntegreerd onderzoek uitvoert aan een bepaald ecosysteem, structureert dit onderzoek met een schema van stofkringlopen of met een schema van de energiestroom.

Voorbeelden daarvan zijn:

- de Grevelingen-werkgroep die de koolstofkringloop als basis neemt, met het aksent op het voedselweb.
- het onderzoek van het Limnologisch Instituut aan het plasje Vechten eveneens opgezet op basis van de koolstofkringloop met meer aksent op de mineralisatietrap.
- het biologisch onderzoek Eems Dollard Estuarium (BOEDE) ook op basis van de koolstofkringloop met gezien de aard van het estuarium een duidelijk aksent op produktie en afbraak van bodemorganismen.

Bovengenoemde schema's beelden af de structuur van het systeem (de kompartimenten) bestaande uit groepen van organismen met vergelijkbare kenmerken (ecogroepen). De pijltjes tussen de kompartimenten geven dan het transport van koolstof per tijdseenheid.

De tijdseenheid wordt veelal gekozen als een jaar, in sommige gevallen als de tijdsduur van het groeiseizoen. Het zijn dus schema's van de jaargemiddelde dan wel groeiseizoengemiddelde energiestroom.

Op basis van dit gegeven lijkt het zinvol de keuze van de tijdschaal in de modelbenadering niet te klein te nemen. Het model dient dus een hoog integratieniveau te hebben.

Welk integratieniveau of welke tijdschaal is wenselijk?

Het lijkt haalbaar en zeker wenselijk de tijdschaal korter te kiezen dan het jaar of het groeiseizoen waarvan de bovengenoemde schema's gebruik maken. Het vóórkomen van de lagere trofieniveaus (denk bijvoorbeeld aan diatomeeën) blijkt namelijk veelal seizoensgebonden.

Het middelen van biomassa's van soorten die slechts in één bepaald seizoen voorkomen op een jaarbasis heeft nadelen omdat de betekenis van de energiestroom van de ene soort naar de andere bij een dergelijke middeling dan gaat vervagen. Wanneer voor de tijdschaal een seizoen of minimaal twee maanden wordt gekozen lijkt dit bezwaar redelijk te worden ondervangen en het daaruit voortvloeiende model nog redelijk overzienbaar.

Een modelbenadering van een zoutwater-ecosysteem gebaseerd op de energiestroom of de stofkringloop in een voedselweb met de tijdschaal van één seizoen bestaat in de literatuur nog niet. Het basismateriaal daarvoor is echter gedeeltelijk voorhanden.

3.2 Literatuurmodellen van algemene ecosystemen

Van de veelheid van algemeen ecologische modellen in de literatuur aanwezig beschouwen we een tweetal uitersten en wel:

het dynamische model Cleaner ontwikkeld door Park et al 1975 en

het evenwichtsmodel genaamd General Ecomodel ontwikkeld door Bigelow et al 1977.

3.2.1 Overeenkomsten

1. Uitgangspunt is het voedselweb opgebouwd uit groepen van populaties van organismen met vergelijkbare kenmerken (bijv. diatomeeën) genaamd ecogroepen.
2. Het aantal ecogroepen dat onderscheiden wordt bedraagt enkele tientallen.
3. De relaties tussen de kompartimenten (ecogroepen) van het voedselweb zijn gegeven als energiestromen ($\text{gC}/(\text{m}^2 \cdot \text{tijdseenh.})$).

3.2.2 Verschillen

1. Het general ecomodel heeft als basisaanname dat het ecosysteem volledig ontwikkeld is bij de gegeven randkondities. Cleaner gaat niet van een dergelijke aanname uit.

Wanneer echter in het model Cleaner de randkondities van jaar tot jaar op

volkomen dezelfde manier variëren (dus zuiver periodiek zijn), dan zal het berekende ecosysteem na verloop van een aantal jaren in evenwicht komen. Die evenwichtssituatie waarin de biomassa's van de ecogroepen dus zuiver periodiek zijn is dan vergelijkbaar met de uitgangsaanname bij het General Ecomodel (GEM). Deze uitgangsaanname kan niet gemodificeerd worden, omdat hiervan gebruik werd gemaakt via het optimalisatieprincipe (analoog aan de Gibb's free-energy funktie).

2. GEM beschouwt de energiestroom op jaarbasis, d.w.z. jaargemiddelde grootheden worden beschouwd.

Cleaner is een dynamisch model en wordt berekend op dagbasis.

GEM kan in principe worden gemodificeerd naar een kortere middelingstijd dan een jaar, wanneer althans wordt aangenomen dat in dat kortere tijdsinterval hetzelfde optimalisatieprincipe blijft gelden.

3. Het aksent bij Cleaner ligt op de onderste voedseltrap, d.w.z. de relatie primaire produktie-abiotische factoren. Nutriëntenkringlopen spelen in dit model een belangrijke rol.

Bij het Randmodel daarentegen is de primaire produktie een invoergegeven. Hier ligt het aksent op de biomassaverdeling van de hogere waterorganismen. De nutriëntenhuishouding blijft buiten beschouwing.

4. GEM is een stabiel model. Enerzijds is het vanwege de uitgevoerde middelsprocedure ongevoelig voor verstoringen met een tijdsgemiddelde nul. Anderzijds is het weinig gevoelig voor veranderingen in stuurvariabelen omdat het optimalisatieprincipe streeft naar een biomassaverdeling over de verschillende soorten die op een bepaalde manier gewogen zo weinig mogelijk afwijkt van de uitgangssituatie.

Cleaner blijkt zeer gevoelig voor veranderingen in stuurvariabelen te zijn. In de komende versie van Cleaner wordt adaptie van organismen aan veranderende omstandigheden als een stabiliserend mechanisme ingebouwd.

De voorgestelde modelbenadering waarin stofkringloop of energiestroom op een tijdschaal van één seizoen zou worden bekeken kan gebruik maken van de ervaringen opgebouwd in de ter beschikking staande modellen uit de literatuur. De meest waardevolle ervaringen worden verkregen uit de verifikatie van modelberekeningen met natuurgegevens. Daarom volgt hier een korte weergave van die ervaringen.

3.2.3 Evaluatie van de genoemde modellen in het licht van de toepassingen op Grevelingen-Oosterschelde

Het Cleanermodel is op negen Europese meren toegepast (1978). Hieruit wordt een evaluatie verkregen van de toepasbaarheid van het model in de studie van eutrophikatieproblemen, visbeheer en thermische verontreiniging.

De resultaten zijn:

Het model blijkt de phytoplanktonbiomassa bij uiteenlopende kondities goed weer te geven. Een uitzondering op dit punt vormen oligotrofe alpine meren. Cleaner dient niet gebruikt te worden als visbeheersinstrument.

Effekten van thermische verontreiniging konden niet worden geëvalueerd. Het bleek echter noodzakelijk in het model een adaptatiemechanisme aan een veranderende temperatuursfunctie in te bouwen.

Het model is tamelijk zwak in het simuleren van hogere trofieniveaus.

De volgende tekortkomingen van het model Cleaner geïdentificeerd gedurende deze evaluatie, zijn voor de Nederlandse omstandigheden relevant.

- Resuspensie van sedimenten ten gevolge van golfwerking in ondiepe meren en de daaruit voortvloeiende chemische fosfaatadsorptie of desorptie dient in rekening te worden gebracht. (Konklusie van de Lake Balaton studie).
- Cleaner dient horizontale koppeling van litorale en pelagiale zone voor meren als de Grevelingen in te bouwen. De huidige versie kan dat niet. Sterke ontwikkeling van macrophyten in het litoraal schijnen een belangrijk effect te hebben op de nutriëntenhuishouding.
- De simulatie van blauw-groene algen liet vaak te wensen over. Sterfte van deze algensoorten zou afhankelijk van groeilimiterende factoren moeten worden genomen.
- Uitwisseling van nutriënten tussen sediment en water is zwak gemoduleerd in Cleaner.
- Bezinking van phytoplankton, detritus en decomposers blijkt nog een moeilijk probleem om goed te modeleren.

Het General Ecomodel heeft geen vergelijkbare evaluatiefase doorgemaakt. Het aantal manjaren geïnvesteerd in GEM (enkele manjaren) is ook niet vergelijkbaar met het aantal (enkele honderden) manjaren geïnvesteerd in Cleaner.

Het general ecomodel is slechts geverifieerd op de Grevelingen in zoverre dat mogelijk was. Gezien het geringe aantal vergelijkingsmogelijkheden is het niet gerechtvaardigd een oordeel uit te spreken. De gegevens zullen hier zonder meer worden weergegeven.

Het aantal biomassagegevens van ecogroepen dat vergeleken kon worden bedroeg slechts 7 van de 22 die in het model berekend worden. Zes van deze gegevens betroffen heterotrofe ecogroepen. Het model voorspelde een afname ten gevolge van de sluiting van de Grevelingen van deze ecogroepen ten opzichte van de open Grevelingen, en wel met een faktor 3. De meetgegevens lieten gemiddeld een afname met een faktor meer dan 7 zien.

Het 7e gegeven betrof de primaire producenten. Het model voorspelde ten gevolge van de sluiting een afname van 28% in de biomassa primaire producenten in de ondiepe gedeelten van de Grevelingen terwijl in werkelijkheid een toename van 39% werd waargenomen. De afwijking werd toegeschreven aan het ontbreken van macrophyten in GEM. In de diepe gedeelten van de Grevelingen voorspelde het model een toename van primaire producenten en wel met 33% vergeleken met de 62% als waargenomen.

Samenvattend valt uit de ervaringen met Cleaner en GEM op te maken dat het gedeelte dat in GEM ontbreekt, namelijk de nutriëntenhuishouding, van groot belang is in ondiepe meren en voor dergelijke meren het slechtst te modelleren is. De betrouwbaarheid van het modelresultaat neemt af voor de hogere trofie-niveaus.

Konklusie:

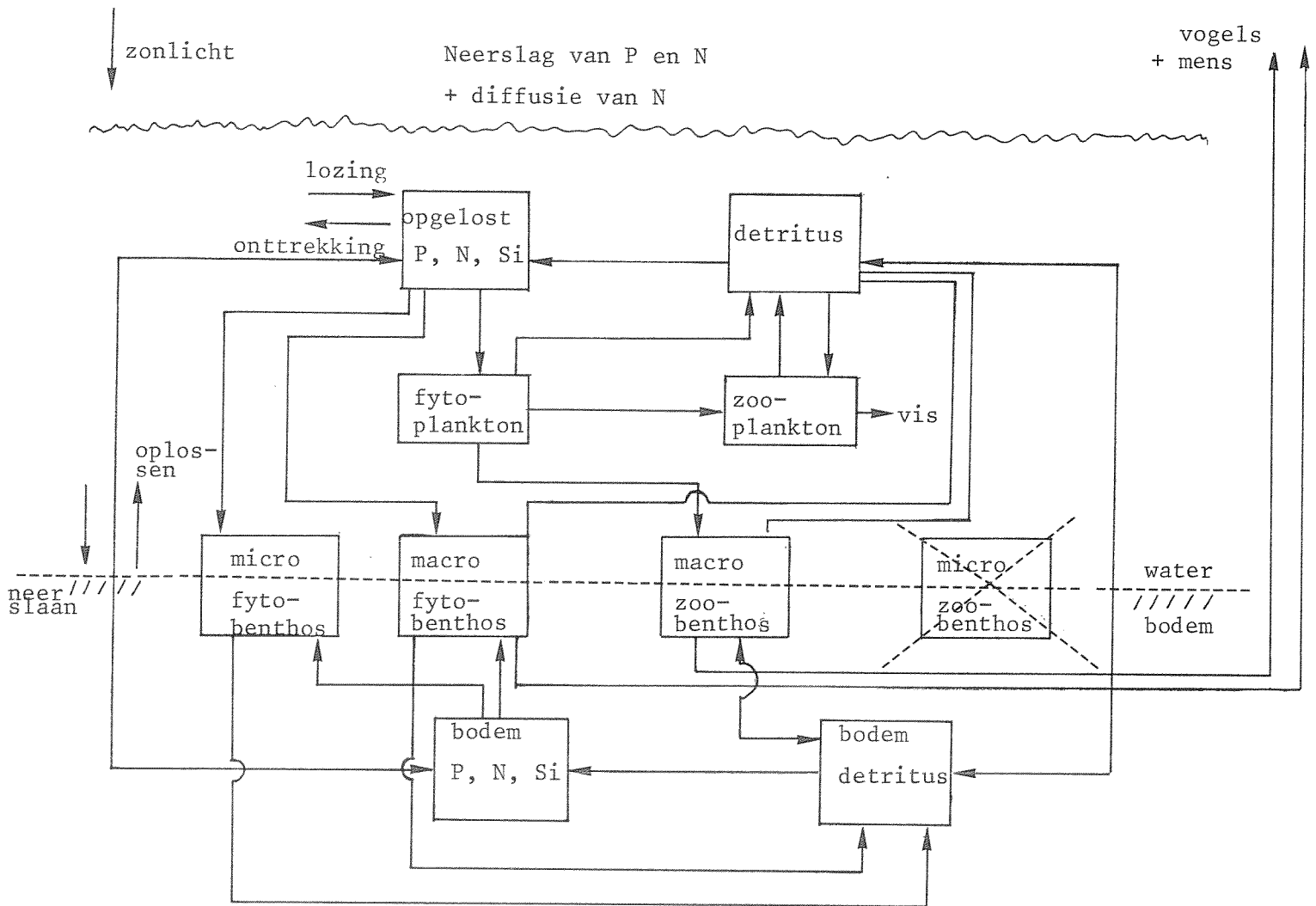
We moeten hieruit afleiden dat voor de Nederlandse omstandigheden een passend zoutwatermodel nog ontwikkeld moet worden. Daarbij kunnen uiteraard wel gegevens uit literatuurmodellen worden benut.

3.3 Een aanzet tot een te ontwikkelen ecosysteemmodel voor Grevelingen en Oosterschelde

In het hiernavolgende zal een zo concreet mogelijke aanzet worden gegeven tot een ecosysteemmodel Grevelingen.

Gevraagd wordt op te zetten:

een dynamische beschrijving van de nutriëntenbalansen P, N en Si, waarin de primaire producenten als fytoplankton, macrofytobenthos en microphytobenthos worden onderscheiden naast de secundaire producenten als de benthische macrofauna en het zooplankton. De tijdschaal van het model dient ca. 2 maanden te bedragen en de ruimtelijke differentiatie dient daarbij aangepast te zijn.



Nutriëntenbalans

De termen in een nutriëntenbalans geven aan de hoeveelheid van de beschouwde nutriënt die per tijdseenheid aan de nutriëntenpool wordt onttrokken dan wel toegeleverd door de verschillende componenten die in het systeem worden onderscheiden. Het relatieve belang van de verschillende termen in een dergelijke balans kunnen sterk uiteen lopen.

De keuze van de verschillende componenten die in het systeem worden onderscheiden dient zodanig te zijn dat het relatieve belang van de afzonderlijke termen in de nutriëntenbalans niet te sterk uiteenloopt (bijvoorbeeld niet meer dan een faktor 10). We beschouwen bij wijze van voorbeeld de fosfaat-

balans.

De termen voorzien van een getalwaarde die een indicatie geeft over de grootte, zijn in volgorde van belang:

1. De primaire produktie van fytoplankton ≈ 430 ton P/jr.
2. De konsumptie van bentische filtreerders ≈ 375 ton P/jr.
3. De fosfaatuitwisseling water-bodem, in zomerseizoen ≈ 144 ton P netto vrijkomend, in winterseizoen ≈ 144 ton P netto akkumulatie
4. Detritus - produktie $\approx 100-500$ ton P/jr. }
 Detritus - mineralisatie $\approx 100-500$ ton P/jr. }?
5. Primaire produktie van macrophytobenthos ≈ 100 ton P/jr.
6. Primaire produktie van microphytobenthos ≈ 100 ton P/jr.
7. Konsumptie van zooplankton $\approx 50-100$ ton P/jr. ?

De externe fosfaatbelasting via polderinlaat, neerslag en inlaat Brouwersdam ontbreekt in dit rijtje omdat hun gezamenlijke omvang minder bedraagt dan 10% van de uitwisseling water-bodem.

Dit betekent dat het effect van een eventueel defosfateren van zijdelingse toevoeren van minder betekenis is, en bovendien ernstig versluiert kan worden door het gedrag van de bodem. Het is van groot belang de oorzaken van de fosfaatuitwisseling water-bodem te achterhalen. Pas dan kan iets met zekerheid gezegd worden over het effect van beheersmaatregelen met betrekking tot externe fosfaatbelasting via een inlaatbeleid.

Het ecosysteemmodel dient nu een kausale kwantitatieve presentatie te zijn van de interacties tussen de genoemde belangrijkste systeemcomponenten en externe stuurvariabelen.

Welke deelmodellen uit de literatuur komen nu in aanmerking voor de beschrijving van bepaalde interacties?

De studies van Wolff betreffende de produktie van microbenthos in de Grevelingen in relatie tot de primaire produktie biedt de beste aanknopingspunten voor de interacties tussen de biotische systeemcomponenten.

Het voedselwebmodel uit de Polano-studies is in principe vergelijkbaar met de studies van Wolff.

De resultaten van de Rand-studie zowel als van Wolff laten zien dat alles draait om de voedselbehoefte van de benthische filterfeeders. In feite wordt hiermee de belangrijkste stuurgrootte namelijk het detritusimport vanuit de Noordzee in de open-Grevelingensituatie berekend.

Bij de Rand-studie als sluitpost in de balans van organische koolstof omgerekend in P groot 865-1230 ton P/jr.; bij Wolff gebaseerd op een indirecte

transportberekening door getijdispersie van opgelost P groot 625 ton P/jr.. De aanpak van Wolff wordt geprefereerd omdat hier de meeste aandacht ligt op de belangrijkste systeemcomponenten.

Kenmerkend resultaat van beide studies is dat de grote secundaire produktie slechts in overeenstemming te brengen is met de primaire produktie wanneer de verliezen van beperkte omvang zijn. Het grootste deel van de primair gevormde organische stof + detritus moet langs de mosselbedden komen en gekonsumeerd worden. Dit is des te verwonderlijker daar mossels slechts 50% van de bodem van het meeroppervlak bedekken. De rest zijn diepe geulen waarin de sedimentatie van organische stof dus beperkt zou moeten blijven. Om deze aspecten te onderzoeken dient derhalve in het model ruimtelijke differentiatie te worden aangebracht dus kompartmenteren.

De criteria voor de keuze van de kompartimenten dienen gevonden te worden uit het verspreidingspatroon in biomassa van de bepalende componenten, te weten macrozoobenthos, microphytobenthos, macrophytobenthos, detritus, phytoplankton. De uitwisselingstransporten tussen kompartimenten dienen in rekening te worden gebracht.

De studies van Wolff en van de Rand Corp. zijn beiden overigens slechts een onderdeel van het gewenste ecosysteemmodel. Het zijn voedselwebstudies uitgaande van een gegeven primaire produktie. De relatie primaire produktie-groeibeperkende nutriënten, evenals de relatie tussen nutriëntenuitwisseling water-bodem en interne of externe stuur-variabelen dienen in het gewenste model te worden opgenomen.

Voor de relatie tussen primaire produktie van fytoplankton, licht en groeibeperkende nutriënten komt het algenbloei-model BLOOM II, te ontwikkelen voor een zout systeem, in aanmerking.

Kausale modellen voor de groei van micro- en macrophytobenthos zijn in de literatuur veel minder ver ontwikkeld dan die voor het fytoplankton. Ze zullen dus voor een groot deel ontwikkeld moeten worden. Gelukkig staan waar het de macrophyten betreft een grote hoeveelheid gegevens voor de Grevelingen ter beschikking. Een eerste aanzet tot een model voor de macrophytengroei is reeds gegeven door Nienhuis en Siemelinck. In dat model wordt de relatie licht-biomassaverloop macrophyten beschouwd. Uitbreiding naar de N en P kinetiek zal nog moeten worden ontwikkeld. Waar het de microphytobenthos betreft staan helaas veel minder gegevens in de Grevelingen ter beschikking. Er werd tot op heden geen produktie-onderzoek van microphytobenthos uitgevoerd.

Omtrent de kausale relaties met betrekking tot de fosfaatuitwisseling water-bodem bestaan nog grote onzekerheden. Gezien het belang van deze term in de fosfaatbalans dient hieraan veel studie te worden verricht.

Als mogelijke oorzaken van de fosfaatuitwisseling water-bodem worden genoemd:

- a) anaërobie in zomer wat aanleiding kan geven tot versterkt vrijkomen van fosfaat. Deze mogelijkheid wordt overigens onvoldoende geacht voor een kwantitatief afdoende verklaring.
- b) microbiële oorzaak (bioturbatie) die temperatuurafhankelijk is.
- c) macrophyten, die als P-pomp zouden werken in de zomer (evenmin waarschijnlijk geacht voor een afdoende verklaring).

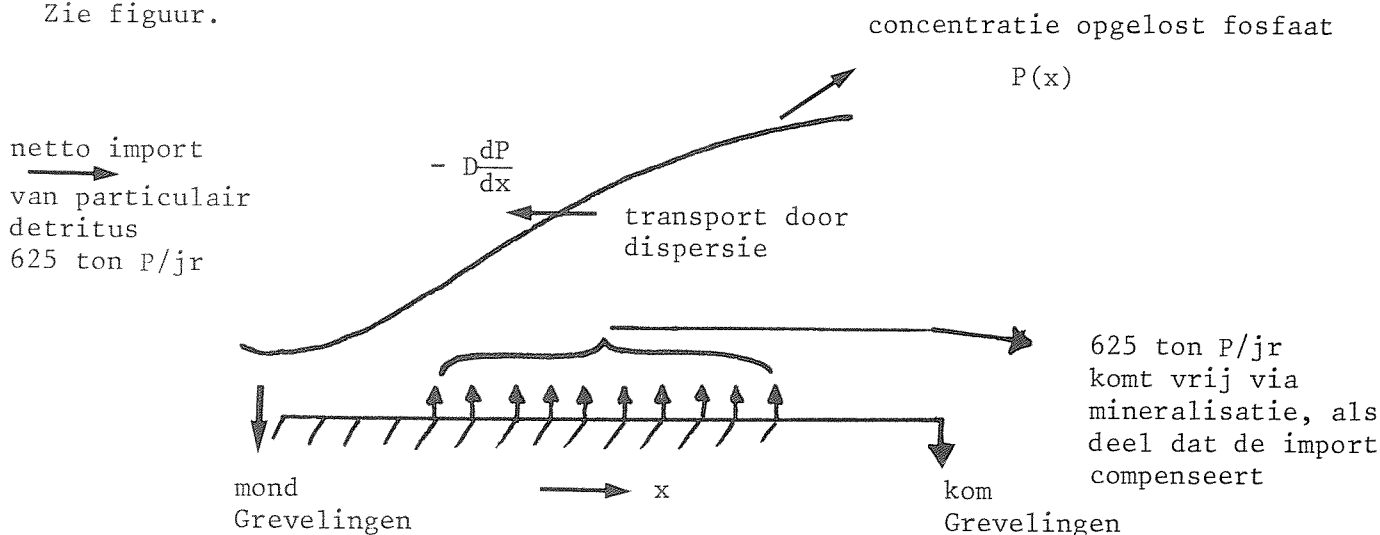
De genoemde mogelijkheden bieden weinig houvast. Het verdient wellicht aanbeveling de verklaring voor dit uitwisselingsproces in eerste instantie minder te zoeken via een gedetailleerde bestudering van het bodemgedrag, dan wel op een hoger integratieniveau, door het kenmerkend gedrag van het ecosysteem voor en na de afsluiting te beschouwen waar het de fosfaatbalans betreft. Alhoewel het niet de opzet van dit rapport is een modelstudie te beginnen zal toch een aanzet gegeven worden op dit belangrijke punt waar meestal de model-schoen wringt.

Deze aanzet maakt gebruik van de reeds uiteengezette opvatting die aanwezig is, over het functioneren van het ecosysteem Grevelingen.

Deze opvatting is dat de voedselbehoefte per tijdseenheid van de bodemdieren in de open-Grevelingen werd gedekt enerzijds, door in de Grevelingen zelf (autochtoon) geproduceerde organische stof, anderzijds door de import van detritus vanuit de Noordzee. Beide bijdragen in het voedselaanbod werden van gelijke grootte-orde geschat. De geïmporteerde detritus wordt gekonsumeerd en tenslotte gemineraliseerd in het estuarium hetgeen leidt tot hogere nutriëntenconcentraties zowel in de bodem als in de waterfase van de Grevelingen.

Door de intensieve wateruitwisseling ten gevolge van het getij werd vóór de afsluiting het concentratieverschil tussen Noordzee en estuarium genivelleerd. Wordt de situatie voor de afsluiting als een evenwichtstoestand beschouwd, dan is de netto-import van een in het detritus gebonden nutriënt vanuit de Noordzee gemiddeld over lange tijd (meerdere jaren) gelijk aan de export van die nutriënt in opgeloste vorm ten gevolge van transport door getijdispersie. Op deze gedachtengang baseerde Wolff in 1974 zijn berekening van de detritus-import, waarbij hij gebruik maakte van de gemeten concentratiegradiënt in fosfaat dP/d en een geschatte waarde van de dispersiecoëfficiënt D .

Zie figuur.



In formule:

$$\text{Netto-import van } P_{\text{partic}} \text{ vanuit Noordzee per jaar} = D \frac{dP_{\text{opgelost}}}{dx}$$

waarin D de getijdispersiecoëfficiënt.

Van deze gedachtengang maken we nu verder gebruik om na te gaan wat er kan gebeuren met de fosfaatbalans na afsluiting. Daartoe werken we de gedachtengang nog wat verder uit.

De vraag is namelijk; hoe snel komt het door de benthische filtreerders gekonsumeerde partikulair fosfaat weer in de vorm van opgelost fosfaat vrij?

Bij de beantwoording van deze vraag maken we onderscheid in langzaam en snel vrijkomend fosfaat, waarbij onder langzaam te verstaan een tijdschaal orde-jaren en onder snel te verstaan een tijdschaal klein ten opzichte van orde-jaren. Het partikulair geïmporteerde detritus fosfaat dat gekonsumeerd wordt door de benthische filtreerders maar niet geassimileerd bedraagt volgens Wolff 90% van de netto-detritus fosfaat-import. Dit deel bestaat uit excretieproducten en zal naar we aannemen snel mineraliseren. Het resterende geassimileerde gedeelte groot 62,7 ton P/jr. wordt benut voor de groei en verdwijnt in de beschouwde evenwichtstoestand weer geheel via vraat en sterfte van de benthische filtreerders.

Het aandeel vraat zal grotendeels eveneens snel mineraliseren. Een deel van de afgestorven biomassa bodemfauna zal worden begraven en mineraliseren in de bodem.

Het fosfaat dat in het interstitiële water bij de mineralisatie vrijkomt zal chemisch gebonden worden (adsorptie) en slechts langzaam aan het bovenstaande water worden afgegeven. Welk gedeelte dit is van de 62,7 ton P/jr. is niet bekend. Nemen we hiervoor tamelijk arbitrair een faktor 1/3 dan komen we dus uit op 20 ton P/jr. die langzaam d.w.z. met tijdschaal orde-jaren uit de

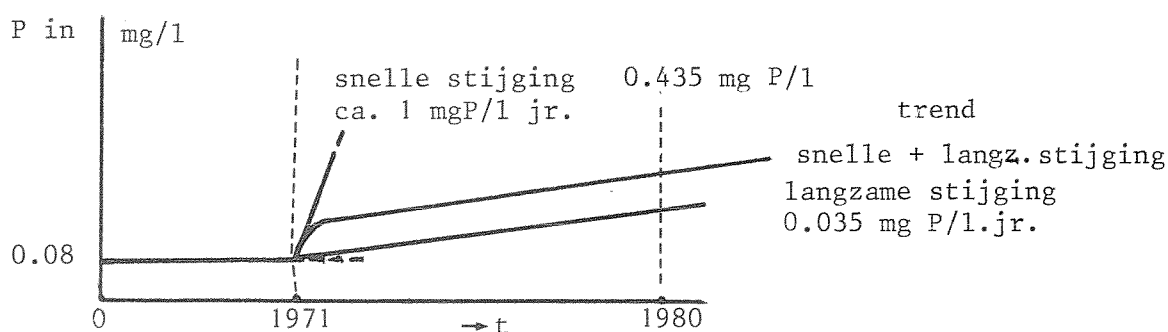
bodem vrij komt, en afkomstig is van het geïmporteerde detritus.

Na afsluiting van de Grevelingen werd de detritusimport gestopt. Het deel van de detritusimport dat snel mineraliseert vervalt eveneens binnen een tijdschaal klein ten opzichte van orde-jaren. Dit deel bedraagt initieel ca. $(90 + 2/3 \cdot 10)\%$ van 627 ton P/jr. = ca. 600 ton P/jr..

De initiële stijging in de fosfaatkonzentratie bedraagt derhalve

$$\frac{600 \text{ ton P/jr.}}{\text{volume}} = \frac{600}{575} \frac{\text{mg P}}{\text{liter.jaar}} = 1 \text{ mg P/ltr.jr..}$$

De snelle stijging houdt op wanneer de detritus P is gekonsumeerd en gemineraliseerd. Zou de allochtone detrituskonzentratie in het water in de open-Grevelingensituatie 1,6 mg C/l of 0,04 mg P/l hebben bedragen dan wordt een maximum niveau van het snelle proces bereikt bij $P_0 + 0,04 \text{ mg P/l}$. Dit wordt met $P_0 = 0,08 \text{ mg/l}$ gelijk aan 0,12 mg P/l. Zie figuur.



Uit de bijgevoegde figuur uit het rapport van Nienhuis - een overzicht van 10 jaar oecologisch onderzoek in de Grevelingen, 1978 - valt op te maken dat de toename in de zichtdiepte en de toename in de P concentratie in 1971 redelijk synchroon verlopen, hetgeen hier wordt toegeschreven aan de bezinking, konsumptie en mineralisatie van, eventueel aan slib gebonden, detritus.

Het aandeel van de detritusimport dat als opgelost P langzaam vrij komt in het water bedraagt volgens de hiervoor gemaakte schatting 20 ton P/jr.. Dit leidt na de afsluiting tot een langzame stijging van de P concentratie in het water met tijdschaal orde-jaren tot zich een nieuw evenwicht heeft ingesteld tussen bodem- en waterfosfaat.

De initiële langzame stijging in fosfaatkonzentratie bedraagt derhalve

$$\frac{20 \text{ ton P/jr.}}{\text{volume}} = 0,035 \text{ mg P/l.jr..}$$

Vergelijk dit resultaat met de trend in de gemeten orthofosfaatconcentratie op de volgende bladzijde.

De jaarcyclus in het gemeten fosfaatgehalte na afsluiting zou een samenspel moeten zijn tussen opgenomen P door het fytoplankton en gemineraliseerd P door voornamelijk mineralisatie van uitscheidingsprodukten van bodemfauna. Daar er in het zomerseizoen kennelijk meer P gemineraliseerd wordt dan opgenomen en in de winter juist omgekeerd hetgeen in de meeste oppervlaktewateren niet het geval is, dient de gegeven verklaring kritisch te worden gezien. De rol van het detritus die zo belangrijk wordt geacht in de open situatie zou dat ook nog wel eens kunnen zijn in de gesloten situatie. In dit verband kan worden gedacht aan het phytobenthos als detritusproducent.

Voor de waterbeheerder is het van groot belang een antwoord te krijgen op de vraag; welk evenwichtsniveau van orthofosfaat in het water wordt bereikt en wanneer. Het chemisch evenwichtsprogramma CHEMCOMP, tezamen met gelijksoortige beschouwingen als hier in aanzet gegeven, kunnen voor de beantwoording van deze vraag worden ingezet.

Een anologe beschouwing als voor de fosfaatbalans moet ook worden opgezet voor de stikstofbalans. Omdat het niet de bedoeling is in dit kader met een modelontwikkeling te beginnen beperken we ons tot enkele kanttekeningen.

In de eerste plaats dient opgemerkt te worden dat literatuurmodellen, die in staat zijn de gemeten gevolgen van de afsluiting op de nutriëntenbalansen te voorspellen, nog niet zijn ontwikkeld. In dit opzicht zijn de processen die zich in de Grevelingen afspelen uniek.

De interpretatie van de meetgegevens is derhalve van onvervangbare waarde voor de vergelijkbare situatie in de Oosterschelde.

De balans voor stikstof verschilt met die voor fosfaat onder meer in de volgende opzichten:

- De inlaat van N door de Brouwersdam speelt in tegenstelling tot de inlaat P wel een rol van betekenis. Dit hangt samen met het gegeven dat de stikstofconcentraties in zee aanzienlijk hoger zijn dan in de Grevelingen en bij fosfaat juist omgekeerd. Beheer van de stikstofbalans is dus zinvol en mogelijk en dit is van des te meer betekenis omdat stikstof eerder dan fosfaat in de huidige toestand als groeibeperkend kan worden beschouwd.
- Een tweede belangrijk punt van verschil tussen N en P balans is de uitwisseling water-bodem. Stikstof akkumuleert minder dan P in de bodem.
- Een derde belangrijk punt van verschil is dat voor de groei van macrophyten fosfaat aan de bodem wordt onttrokken. De benodigde stikstof voor de groei

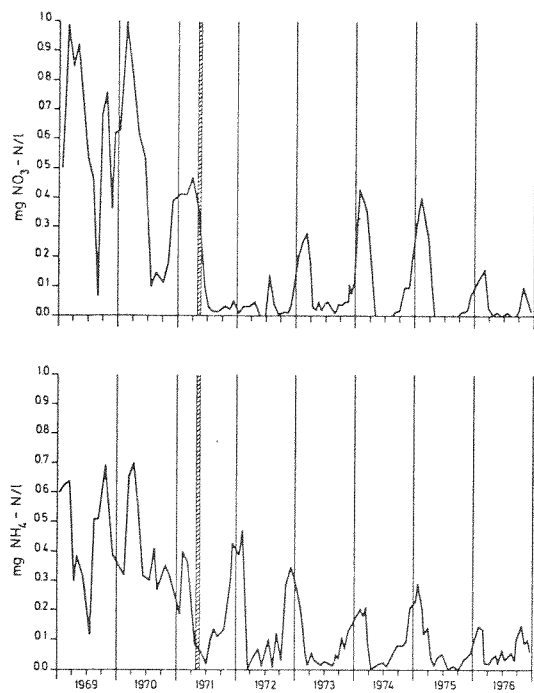


Fig. 7. Nitraat- en ammoniumconcentraties in de hoofdgeul van de Grevelingen bij Dreischor, gemeten aan het oppervlak. De gearceerde balk geeft de periode aan waarin de Grevelingen werd afgedamd.

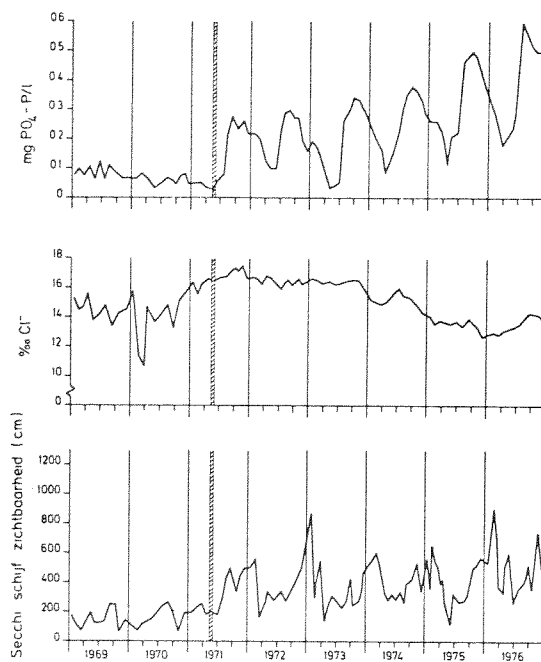


Fig. 8. Orthofosfaatconcentraties, chloridegehalten en zichtdieptes gemeten met de Secchi schijf in de hoofdgeul van de Grevelingen bij Dreischor. De gearceerde balk geeft de periode aan waarin de Grevelingen werd afgedamd.

Uit: "De Grevelingen, een afgesloten zeearm.

Een overzicht van 20 jaar aquatisch oecologisch onderzoek"

P.H. Nienhuis DIHO, Yerseke. Rapport nr. 1978-3

van macrophyten wordt echter aan het water onttrokken.

Dat het niveau van P en N concentratie voor en na de afsluiting een tegengestelde ontwikkeling vertonen (zie fig. Nienhuis) is om deze reden niet zo verwonderlijk. De oscillatie-amplitude in de jaarcyclus van de N concentratie blijkt in grootte-orde vergelijkbaar met de N behoefte voor de groei van macrophyten die geschat wordt op 150 ton N/jr. ofwel 0,26 mg N/1.jr..

Tot zover de aanzet tot een te ontwikkelen ecosysteemmodel voor de Grevelingen en Oosterschelde.

3.4 Ecosysteemmodel voor de Waddenzee

De ontwikkeling van een ecosysteemmodel voor de Waddenzee zal in principe langs dezelfde lijnen verlopen. Een belangrijke verschuiving in het relatieve belang van de verschillende systeemcomponenten is hier te verwachten. Zo is het aandeel van de microfytobenthos in de primaire produktie hier groot ten opzichte van die van het fytoplankton. Verder is de mineralisatie van organische stof zonder tussenkomst van benthische filtreerders hier aanzienlijk belangrijker dan die in het Deltagebied.

Zoals uit de korte beschrijving over het ecosysteem van de Waddenzee onder paragraaf 2.2.2.b vermeld, zou een verschuiving van benthische diatomeeën naar benthische blauwwieren mogelijk ongewenste gevolgen hebben. Benthische blauwwieren gaan domineren ter plaatse van de lozing van veen-koloniaal afvalwater in de mond van de Eems-Dollard.

Een hydrodynamische studie naar de verdeling van dit afvalwater in het uitstroomgebied kan worden uitgevoerd. De relatie tussen de concentratieverdeling van een kenmerkende grootheid in het afvalwater (bijv. O_2 -gehalte) en de verdeling van blauwwierbiomassa in het uitstroomgebied zou kunnen worden onderzocht.

De hydrodynamische studie zal gezien de complexe bodemconfiguratie, de getijbeweging, het optreden van dichtheidsstromen zout/zoet en de belangrijke invloed van de wind op de uitstroomrichting van het aan de oppervlakte gelegen zoete afvalwater, niet eenvoudig zijn. De studie zal daarom gepaard moeten gaan aan een uitgebreid meetprogramma, zodat statistische verwerking van gegevens mogelijk is.

3.5 Voedselwebmodellen

Ten einde de vraag te kunnen beantwoorden naar de verdeling in de biomassa van soorten in een voedselweb kunnen de mogelijkheden van verschillende bena-

deringswijzen, waaronder de Rand GEM-benadering worden uitgediept. Het uitgaan van verschillende benaderingswijzen is om na te gaan wat de invloed is van essentiële (niet bewijsbare) aannamen op het eindresultaat. Omdat het eindresultaat naar in de praktijk blijkt moeilijk te verifiëren is met voldoende meetgegevens, dient het model met de meest doorzichtige aannamen en acceptabele eindresultaten te worden geprefereerd boven minder doorzichtige modellen.

In dit verband is op advies van Di Toro het effect van een modifikatie in de Rand-benadering oriënterend onderzocht. Het advies was de Gibb's functie als wetmatigheid ter zijde te leggen en te vervangen door het "partitioning principle of abundances of heterotrophs by diet item" (ook gebruikt in het Rand-model).

Het bleek nodig toch nog een minimalisatiefunctie te introduceren waarvoor een kleinste kwadratenfunctie werd gekozen (minimaliseren van een verschilmaat tussen de relatieve biomassa's van ecogroepen voor en na de impact). De uitgevoerde oriënterende berekeningen wekken de indruk dat de voorspelde resultaten niet aanwijsbaar beter of slechter werden. Ook andere literatuurmodellen kunnen hierbij worden betrokken. Te denken valt aan de lineaire voedselwebmodellen van Patten.

3.6 Modellen voor het procesgerichte onderzoek aan deelsystemen

3.6.1 Nutriëntenhuishouding

Aanwijzingen hoe EMO hier in te zetten, zijn in het voorgaande reeds gegeven. Naast veel nieuw op te zetten ontwikkelingen kan een belangrijke bijdrage verwacht worden van CHEMCOMP. Voor het biologische subsysteem phytoplankton-licht-nutriënten levert BLOOM II of een dynamische versie als die van Bierman toelevering. Eveneens kan hierbij een dynamisch zuurstofmodel toeleverende informatie verschaffen.

3.6.2 Detritusimport

Aanwijzingen hoe dit te behandelen zijn in het voorgaande reeds gegeven (zie ook 2.2.3 II ad. 2).

3.6.3 Blauwalgen

Omdat over de bepalende factoren voor blauwalgenbloei nog de grootste onzeker-

heden bestaan, lijkt het bijzonder zinvol bestaande modellen als Bloom II en Biermanmodel te toetsen aan zoveel mogelijk praktijksituaties. Nagegaan dient dan te worden hoe vaak de voorspelling afwijkt van de werkelijkheid en of uit deze afwijkingen iets geleerd kan worden over datgene wat in het model ontbreekt. (Functie 2.2.1.2.)

Daarnaast lijkt het bijzonder zinvol het experimentele onderzoek in de Grote Rug naar de rol van de bodem bij de ontwikkeling van blauwwieren met modelwerk te begeleiden. Indien namelijk onder veldomstandigheden de bepalende factoren zouden kunnen worden gevonden waaronder blauwwieren in de bodem groeien en waarbij ze vervolgens uit de bodem opstijgen, dan zal het voor de hand liggen, die bepalende factoren onder laboratoriumomstandigheden na te bootsen en te reguleren. Voor de vertaling van die laboratoriumresultaten naar veldomstandigheden is een te ontwikkelen model dan uitermate geschikt.

3.6.4 Toxische stoffen

Toxische stoffen zijn in het algemeen redelijk persistent. De plaats en de vorm waarin de stof voorkomt is echter gekoppeld aan een aantal factoren zoals bijvoorbeeld pH, slibgehalte, aard van het slib, algen etc..

Modellen voor de verspreiding van de toxische stof bij gegeven lozing kunnen worden ontwikkeld.

Gedacht kan worden aan de verspreiding van de zware metalen in water, aan zwevend slib en aan sediment in het IJsselmeer en het toekomstige Zoommeer. Vanwege de binding van zware metalen aan de fijne slibfractie is een transportmodel van deze fijne fractie door waterstromingen van belang. Geulen en zandgaten in meren worden opgevuld met de zwaar gekontamineerde fijne slibfractie. Enerzijds dienen deze geulen en putten dus als opslagplaats voor ongewenst afval, anderzijds dient na te worden gegaan welke evenwichtstoestand op den duur wordt bereikt en wanneer.

Onderzoek aan toxische stoffen zal dus gedeeltelijk samengaan met sedimentatie-onderzoek. Daarnaast zou bioakkumulatie van toxische stoffen in de voedselketen dienen te worden bestudeerd. Een aanzet daartoe is gegeven in WL-rapport S 374 waarin de bioakkumulatie van een zich niet aan slib binnende stof als DDT in de voedselketen wordt uitgedrukt in de afmetingen van de organismen en de DDT-koncentratie in het water.

Verder is het nuttig de gegevens uit het experimentele onderzoek aangeduid met mosselmonitoring met statistische analyse te begeleiden.

3.6.5 Sedimentatie-erosie onderzoek

Modellen die hier een rol spelen zijn morphologische modellen. Bekend dient te zijn de stromingstoestand, de golfbewegingssnelheid nabij de bodem, de geaardheid van het bodemmateriaal. Een aantal semi-empirische modellen staat hiervoor bij de Deltadienst VT en het WL ter beschikking.

4 Literatuur

- 1 SAEIJIS, H.L.F., SCHIPPER, W. de.
Meerjarenvisie en jaarplan 1978 van de afdeling milieu-onderzoek.
Nota DDMI-78.05.
- 2 PARK, RICHARD A.
A model for Simulating Lake Ecosystems.
Rep. No. 3, Center for Ecological Modeling, Rensselaer Polytechnic
Inst., New York, March 1978.
- 3 BIGELOW, J.H., HAVEN, J.C. de, DZITZER, C., EILERS, P., PEETERS, J.C.H.
Protecting an Estuary from Floods. A Policy Analysis of the Ooster-
schelde. Vol. III, Assessment of long-run Ecological Balances.
R 2121/3-NETH, April 1977.
- 4 NIENHUIS, P.H.
De Grevelingen, een afgesloten zeearm. Een overzicht van 10 jaar aqua-
tisch oecologisch onderzoek.
DIHO, Yerseke, Rapp.nr. 1978-3.
- 5 WOLFF, W.J.
A benthic food budget for the Grevelingen estuary, The Netherlands, and
a consideration of the mechanisms causing high benthic secondary
production in estuaries.
Communication nr. 000 of the Delta Inst. for Hydrobiol. Res. 1975.
- 6 WABASIM.
Memo's - 1978.

p.o. box 177

delft

the netherlands