

De toepassing van model plankton ecosystemen in de ecotoxicologie

1. Inleiding

Het beleid van de overheid ten aanzien van toelating van chemicaliën is in belangrijke mate gebaseerd op resultaten van milieutoxicologisch onderzoek.

Een belangrijk aspect van milieutoxicologisch onderzoek is de ontwikkeling van toetsprocedures waarmee informatie verkregen kan worden over het lot en de effecten van vervuilde stoffen in ecosystemen. Deze informatie is nodig om de verantwoordelijke autoriteiten te helpen schade aan het betreffende ecosysteem te voorkomen of te verminderen.



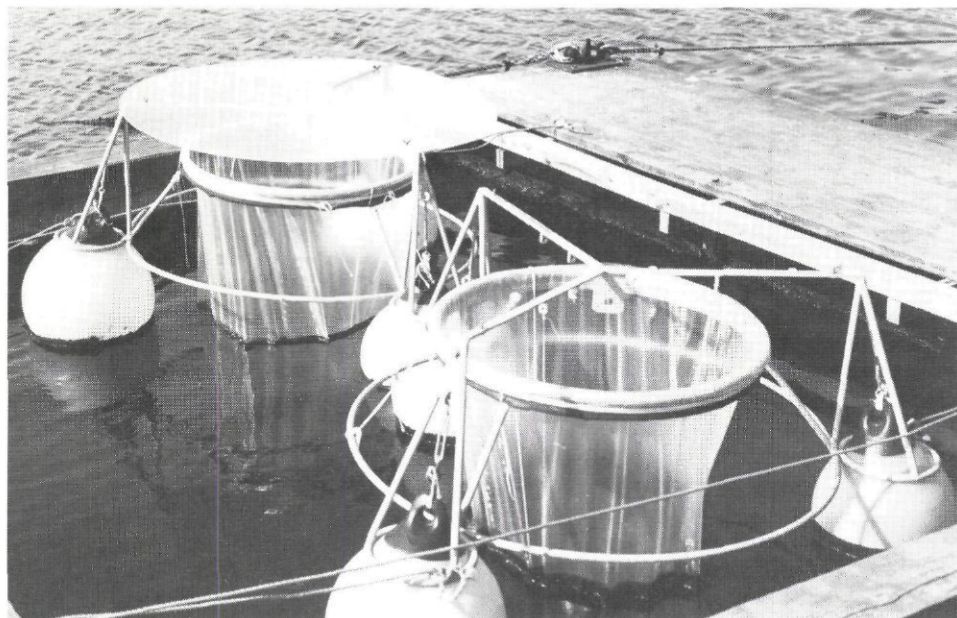
JAN KUIPER
Laboratorium voor toegepast
Marien Onderzoek MT-TNO
Den Helder

Toetsprocedures die momenteel nationaal en internationaal in gebruik zijn, dienen voortdurend op hun waarde beoordeeld te worden tegen de achtergrond van wetenschappelijke vooruitgang. Geen enkele toets zal het bewijs kunnen leveren dat een bepaalde ingreep of een bepaalde stof geen effecten zal hebben in het ecosysteem. De gebruikte toetsen dienen echter zoveel mogelijk informatie te verschaffen op grond waarvan het milieurisico beoordeeld kan worden.

Aangezien vervuilingproblemen in het veld optreden, lijkt het logisch om de invloed van vervuilde stoffen in veldexperimenten te bestuderen. In de meeste gevallen is dit echter onmogelijk. Rampen met olietankers of dumpingspraktijken zijn in zekere zin te beschouwen als grootschalige ecologische experimenten [e.g. Boucher, 1980]. Het verdient dan ook zeker aanbeveling om in deze gevallen de effecten te monitoren. Maar het zal duidelijk zijn dat op de resultaten van dergelijke 'achter-af' experimenten geen beleid mogelijk is.

Het meeste onderzoek op het gebied van de aquatische toxicologie, biodegradatie en bioaccumulatie wordt in het laboratorium verricht. Hoewel deze experimenten waardevolle informatie kunnen verschaffen (bijv. ten aanzien van mechanismen, vergelijking met andere stoffen), is extrapolatie van de resultaten naar concrete veldsituaties bijzonder moeilijk. De tekortkomingen van laboratoriumexperimenten in dit opzicht zijn door vele auteurs beschreven [Gray, 1974; Menzel en Case, 1977; Zeitschel, 1978; Perkins, 1979; DeKock en Kuiper, 1981; Kuiper, 1982], zij kunnen als volgt worden samengevat.

De expositie die onder standaard laboratoriumcondities plaatsvindt verschilt in een



Afb. 1 - Plastic zakken verankerd in de haven van Den Helder.

aantal opzichten van de wijze waarop het ecosysteem belast wordt:

- de chemische vorm (en dus de biologische beschikbaarheid) van een vervuilde stof zal in een verontreinigde natuurlijke situatie door complexering of adsorptie duidelijk anders zijn dan onder laboratoriumcondities;
- de proefduur is bij laboratoriumtoetsen vaak zeer kort (48 of 96 uur) ten opzichte van de generatieduur van het proeforganisme. Onder natuurlijke omstandigheden kunnen stoffen hun invloed vaak over veel langere termijn uitoefenen;
- in laboratoriumexperimenten worden vaak onrealistisch hoge concentraties toegepast teneinde meetbare effecten (bijv. LC50) te verkrijgen. Onder natuurlijke omstandigheden kunnen overigens veel lagere concentraties sublethale effecten veroorzaken, die op langere termijn belangrijk kunnen zijn voor het overleven van populaties;
- in een concrete veldsituatie kunnen bovendien interacties tussen verschillende belastingen optreden, waarbij ook milieufactoren typisch voor de plaatselijke situatie van belang kunnen zijn.

Ten aanzien van het gemeten effect kan opgemerkt worden dat in standaard laboratoriumexperimenten het onmogelijk is om ecologische effecten te ontdekken. Voor standaard laboratoriumtoetsen zijn meestal een beperkt aantal, gemakkelijk in het laboratorium te houden soorten beschikbaar. Deze soorten zijn echter lang niet altijd representatief voor het ecosysteem waarover de test informatie zou moeten leveren. Vele mariene soorten kunnen niet eenvoudig in het laboratorium gehouden of gekweekt worden.

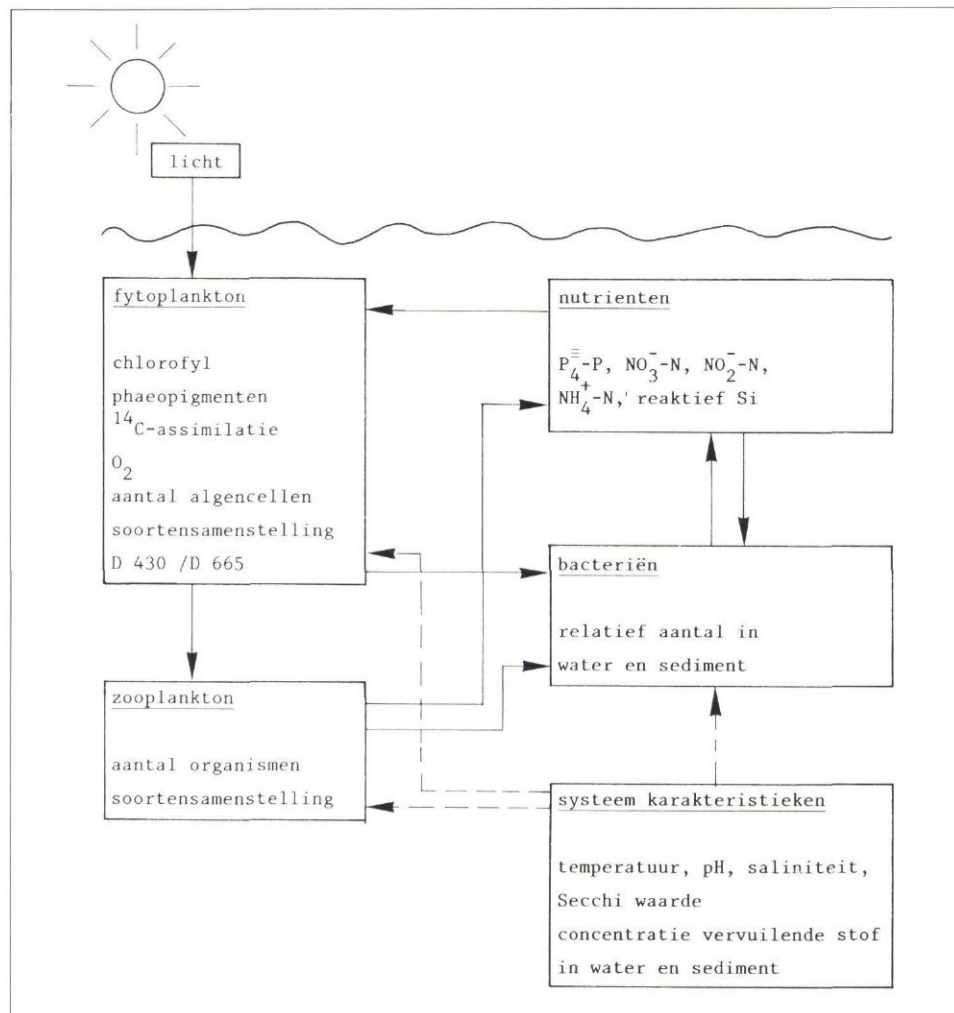
Het in ecologisch opzicht niet representatief zijn van laboratoriumtestsystemen uit zich

ook in het feit dat deze testen vrijwel altijd met één enkele soort uitgevoerd worden.

Voor natuurlijke ecosystemen is het voorkomen van vele soorten en de interacties tussen de soorten van fundamenteel belang. Een experimenteel hanteerbaar voedselweb van meer dan twee trofische niveaus is echter niet gemakkelijk in het laboratorium te realiseren [Menzel en Steele, 1978]. Er bestaat duidelijk behoefte aan methoden, die het mogelijk maken resultaten van toxicologische experimenten te extrapoleren naar natuurlijke omstandigheden. Veel onderzoekers hebben van natuurlijke ecosystemen afgeleide systemen gebruikt om de extrapoleerbaarheid van de resultaten te verbeteren [Ringelberg en Kersting, 1978; Saward et al., 1975; Dortland, 1980; Oviatt, 1980]. In het aquatisch milieu maakt een toenemend aantal onderzoekers gebruik van natuurlijke planktongemeenschappen opgesloten in grote plastic zakken, al dan niet in contact met de bodem. Deze systemen kunnen in-situ geëxposeerd worden (marien onderzoek: Menzel en Case, 1977; Davies en Gamble, 1979; Grice et al., 1980; Brockmann, 1980; zoetwater onderzoek: Marshall en Mellinger, 1980; Kerrison et al., 1980; Schindler et al., 1980).

In Nederland is ook in het zoete water wel voor deze benadering gekozen [Donze, 1978; Bannink et al., 1980]. Bij de door TNO ontwikkelde methode worden grote plastic zakken (inhoud 1,5 m³) gevuld met natuurlijk zeewater uit het Marsdiep met de daarin aanwezige planktonorganismen in natuurlijke dichtheden. Deze zakken worden verankerd in de haven van Den Helder, waar ze blootgesteld zijn aan natuurlijke fluctuaties van licht en temperatuur.

Vanaf 1975 worden deze systemen gebruikt



Afb. 2 - Vereenvoudigd schema van de relaties tussen de verschillende trofische niveaus in het opgesloten plankton ecosysteem en de abiotische factoren die de ontwikkeling van de organismen op de verschillende niveaus beïnvloeden. Tevens zijn de parameters aangegeven, waarmee veranderingen in het systeem gemeten worden.

om het lot en de effecten van vervuilende stoffen in mariene planktonsystemen vast te stellen.

Hier zal na een korte beschrijving een aantal voor- en nadelen van de methode geschetst worden aan de hand van enige resultaten. Het dan volgende hoofdstuk is gewijd aan een aantal mogelijke toepassingen van model plankton ecosystemen.

Tot slot worden enige conclusies getrokken ten aanzien van toepassingsmogelijkheden.

2. Methodes

Afb. 1 geeft een beeld van de constructie van de ophanging van de plastic zakken.

De zakken zijn flexibel en licht doorlatend, van boven zijn ze open, zodat een vrije gaswisseling kan optreden. Een perspex plaat voorkomt verstoring door regenwater of faeces van vogels (invoer van nutriënten).

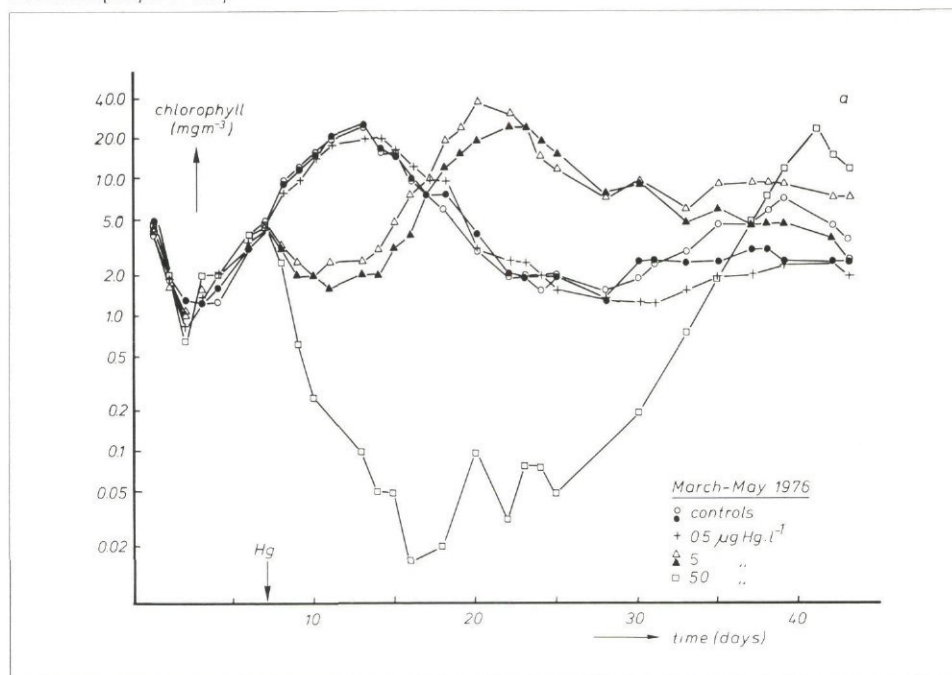
In Den Helder liggen de zakken verankerd aan een vlot. De systemen kunnen echter ook in het vrije water verankerd worden; bemonstering kan dan geschieden vanuit een boot. De constructie, alsmede een gede-

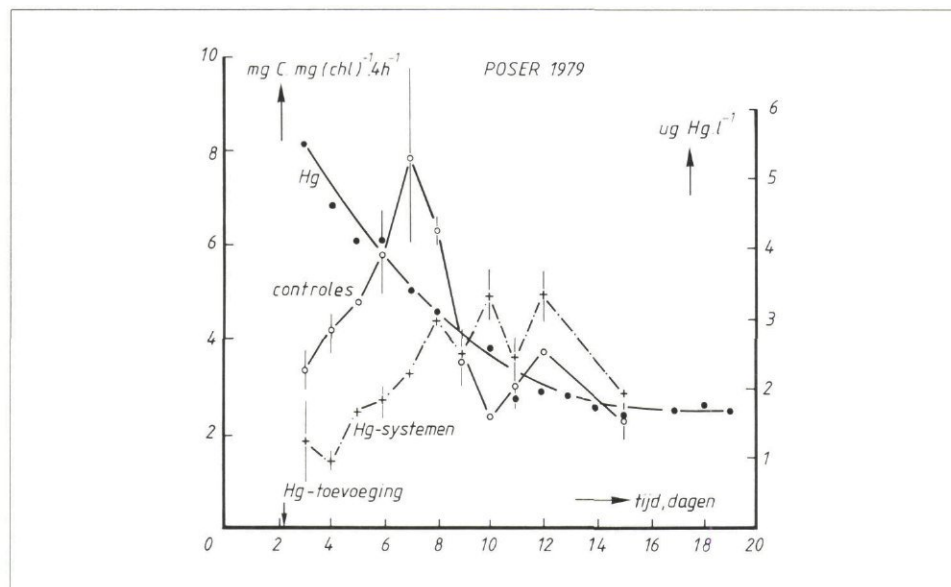
tailleerde beschrijving van de methode is gegeven door Kuiper [1977, 1981a]. In routine experimenten bevatten de systemen 1,5 m³ natuurlijk zeewater (lengte zakken 3 m, Ø 0,75 m). In een Noorse fjord is met dezelfde constructie gewerkt tot diepten van 40 m. De zakken worden gevuld met Noordzeewater dat met behulp van een watertanker enige mijlen uit de kust van Den Helder verzameld is. Als regel worden 8 zakken tegelijkertijd gevuld met behulp van een Flex-i-liner pomp via een spuitstuk, zodat de planktonorganismen random verdeeld worden over de verschillende zakken en de startcondities in de verschillende experimentele eenheden zoveel mogelijk gelijk zijn.

De te onderzoeken vervuilende stoffen worden meestal als een eenmalige dosis toegediend. Deze procedure komt met de praktijk in zee overeen, indien de bron van de vervuilende stof een rivier, een lozingspijp of een dumping vanaf een schip betreft [Menzel en Case, 1977]. Aan twee eenheden, de controles, worden geen stoffen toegediend. Tijdens een experiment, dat als regel 4 tot 6 weken duurt, wordt de ontwikkeling van bacteriën, fytoplankton en zoöplankton gevolgd. Tevens worden een aantal abiotische parameters (afb. 2) die van belang zijn voor de ontwikkeling van de biota gemeten. Aantal parameters en monsterfrequentie worden aangepast aan het doel van het experiment.

Alle experimenten die tot nu toe gedaan zijn, hebben aangetoond dat de ontwikkeling van gelijk behandelde planktongemeenschappen in gelijktijdig gevulde experimentele

Afb. 3 - De ontwikkeling van het fytoplankton gedurende een experiment waarin lot en effecten van kwikchloride werden bestudeerd [Kuiper 1981a].





Afb. 4 - Relatieve primaire produktie (mg koolstof per mg chlorofyl gedurende de incubatieperiode) in de controles en na toevoeging van $5 \mu\text{g Hg} \cdot \text{l}^{-1}$ in een experiment in de Rosfjord. Tevens is het verloop van de kwikconcentraties in het water aangegeven.

eenheden onderling grote overeenkomst vertoont gedurende tenminste 4 tot 6 weken [Kuiper, 1977, 1981a, b]. Als voorbeeld van deze grote onderlinge reproduceerbaarheid is in afb. 3 de ontwikkeling van het fytoplankton gegeven in een experiment waarin aan twee systemen $5 \mu\text{g Hg} \cdot \text{l}^{-1}$ was toegevoegd en waarin ook de ontwikkeling in twee controles werd gevolgd.

De extrapolatie van resultaten uit dit type modelecosystemen naar de veldsituatie is een belangrijk criterium voor de toepasbaarheid ervan. Een aspect daarvan, namelijk de ontwikkeling van de in een plastic zak opgesloten planktongemeenschap in vergelijking met die van het 'vrije' plankton is door velen onderzocht [Davies et al., 1975; Takahashi et al., 1975; Gamble et al., 1977; Takahashi en Whitney, 1977].

Het fytoplankton in deze mariene systemen ontwikkelde zich gedurende een aantal weken overeenkomstig dat in het buitenwater. De dichtheden van het zoöplankton waren echter vaak hoger in de systemen dan erbuiten. Dit kon toegeschreven worden aan een hogere predatie in het buitenwater. Eigen onderzoek [Kuiper et al., 1983a] bevestigde de conclusie van Menzel en Steele [1978] dat de ontwikkeling van een planktongemeenschap in een plastic zak vergelijkbaar is met die van de 'vrije' gemeenschap gedurende perioden van tenminste vier weken. Onderzoek aan zoetwater planktonsystemen gaf hetzelfde beeld [Barica et al., 1980; Marshall en Mellinger, 1980].

Onderzoek met planktonsystemen in het Bergumermeer en in modelsystemen gevuld met water uit het meer, toonde zeer grote overeenkomst aan in de ontwikkeling binnen en buiten de modelsystemen gedurende de

eerste maand [Donze pers. com.]. Hoewel het uiteraard niet zo is dat de modelsystemen identiek zijn aan de Noordzee of het Bergumermeer, kan gesteld worden dat het plankton in de modelsystemen zich op natuurlijke wijze ontwikkelt. Hierdoor mogen resultaten uit deze experimenten met enig vertrouwen geëxtrapoleerd worden naar natuurlijke systemen.

3. Enige resultaten

Door TNO is aan enkele mogelijke toepassingen van mariene modelecosystemen gewerkt. De nadruk heeft gelegen op de studie van het lot en de effecten van zware metalen en een aantal organische verontreinigingen. Hiervan zullen een aantal voorbeelden worden gegeven.

Lot en effecten van kwik

Direct na toepassing van een milieu-belastende stof kan vaak remming aangetoond worden van de groeisnelheid van een of meerdere componenten uit het systeem. Afb. 4 laat als voorbeeld zien hoe de primaire produktie (fytoplanktonproduktie) per eenheid chlorofyl (relatieve primaire produktie) geremd werd na toevoeging van $5 \mu\text{g Hg} \cdot \text{l}^{-1}$ in een experiment in de Rosfjord, zuid Noorwegen. Tevens is aangegeven hoe de kwikconcentraties gedurende het experiment verliepen.

Ook uit afb. 3 blijkt remming van het fytoplankton direct na toevoeging van het kwikchloride. Tegelijk met de afname van de kwikconcentraties in het water, nam ook de remming af. In het experiment waarvan de resultaten zijn weergegeven in afb. 3, nam na 4 dagen het fytoplankton in de verontreinigde systemen weer toe. De toediening van kwik

resulteerde in dit geval in een vertraging van 9 dagen in de maxima van het fytoplankton (afb. 3).

Een van de voordelen van deze model-ecosystemen is dat naast de effecten van een stof ook het gedrag ervan onder semi-natuurlijke omstandigheden bestudeerd kan worden. Het is bekend dat verschillen in effecten van stoffen tussen laboratorium-opstellingen en ecosystemen veroorzaakt kunnen worden door verschillen in fysisch-chemisch en biologisch lot van deze stof in het laboratorium en erbuiten. Te denken valt aan processen als complexvorming van metalen, biodegradatie en fotooxidatie van organische stoffen, adsorptie aan slibpartikels of sediment, vervluchtiging enz. Na toevoegen van kwikchloride aan de modelsystemen werd bijvoorbeeld gevonden dat naast methylering omzetting optrad van ionogeen naar metallisch kwik, hetgeen verdween door verdamping [Kuiper, 1981a, 1982b].

Afbraak van organische verontreinigingen

Sinds 1978 is in de model planktonsystemen gewerkt met organische stoffen zoals onder andere gesubstitueerde fenolen, dichlooraniline, PCB's en een detergent (tetrapropyleenbenzeensulfonaat = TPBS). Deze experimenten werden gelijktijdig uitgevoerd met standaard 'die-away' biodegradatie-experimenten in het laboratorium [OECD, 1981]. Veelal werd ook water uit de modelecosystemen gebruikt voor deze die-away toetsen.

Met sommige van de genoemde stoffen werd een redelijke overeenstemming gevonden tussen de resultaten van de laboratorium-toetsen en de model ecosystemeexperimenten uitgevoerd met hetzelfde water. Met name gold dit voor vrij gemakkelijk afbreekbare stoffen als fenol en 4-chloorfenol en voor zeer moeilijk afbreekbare stoffen als dichlooraniline en PCB's. Soms verschilden de afbraaksnelheden zoals bijvoorbeeld bij fenol, en werd nutriëntenlimitatie van de afbraak in de model planktonsystemen gevonden.

Met stoffen die minder gemakkelijk afbreken, kunnen opvallende verschillen ontstaan tussen de afbraak bepaald met de twee methoden. Een extreem voorbeeld hiervan is 4-nitrofenol. Deze stof werd niet afgebroken in drie verschillende model planktonexperimenten, die 37 tot 49 dagen duurden. In laboratoriumexperimenten was er een volledige afbraak in een tijd van 11 tot 35 dagen [Kuiper en Hanstveit, 1983]. In laboratoriumexperimenten uitgevoerd volgens NEN-norm (NRP 651) werd afhankelijk van het gebruikte inoculum soms een volledige afbraak gevonden binnen enkele dagen. Ook met TPBS werd een dergelijk verschil gevonden.

Deze verschillen in afbraaksnelheden werden

waarschijnlijk veroorzaakt door het ontbreken van licht in de laboratorium-experimenten en door factoren die op ecosysteemniveau werkzaam zijn, zoals bijvoorbeeld concurrentie tussen verschillende soorten bacteriën om substraat en anorganische nutriënten, cometabolisme, diauxie, concurrentie tussen bacteriën en fytoplankton om anorganische nutriënten. Gezien het feit dat grote delen van de zee gedurende vele maanden van het jaar zeer oligotroof zijn, tonen de in de model-ecosystemen verkregen resultaten aan, dat men zeer voorzichtig moet zijn met de interpretatie van standaardlaboratorium-toetsen, zelfs indien stoffen in het laboratorium 'readily degradable' zijn zoals gedefinieerd in de OECD-Guidelines [Kuiper, 1982; Kuiper en Hanstveit, 1983].

Toxiciteit van metabolieten

Een ander belangrijk punt is dat tijdens de afbraak van organische stoffen metabolieten gevormd kunnen worden; deze kunnen giftiger zijn dan de oorspronkelijke stof. Dit wordt met de bestaande laboratorium-toetsen niet ontdekt, omdat routine degradatie- en toxiciteitsexperimenten gescheiden uitgevoerd worden. In model-ecosystemen komt dit fenomeen gemakkelijk aan het licht. Afb. 5 geeft als voorbeeld de ontwikkeling van de primaire productie (gemeten op een diepte van 0,5 m van 10-14

uur) in een experiment waarin op de 5e dag 4-chloorfenol (4CP) was toegediend aan de systemen. Na dag 20 kwam de afbraak van 4CP goed op gang, en na dag 23 werd geen 4CP meer in het water gemeten. Pas na dag 20 treedt de grootste remming van het fytoplankton op, hetgeen zich tevens uitte in dalende en laag blijvende chlorofyl concentraties bij de oorspronkelijk hoogste concentratie 4CP.

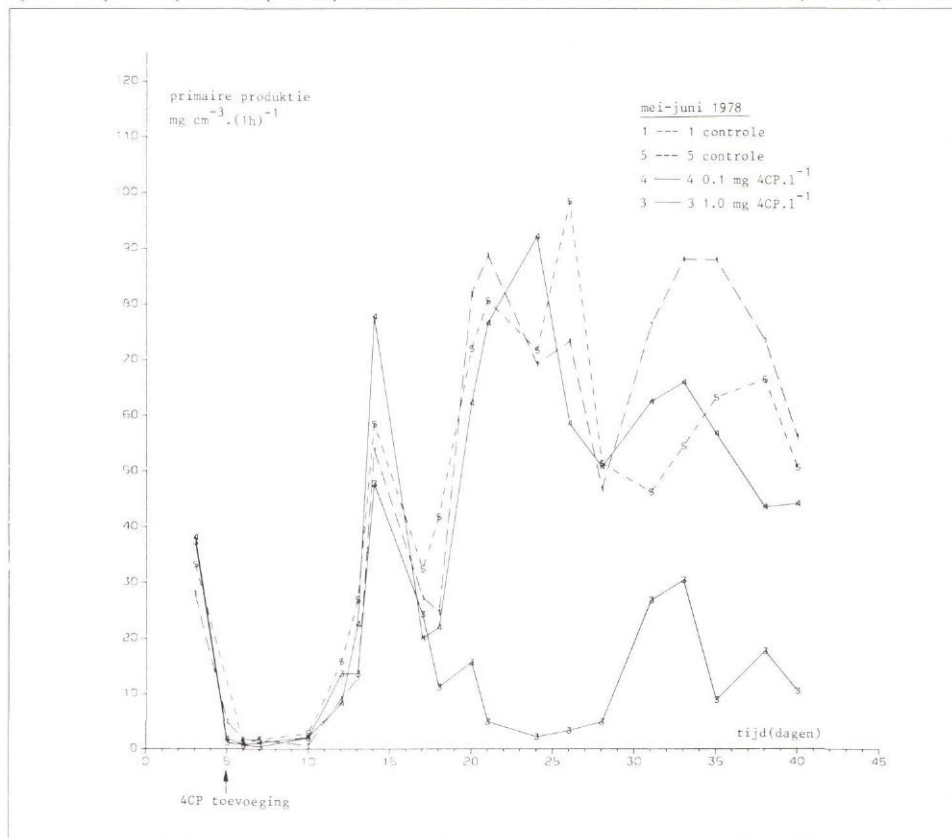
Toxiciteit via biologische interacties

Een ander aspect dat in ecosystemen van fundamenteel belang is, en dat in bestaande laboratoriumtoetsen moeilijk te benaderen is, zijn de interacties tussen de verschillende soorten organismen. Hierbij kan zowel gedacht worden aan interacties tussen soorten op hetzelfde trofische niveau (bijv. concurrentie tussen bacteriesoorten onderling, tussen fytoplanktonsoorten onderling), als aan interacties tussen trofische niveaus. Ogenscheinlijk kleine veranderingen als het wegvallen of het geremd worden van één soort kunnen door interacties leiden tot grote veranderingen in het totale ecosysteem. Kuiper [1981b] rapporteerde een experiment in model-ecosystemen waarin toevoegen van cadmium in concentraties van 1-50 $\mu\text{g Cd} \cdot \text{l}^{-1}$ leidde tot lagere dichtheden van de ribkwal, *Pleurobrachia pileus*, in vergelijking met de controles. *P. pileus* predeert op copepoden en door de verschillende dicht-

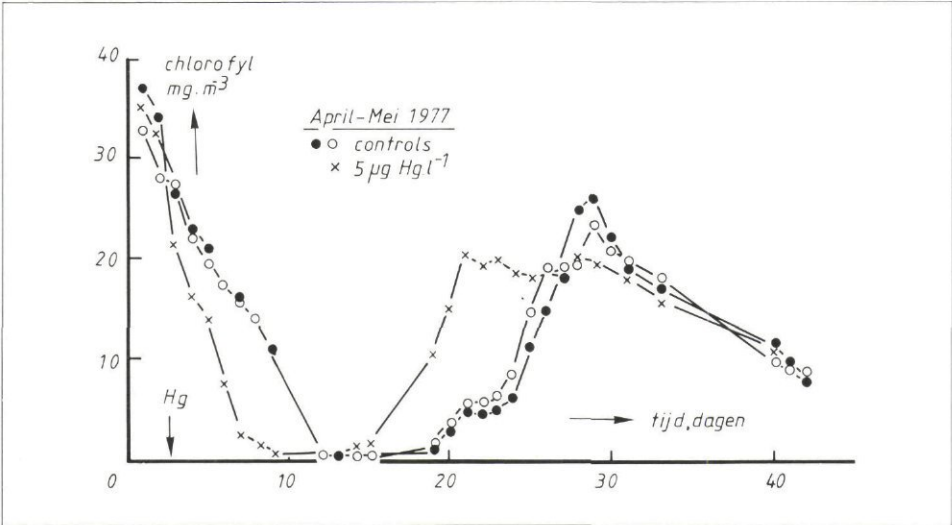
heden ribkwallen verschilde de graasdruk op het herbivore zoöplankton (copepoden) aanzienlijk tussen de verschillende systemen, hetgeen ertoe leidde dat in de controles lagere aantallen copepoden gevonden werden dan in de verontreinigde systemen. Hogere concentraties cadmium hadden directe effecten op de copepoden, hetgeen ertoe leidde dat op een gegeven moment de dichtheden copepoden in de controle gelijk waren aan die in het systeem met de hoogste concentratie cadmium.

Het systeem demonstreert dat ecologisch inzicht noodzakelijk is voor het begrijpen van toxicologische effecten in de natuur. Een ander voorbeeld waarin interacties tussen trofische niveaus leiden tot onverwachte effecten op het plankton is gegeven in afb. 6. In een experiment in 1977 werd op de 2e dag 5 $\mu\text{g Hg} \cdot \text{l}^{-1}$ (als kwik(II)chloride) aan model-ecosystemen toegevoegd. Net als in eerdere experimenten leidde deze toevoeging tot remming van de fytoplanktonactiviteit. Na twee weken nam de fytoplanktondichtheid in de met kwik verontreinigde systemen veel sneller toe dan in de controles, terwijl in eerdere analoge experimenten vaak een vertraagde fytoplanktongroei gevonden werd [Kuiper, 1977b, 1981a]. De oorzaak hiervan was waarschijnlijk dat in de controles protozoën (*Tintinnopsis sp.*) sterk in aantal toenamen ($> 500 \cdot \text{ml}^{-1}$ op dag 12). Deze tintinniden ontwikkelden zich niet in het verontreinigde systeem; zij veroorzaakten in de controles kennelijk zo'n hoge gaasdruk, dat de toename van fytoplankton hierdoor vertraagd werd.

Afb. 5 - De primaire productie op een diepte van 0,5 m in twee controles en twee met 4CP belaste model planktonsystemen.



Versillen in de soortensamenstelling van het plankton tussen de controles en de verontreinigde systemen werden vaak gevonden. Zo werd waargenomen dat μ -flagellaten in hogere aantallen voorkwamen na toevoeging van 0,5 of 5,0 $\mu\text{g PCB's} \cdot \text{l}^{-1}$ (Aroclor 1254). De fytoplanktonpieken na toedienen van kwik, zoals ze in afb. 3 naar voren kwamen, werden ook door andere soorten gevormd dan in de controles. In experimenten waarin de toevoeging van een stof leidde tot lagere dichtheden van het zoöplankton (zoals bijv. na toedienen van kwik, 4CP, PCB's), verschilde de soortensamenstelling van het fytoplankton altijd in die zin, dat grotere soorten relatief belangrijker waren in het belaste systeem in vergelijking met de controles. Afb. 7 geeft als voorbeeld hiervan de deeltjesgrootteverdeling op dag 40 in een experiment, waarin op dag 5 eenmalige doses 3,4-dichlooraniline (DCA) toegevoegd waren. Selectief grazen van copepoden leidt waarschijnlijk tot deze verschillen in de soortensamenstelling van het fytoplankton [cf. Sanders en Ryther, 1980; Steele en Gamble, 1982].



Afb. 6 - De ontwikkeling van het fytoplankton (chlorofylconcentratie) in controles en een met kwik verontreinigd modelecosysteem.

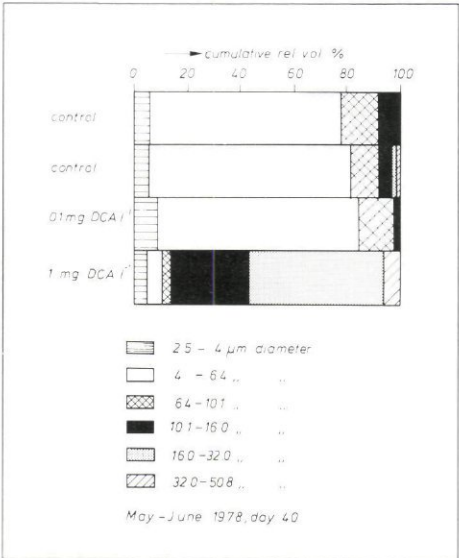
4. Toepassingen in Nederland

Indien we ons beperken tot het ecotoxicologisch onderzoek, kunnen de volgende toepassingen van modelplanktonsystemen aangegeven worden.

TNO heeft tot nu toe alleen ervaring in mariene planktonsystemen. Onderzoek van anderen heeft aangetoond dat de methode ook in zoetwater ecosystemen zinvol toegepast kan worden [Gächter, 1979; Barica et al., 1980; Marshall en Mellinger, 1980].

a. Het meten van de invloed van verontreiniging op planktongemeenschappen. Het gebruik van natuurlijke systemen is van belang voor de validatie van laboratoriumtoetsen en de onderbouwing van het overheidsbeleid ten aanzien van normen. De aard van de verontreiniging kan variëren van de door ons tot nu toe gebruikte min of meer zuivere chemicaliën tot mengsels, waarvoor een dumpings- of lozingsvergunning wordt aangevraagd. Ook kan met behulp van deze systemen bijvoorbeeld de invloed van het lozen van koelwater (thermische vervuiling) bestudeerd worden, zoals onderzoek bij de KEMA aangetoond heeft [Donze, 1978].

Voorts zou een bijdrage geleverd kunnen



Afb. 7 - Verdeling van de fytoplankton over verschillende grootte klassen in verschillende zakken op de veertigste dag van een experiment waarin op dag 5 een eenmalige dosis DCA (3,4-dichloroaniline) was toegevoegd.

worden in de studie naar de mogelijke effecten van eutrofiëring in het aquatisch milieu.

b. Het meten van het lot van verontreinigde

stoffen in het aquatisch milieu. Hierbij kan gedacht worden aan biodegradatie en foto-oxidatie-onderzoek, maar ook aan adsorptie-desorptie onderzoek van belang bijvoorbeeld bij lozingen van grote hoeveelheden afvalzuren, baggerslib en dergelijke. Daarnaast kan onder min of meer natuurlijke omstandigheden de verdeling van toegediende stoffen over de verschillende componenten van het plankton en gesuspendeerd materiaal bestudeerd worden.

c. Het meten van processnelheden van belang als invoergegevens van ecologische (mathematische) modellen.

5. Slotopmerkingen en conclusies

Reproduceerbaarheid toxicologische resultaten

De reproduceerbaarheid van effecten van een bepaalde toxische stof in een routine laboratoriumtoets zoals bijvoorbeeld de *Daphnia* LC50 toets kan heel aanvaardbaar worden genoemd (factor 2-3 verschil tussen LC50 of NOEC (= No observed Effect Concentration)). De variatie tussen toetsen met verschillende organismen (vissen, crustaceën, algen, etc.) is door verschillen in gevoeligheid van de verschillende soorten veel groter en kan soms tot een factor 10.000 oplopen (zie bijv. review over toxiciteit van kwik door Taylor [1979]). Helaas is het niet zo dat één of enkele soorten beschouwd kunnen worden als de meest gevoelige test-organismen voor alle soorten chemicaliën. Dit maakt het gebruik van één of enkele soorten voor beoordeling van milieurisico van chemicaliën in feite onmogelijk.

De reproduceerbaarheid van resultaten in verschillende modelecosysteemexperimenten is groot, de concentraties van kwik en cadmium bijvoorbeeld die nog net effecten te zien gaven in deze systemen verschilden niet meer dan een factor 10. De experimenten met kwik(chloride) werden bovendien uitgevoerd door verschillende onderzoekers in verschillende zeegebieden (Saanich Inlet, westkust Canada; Loch Ewe, west Schotland; Rosfjord, zuid Noorwegen, Den Helder [zie Kuiper et al., 1983b; Kuiper, 1982a]).

Gevoeligheid modelecosystemen

De concentraties die als eenmalige dosis aan de mariene modelsystemen werden toegevoegd en effecten opleverden lagen meestal onder de NOEC (No Observed Effect Concentration) uit laboratoriumexperimenten [bijv. Adema et al., 1983]. In 1980-1981 werd een project uitgevoerd, waarbij de resultaten van acute en chronische toxiciteitsexperimenten met een vijftal organismen vergeleken werden met die uit de modelecosystemen. Hieruit bleek dat de concentraties waarbij in de natuurlijke systemen nog effecten werden aangetoond 2 tot 2.000 maal zo laag waren als die welke

TABEL I - Vergelijking van de hoogste concentraties van een aantal modelstoffen die in routine laboratoriumtoetsen geen effecten gaven (NOEC), met de laagste concentratie welke effecten veroorzaakte in de modelplanktonsystemen. [Voor toetsbeschrijving Adema et al., 1983, TNO 1980].

	Toetsduur, criterium	Aroclor 1221 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	Aroclor 1254 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	TPBS $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$	4-CP $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$
Scenedesmus	4 d. groei	ca. 10	5,6	≤ 10	18
Phaeodactylum	4 d. groei	32	32	0,1	0,32
Zebravis	4 d. mortaliteit, gedrag, kleur	1.000	420	18	4,2
Gammarus marinus	4 d. mortaliteit, gedrag	74	18	1,8	2,4
Daphnia magna	24 uur mortaliteit	420	56	32	7,4
	14 dagen mortaliteit, reproductie	100	32	1,3	1,8
Modelplanktonecosystemen	-	1,0	0,5	0,1	0,3

in het laboratorium effecten te zien gaven (modelstoffen Aroclor 1254, Aroclor 1221, TPBS, 4CP, zie tabel I).

Bij deze vergelijking met voor het merendeel acute toetsen moet wel bedacht worden dat het hierbij om screeningstoetsen gaat die niet in de eerste plaats bedoeld zijn om een NOEC te bepalen. Echter ook vergelijking met gegevens uit de literatuur geeft aan dat de model planktongemeenschappen een gevoelig stuk gereedschap vertegenwoordigen. Een ander belangrijk voordeel van de modelecosystemen is dat in deze systemen na een eenmalige dosis behalve de effecten ook een eventuele herstelfase van het systeem gevolgd kan worden.

Wellicht belangrijker dan de grote gevoeligheid van het systeem die aangetoond is met mariene ecosystemen en sommige zoetwatersystemen, maar die bijv. niet hoeft op te gaan voor eutrofe zoetwatersystemen is het feit dat de resultaten verkregen worden onder semi-natuurlijke omstandigheden. Hierdoor kunnen ze met meer vertrouwen geëxtrapoleerd worden naar veldcondities dan die verkregen in laboratoriumtoetsen.

Een nadeel van de complexiteit van de gebruikte modelsystemen is dat werkingsmechanismen achter geobserveerde verschijnselen en effecten niet altijd duidelijk zijn. Gericht experimenten met eenvoudiger modelsystemen zijn noodzakelijk om hypothesen over mechanismen te toetsen. Dit onderzoek zal meestal in het laboratorium uitgevoerd kunnen worden. Op deze manier kan er een vruchtbare wisselwerking ontstaan tussen onderzoek in complexe model-ecosystemen en eenvoudiger laboratoriumsystemen.

Een ander nadeel van de modelsystemen is dat bij elk experiment van een totaal andere planktongemeenschap wordt uitgegaan, waardoor gevoelige soorten aanwezig of afwezig kunnen zijn. De reproduceerbaarheid van resultaten verkregen uit verschillende ecosysteemexperimenten geeft echter aan dat dit punt toepassing in de ecotoxicologie niet hoeft te verhinderen. Een ander nadeel is dat 'swinters' wanneer de instraling van het licht de primaire produktie beperkt geen zinvolle experimenten gedaan kunnen worden. Het 'seizoen' is, althans in Nederland, beperkt van maart tot oktober. De soms gehoorde opvatting dat model-ecosystemen nog niet geschikt zijn voor praktische toepassing, omdat zij zich nog teveel in een ontwikkelingsfase zouden bevinden, hopen wij met de gegeven voorbeelden ontzenuwd te hebben [zie ook Grice en Reeve, 1982; Giesy, 1980; Cairns, 1980].

Een ander vooroordeel is dat dit type experimenten buitengewoon kostbaar zou zijn. In feite worden in een modelecosysteem-experiment meerdere toxiciteitstoetsen

tegelijkertijd gedaan en kan tegelijkertijd informatie verzameld worden over het lot van de verontreiniging. De kosten van de door TNO ontwikkelde modelecosysteem-methode is van dezelfde grootte orde als die van een set van enige acute en chronische toxiciteitsexperimenten op laboratorium-schaal (f 30 à 40.000,- per stof). Gezien de informatie-inhoud van de modelecosysteem-experimenten, kunnen deze laatste niet als 'veel duurder' gekarakteriseerd worden.

Gezien het voorgaande is het onlogisch dat dit type experimenten pas in de laatste fasen van de gangbare beoordelingssystemen voor de milieuschadelijkheid van chemicaliën voorkomt (bijv. step-sequence systemen EPA en OECD). Cairns [1981] suggereerde dat deze step-sequence systemen meer een weergave zijn van de historische ontwikkeling van het vak van de milieutoxicologie, dan dat zij de state-of-the-art vertegenwoordigen. Vroegtijdige inschakeling van semi-natuurlijke systemen, gelijktijdig met de eerste fasen van het laboratorium toxiciteits- en biodegradatie-onderzoek lijkt een logische en uiteindelijk kostenbesparende werkwijze. Wellicht ten overvloede kan opgemerkt worden dat het semi-natuurlijke experimentele toetsysteem niet voor elk type probleem of elk type ecosysteem waarover een uitspraak gewenst is, zal bestaan uit een model plankton systeem. Wij zijn van mening dat mariene model planktonsystemen een belangrijke bijdrage kunnen leveren bij toetsproblemen in het mariene milieu. Voordat wordt besloten tot het op routine-basis inschakelen van model plankton-systemen ten behoeve van ecotoxicologische toetsing voor de Nederlandse zoete wateren is aanvullend onderzoek noodzakelijk.

Geciteerde literatuur

- Adema, D. M. M., Kuiper, J., Hanstveit, A. O. and Canton, H. H. (1983). In: *Test procedures for assessing hazards of pesticides and other xenobiotics in ecosystems*. J. Miyamoto, ed. Pergamon Press, pp. 537-544.
- Bannink, B. A., Meulen, J. H. M. van der, Peeters, J. C. H. en Vlucht, J. C. van der (1980). *Hydrobiol. Bull.* 14: 73-89.
- Barica, J., Kling, H. en Gibson, J. (1980). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 1175-1183.
- Boucher, G. (1980). *Mar. Poll. Bull.* 11: 95-101.
- Brockmann, U. H. et al. (1977). *Mar. Biol.* 43: 1-17.
- Brockmann, U. H. et al. (1979). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 1: 283-291.
- Brockmann, U. H. (1980). Thesis Hamburg.
- Cairns, J. (1980). *Testing for effects of chemicals on ecosystems*. National Academy Press, Washington.
- Cairns, J. (1981). *Mar. Environm. Res.* 4: 165-166.
- Davies, J. M. et al. (1975) in: *Estuarine Research*, L. E. Cronin, ed., vol. I. Academic Press, pp. 251-264.
- Davies, J. M. en Gamble, J. C. (1979). *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B286*: 523-544.
- Donze, M. (1978). *Proc. Int. Ass. Theor. Appl. Limnol.* 20: 342-346.
- Dortland, R. J. (1980). Thesis Wageningen.
- Gächter, R. (1979). *Schweiz. Z. Hydrol.* 41: 169-176.
- Gamble, J. C. et al. (1977). *Bull. Mar. Sci.* 27: 146-175.
- Gray, J. S. (1974). In: *Pollution and physiology of marine organisms*, F. J. Vernberg en W. B. Vernberg, eds. Academic Press, New York, pp. 465-485.

- Grice, G. D. et al. (1980). *J. Mar. biol. Ass. UK* 60: 401-414.
- Grice, G. D. en Reeve, M. (1982). *Marine Mesocosms*. Springer, New York.
- Giesy, J. P. (1980). *Microcosms in ecological research*. Publ. Technical Information Center, Springfield, Virginia.
- Kerrison, P. H. et al. (1980). *Env. Technol. Letters* 1: 169-176.
- Kock, W. C. de en Kuiper, J. (1981). *Chemosphere* 10: 575-604.
- Kuiper, J. (1977). *Mar. Biol.* 44: 97-107.
- Kuiper, J. (1977). *Helgolander wiss. Meerseunters.* 30: 652-665.
- Kuiper, J. (1981a). *Ecotox. Environm. Safety* 5: 106-134.
- Kuiper, J. (1981b). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 6: 161-174.
- Kuiper, J. (1982). Thesis Wageningen.
- Kuiper, J. et al. (1983a). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 14: 9-17.
- Kuiper, J. et al. (1983b). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 14: 93-105.
- Kuiper, J. en Hanstveit, A. O. (1983). TNO-publikatie P 83/6, aangeboden.
- Lacaze, J. C. (1974). *Mar. Poll. Bull.* 5: 153-156.
- Lund, J. W. G. (1972). *Verh. Intern. Verein. Limnol.* 18: 71-77.
- Marshall, J. S. en Mellinger, D. L. (1980). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 403-414.
- Menzel, D. W. en Case, J. (1977). *Bull. Mar. Sci.* 27: 1-7.
- Menzel, D. W. en Steele, J. H. (1978). *Rapp. P.V. Reun. Cons. int. explor. Mer* 173: 7-12.
- OECD (1981). *OECD Guidelines for testing of chemicals*. OECD Publication Office, Paris.
- Oviatt, C. A. et al. (1980). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2: 179-191.
- Parsons, T. R. (1981). *Mar. Poll. Bull.* 9: 203-205.
- Perkins, E. J. (1979). *The biology of estuaries and coastal waters*. Academic Press, London, etc.
- Ringelberg, J. en Kersting, K. (1978). *Arch. Hydrobiol.* 83: 47-68.
- Sanders, J. G. en Ryther, J. H. (1980). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 3: 279-283.
- Saward, D. et al. (1975). *Mar. Biol.* 29: 351-361.
- Schindler, D. W. et al. (1980). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 373-377.
- Steele, J. H. en Gamble, J. C. (1982). In: *Marine Mesocosms*, G. D. Grice en M. R. Reeve, eds., pp. 227-237.
- Takahashi, M. et al. (1975). *Arch. Hydrobiol.* 76: 5-23.
- Takahashi, M. en Whitney, F. A. (1977). *Bull. Mar. Sci.* 27: 8-16.
- Taylor, D. (1979). *Residu Reviews* 72: 33-70.
- TNO (1980). *Degradability, Ecotoxicity and bio-accumulation. The determination of the possible effects of chemicals and wastes on the aquatic environment*. Staatsuitgeverij, Den Haag.
- Zeitschel, B. (1978). *Proc. Oceanology Int.* 78, Techn. Session B, pp. 21-32.

Internationales Symposium Wasserbedarf

De Oostenrijkse, Zwitserse en Duitse vakorganisaties op het gebied van water organiseren op 26 en 27 juni a.s. in het Kongresszentrum Igls/Tirol bij Innsbruck het Internationales Symposium Wasserbedarf. Doel van het symposium is om te komen tot een uitwisseling van kennis en ervaring over watergebruik en bemetering over watergebruik en bemetering van woonhuizen, flatgebouwen, kantoren en ziekenhuizen. Aanmeldingen voor deelname (voor 30 mei): DVGW, Postfach 5240, D-6236 Eschborn 1, z.Hd.Frau Schmidt, tel.: 06196/7017-21.