

Ecologische kwaliteitseisen te stellen aan het effluent van afvalwaterzuiveringsinrichtingen

1. Inleiding

Nadat jarenlang grote hoeveelheden afvalwater zonder enige zuivering geloosd werden soms in het zoute, doch voornamelijk in het zoete oppervlaktewater, breekt eindelijk de gedachte door, dat hierdoor een natuurbederf begint op te treden, dat zijn weerga slechts eenmaal eerder heeft gehad.

Het is lang geleden, dat de mens door schade en schande moest leren, dat hij zijn voedsel niet voor niets aan de natuur kon onttrekken en dat de rooibouw die op de



DR. H. L. GOLTERMAN
directeur Limnologisch Instituut,
Nieuwersluis

voedselproducerende ecosystemen werd gepleegd niet straffeloos kon worden voortgezet. Het meest spectaculaire voorbeeld is waarschijnlijk wel de woestijnvorming met de enorme stofwolken die in de jaren 1920 tot 1935 de USA teisterden (de Dust Bowl, zie bijv. Steinbeck, the Grapes of Wrath). Op dezelfde wijze zijn we, wederom door schade en schande wijzer geworden gaan begrijpen, dat de natuur ook niet kosteloos ons afval kan opruimen. Het besef dringt slechts langzaam door en bepaald nog niet overal. Toen het geleidelijk aan duidelijk werd, dat meren, rivieren en kustzeeën door onbepaalde lozingen in kwaliteit achteruit gingen, werd de gedachte geopperd, dat bij de lozing van afvalwater rekening gehouden moest worden met de functie van het water voor de mens. Zo zouden meren dienend voor drinkwaterwinning beter beschermd moeten worden dan degene die voor visproductie of recreatieve doeleinden bestemd waren. Scheepvaart stelde eigenlijk in het geheel geen eisen. Enkele wateren kregen zelfs als 'functie' afvalwaterzuivering toegewezen!

Het steeds luider worden van de stem van biologen, al dan niet in actiegroepen verenigd, die vroeg om het leven in het water zelf als criterium voor bescherming te nemen, leidde tenslotte tot het idee meren te beschermen ter wille van hun biologische waarde, of ter wille van de in deze meren voorkomende ecosystemen. Het begrip 'ecologische functie' was geboren en daarmee een nieuw misverstand. Wanneer we nu in het zgn. Indicatief Meerjaren Plan lezen, 'dat de kwaliteitseisen gericht (zijn) op de algemene ecologische functie van het water', met daarnaast aanvullende 'eisen' afhankelijk van de gebruiksdoeleinden, is het duidelijk dat het water beschouwd wordt

een functie te hebben voor de ecologie van de mens, die in deze gedachtengang centraal gesteld wordt.

Ecologische kwaliteitseisen zijn echter de eisen die gesteld moeten worden om het voortbestaan van de levensgemeenschappen in het water zelf veilig te stellen. Dit is een heel ander, een veel essentiëler uitgangspunt. Ecologische eisen zijn namelijk zo hoog, dat daarnaast 'aanvullende eisen afhankelijk van de gebruiksdoeleinden' overbodig zijn. Wie de ecosystemen in het water veilig stelt, garandeert veelal automatisch dat dat het water voor alle gebruiksdoeleinden voor de mens aangewend kan worden. In enkele voorbeelden wil ik deze stelling toelichten.

Het is wellicht nuttig er in dit verband op te wijzen, dat er een principiële verschil is tussen lucht- en waterverontreiniging. Bij de luchtverontreiniging is in het algemeen alleen de mens, die hinder ondervindt en die veelal al voor zijn eigen gezondheid de nodige maatregelen neemt. Andere effecten zijn veelal van lokale aard. Maatregelen hebben voorts een vrijwel momentaan effect; meestal is er geen lang na-effect. Zelfs bij zeer ingrijpende waterverontreiniging wordt de mens niet *rechtstreeks* bedreigd; het is 'alleen maar' de zeehond, de forel, de kikker die verdwijnt. Maatregelen hebben wel effect, doch veelal pas na geruime tijd.

De biocenosen hebben soms een zeer taai bestaan, maar zijn ze vernietigd of beschadigd, dan kost het herstel vele malen meer tijd dan de vernietiging. Wanneer we nu trachten ecologische eisen voor de kwaliteit van een effluent te formuleren zal het duidelijk zijn, dat zulks alleen kan vanuit een analyse van de kenmerkende eigenschappen van de aquatische biocenosen. Daarnaast stellen we een opsomming van de 'storende' elementen of verbindingen. Om in de moderne wiskundige terminologie te spreken: we hebben een verzameling ecologische kenmerken en een verzameling storende, de z.g. 'ongure elementen'. We zullen in principe alle relaties moeten opsporen en die relaties, die tot het domein van de storingen horen, moeten uitbannen.

2. Kenmerken van het aquatische ecosysteem *

Alle energie, die in het systeem gebruikt wordt in chemische en biologische processen komt uit de fotosynthese. In het open water vertegenwoordigt het fytoplankton (éencellige algen, al dan niet tot iets grotere eenheden verenigd) 90-95 % van deze fotosynthese capaciteit. In sloten en vaarten,

evenals in het oeverwater nemen ook hogere planten aan deze productie deel. Deze zijn in het algemeen in mindere mate afhankelijk van de waterkwaliteit.

Door de kleine afmetingen van het plankton komen hoge snelheden van reproductie voor. Verdubbeling van de biomassa in 2 à 7 dagen is zeer algemeen. Door deze hoge deelsnelheid bereiken de populaties in enkele weken hun maximum dichtheid. Hierna komt de populatie in een afsterfperiode, die veelal even snel verloopt, en een volgende populatie neemt de opengevallen plaats in.

Groeiende en afstervende populaties komen derhalve naast elkaar voor. Naast de meest voorkomende soort zijn vele andere soorten aanwezig met een potentiële capaciteit om dominant te worden. Onderlinge concurrentie is een wezenlijk kenmerk van de successie van het fytoplankton. Door de hoge groeicapaciteit en de lage concentraties aan nutriënten zouden deze laatste in enkele dagen zijn uitgeput. Door mineralisatie van afstervend fytoplankton door bacteriën blijven de nutriënten voortdurend in omloop. Dit voortdurend hergebruik — recycling — voorkomt een stagnatie in de fotosynthese.

Kenmerken van het botanisch deel van het ecosysteem zijn:

- B₁: diversiteit
- B₂: hoge groeicapaciteit van de componenten
- B₃: nutriënten gebrek
- B₄: energiebehoefte
- B₅: concurrentie
- B₆: successie
- B₇: mineralisatie van nutriënten
- B₈: tolerantie t.o.v. nutriënt-uitputting, temperatuur, pH, etc.

Een deel van de energie die in het fytoplankton opgeslagen is, wordt opgenomen door het zooplankton.

Het gehele stelsel van dergelijke transporten noemt men voedselketens of voedselweefsel. Het zooplankton wordt in zijn groei niet alleen beperkt door de hoeveelheid voedsel, maar in nog sterkere mate door de temperatuur. Dit laatste komt vooral doordat de verschillende stadia in de ontwikkeling van het zooplankton in een bepaalde tijdsduur worden afgelegd, die sterk door de temperatuur bepaald wordt.

Naast diversiteit en concurrentie spelen voedselselectie en -preferentie bij het zooplankton ook nog een rol. Grotere algen kunnen meestal niet worden gegeten; blauwieren lijken giftig of althans onsmakelijk te zijn, en algen met een 'slijmlaag' lijken niet verteerd te worden.

In volgende stappen in de voedselketen spelen dezelfde kenmerken een rol. Daarnaast begint gedrag met toenemende

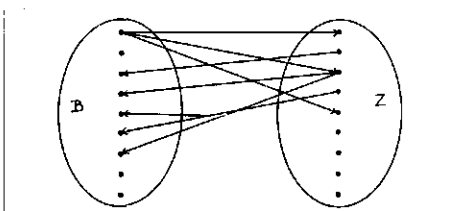
* Samenvatting van drie voordrachten; Gulati, 1975, Golterman, 1970a, 1975a.

lichaamsafmetingen een grotere rol te spelen. Het zooplankton voedt zich met sommige componenten van het fytoplankton, de zgn. primaire consumptie. Tussen consument en producent — evenals tussen prooi en roofdier — ontstaat een evenwicht dat optimale efficiëntie van voedseltransport waarborgt. De concentratie van het voedsel ligt lager dan zonder de aanwezigheid van de consument of resp. van het prooidier. Het systeem is gevoelig voor storingen; er bestaat een metastabiel evenwicht, d.w.z. een kleine invloed verstoort het evenwicht niet. Een groot deel van het voedsel wordt gebruikt voor de energiebehoefte van de consument waardoor een evenredig deel van de in het voedsel opgeslagen nutriënten in minerale vorm wordt teruggeleverd aan het water. Daar het fytoplankton groeit onder nutriënten gebrek wordt de groei versterkt. Het systeem is door deze dubbele terugkoppeling nu stabiel geworden; de zgn. homeostase. Storingen veroorzaken nu een korte gedempte oscillatie. Kenmerken van het zoologisch deel van het ecosysteem zijn:

- Z₁: diversiteit
- Z₂: op hogere niveaus: afnemende groei-capaciteit
- Z₃: voedselselectie
- Z₄: voedselgebrek
- Z₅: energiebehoefte en nutriënten 'recycling'
- Z₆: temperatuurinvloed op groei
- Z₇: concurrentie
- Z₈: successie
- Z₉: tolerantie (t.o.v. ongunstige factoren, zoals temperatuur en voedseluitputting)
- Z₁₀: gedrag

Wanneer we de kenmerken B₁, B₂... en Z₁, Z₂... beschouwen als een puntenverzameling, kunnen we verschillende relaties tekenen (zie afb. 1).

Ook binnen de verzamelingen zelf bestaan vele relaties bijv. de relatie B₅ → B₆ die samenvat dat concurrentie leidt tot successie. Deze interne relatie is weer gekoppeld aan de relatie (Z₃ → B₅) die betekent dat door voedselselectie de uitkomst van de (fytoplankton) concurrentie kan omkeren.



Afb. 1 - Interacties tussen elementen uit verzameling (B) en (Z). Niet alle relaties zijn al bekend en om de tekening duidelijk te houden zijn slechts enkele relaties ingetekend.

Tolerantie is misschien een faktor in de successie, misschien een onafhankelijke faktor. Een bekend voorbeeld is de (geringe) tolerantie van diatomeeën voor hoge licht intensiteit tijdens silicaatgebrek. De tolerantie van één soort voor een hoge pH, veroorzaakt door de opbloei van een andere soort, is al een ander type tolerantie: nl. die tegen de uitwendige verstoring, die leidde tot de sterke opbloei van die ene soort. Sommige relaties kunnen door differentiaal-vergelijkingen beschreven worden, en wel voornamelijk diegene, die een snelheid of een kwantiteits relatie beschrijven. Een voorbeeld is de eenvoudige groeibescrijving van fytoplankton - zooplankton populaties gegeven door Margalef (1968).

TABEL I - Model van voedselketens in water (naar Margalef, 1968).
E = samenstelling Environment.
N₁, N₂ en N₃ zijn populatie aantallen.

	E	N ₁	N ₂	N ₃
dE/dt		- a E N ₁	- b E N ₂	
dN ₁ /dt	+ E N ₁	- f N ₁ ²	- g N ₁ N ₂	- h N ₁ N ₃
dN ₂ /dt		i N ₁ N ₂	- j N ₂ ²	- k N ₂ N ₃
dN ₃ /dt		l N ₁ N ₃	- m N ₂ N ₃	- n N ₃ ²

$$\frac{dE}{dt} = + KN_1N_2$$

Een extra term $\frac{dE}{dt} = + KN_1N_2$ moet

worden toegevoegd om het hergebruik van de nutriënten te beschrijven (Golterman, 1970).

De verzameling differentiaal-vergelijkingen geeft een simplistisch beeld van het ecosysteem. De volledige relatie (Z ↔ B) is uiterst complex; de verzameling (Z) hangt

niet alleen wiskundig af van de verzameling (B).

Op dit systeem gaan we nu superponeren een uitwendige invloed, nl. de vervuiling. Ook deze kan in een puntenverzameling (E) worden ingevoerd.

3. Externe of storende invloeden

Een door Roskam (1969) ontworpen systeem volgend kunnen we de externe invloeden indelen in de volgende groepen: Direct giftig voor aquatische organismen; indirect voor terminale consumenten zoals mens en vogel; lastig; storend; verschuivend. Deze indeling hangt in sterke mate van de voorkomende concentraties af. Voorts kunnen we indelen in organisch en anorganisch. Tabel II geeft een indeling van de belangrijkste externe invloeden.

Het is waarschijnlijk niet nodig de bronnen van alle punten uit de verzameling (E) te bespreken. Wel moet worden opgemerkt, dat een ongeluk nooit alleen komt: de meeste bronnen van (E) omvatten tenminste twee en veelal meer punten.

Voorts kunnen we constateren dat het Nederlandse oppervlaktewater de volledige verzameling (E) wel omvat. De taak van mijn voordracht is om uit de relatie E → (B ↔ Z) de kwaliteitseisen voor zuiver oppervlaktewater af te leiden. Met enkele voorbeelden hoop ik aan te tonen, dat dit een vrijwel onmogelijke opgave is.

3.1. De relatie (E₆) → (B₂, B₃, Z₉, Z₁₀)

De hoeveelheid organisch afval, die in het oppervlaktewater terecht komt is waarschijnlijk de grootste in kwantiteit van de punten in de verzameling (E). Deze organische stof levert potentiële energie voor heterotrophe bacteriën, die de energie gebruiken onder opname van O₂. Aangezien de totale zuurstofbehoefte van één inwonerequivalent, dus de BOD₃₀ of liever nog de BOD_∞, ongeveer 100 g O₂ vertegenwoordigt en in Nederland ongeveer 30 x 10⁶ i.e. wordt geproduceerd, is dit een potentiële O₂ onttrekking van 3 x 10⁹ g of 3000 ton O₂ per dag. Aangezien de toevoer van deze hoeveelheid veel geld kost wordt een zgn. 'kwaliteits-

TABEL II - Verzameling van externe, storende invloeden op het aquatisch ecosysteem (E₁ - E₁₀).

Giftig		Lastig		Storend	Verschuivend
direct voor aquatische organismen		indirect voor mens en vogel etc.			
Organisch	E ₁ Endrin DDT Diuron	E ₃ Organisch-Hg Polycyclische C-H Gechloroerde C-H Nitroaromaten	E ₅ (smeer)olie phenol Detergentia Chloor phenolen	E ₆ Organische stof	E ₈ Organische stof?
Anorganisch	E ₂ , Cu, Zn, Cd Hg, Pb, Cr, As	E ₄ Radioactieve stoffen		E ₇ Zout	E ₉ Nutriënten: PO ₄ ⁻ , NH ₄ ⁺ , Fe? Temperatuur
Physisch				E ₁₀ Temperatuur	

eis' geformuleerd, waarvoor enige tijd geleden $O_2 \geq 4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ als criterium gold. Deze eis houdt alleen rekening met het feit, dat sommige vissen nog net niet doodgaan; alleen de relatie ($E_6 \rightarrow Z_9$) wordt dus beschouwd. Z_1 (diversiteit, d.w.z. andere vissen stellen hogere eisen) en Z_{10} worden doelbewust buiten beschouwing gelaten: het feit, dat de overlevende vis snel een andere plek zou opzoeken, zo hij de mogelijkheid had, wordt niet verdisconteerd. Dergelijke toxiciteits criteria, verkregen met ongevoelige dieren in aquaria voldoen niet aan de eisen die men aan zulke criteria kan stellen. De invloed van de O_2 concentratie op het zooplankton, vooral gedurende de gehele levenscyclus van alle soorten is onbekend. De relatie ($E_6 \rightarrow (E_7 \rightarrow Z_3) \rightarrow (B_5)$) wordt dus geheel buiten beschouwing gehouden. Ook heel andere relaties blijven buiten beschouwing. Indien het O_2 -gehalte in het water slechts $4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ is, zal door diffusie per dag per m^2 ongeveer $3.4 \text{ g} O_2$ uit de lucht worden opgenomen en dus een equivalent COD worden afgebroken. Aannemende, dat de halfwaardetijd van de organische stof enkele dagen is, moet het gehalte aan organisch materiaal toch wel in de orde van enkele $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ zijn. (Peters 1970 schat dit op 11 mg).

Daar de aard van deze verbindingen niet bekend is — het zou een evenredig deel van het totale pakket of een bepaalde fractie kunnen zijn — is de invloed van deze organische stof op algengroei ook niet bekend, m.a.w. naast de relatie $\{E_6 \rightarrow (Z) \rightarrow (B)\}$ moet ook de relatie $\{E_6 \rightarrow B_1, B_2, B_3\}$ beschouwd worden. Er is een andere relatie, die in Nederland een grote rol kan spelen die hier speciaal genoemd moet worden. Het Nederlandse oppervlaktewater bevat veel humus. Hierdoor zal licht eerder beperkend worden voor de fotosynthese dan in heldere wateren. De Haan (1974, 1975) heeft gevonden dat humus niet zo onafbreikbaar is als vroeger algemeen werd aangenomen. Wanneer gemakkelijk oxideerbare verbindingen uit afvalwater of uit het gezuiverd effluent het metabolisme van sommige heterotrofe bacteriën op volle toeren doet draaien, kunnen humusachtige verbindingen worden meegemetaboliseerd, m.a.w. het water wordt helderder en niet onmogelijk wordt een deel van het fosfaat, dat 'veilig' in het humusmolecuul was opgenomen, beschikbaar voor algen. De grotere helderheid maakt hogere fytoplankton populatiedichtheid mogelijk. Er is dus een relatie $\{E_6 \rightarrow B_2\}$ en $\{E_6 \rightarrow B_3\}$. Het is een ecologische eis, dat deze relaties in onze beschouwingen worden ingebouwd. De aanwezigheid van humusverbindingen in het Nederlandse oppervlaktewater heeft ook andere consequenties. In de discussie

over het al dan niet vervangen van polyfosfaat in de textielwasmiddelen door NTA, wordt wel naar voren gebracht, dat het chelerend vermogen van NTA het risico zou opleveren van een grote mobiliteit van zware metalen en het oplossen van deze metalen uit bodemslib. Zelfs de extractie van FePO_4 uit de bodem is al als mogelijk geopperd. Gezien de half-waarde tijd van NTA ('s zomers enkele uren tot 's winters enkele dagen) kan worden geschat, dat de uiteindelijke concentratie $10 - 25 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ kan worden. Daar veelal in het Nederlandse water de humusconcentratie enkele $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ is, treedt er uiteindelijk door het beetje extra NTA geen vermeerdering van betekenis op. Een zelfde beschouwing kan worden gegeven voor de onbelangrijkheid van de stikstof uit het NTA als mogelijke eutrophiërende stof.

Ook bij waterverontreiniging hebben we ervaren, dat ellende nooit alleen komt. Met het stedelijke afvalwater komen grote

hoeveelheden algengroei bevorderende elementen in het water.

Naast de relatie $E_6 \rightarrow (B_1 \rightarrow Z)$ komt automatisch ook de $E_9 \rightarrow B_3 \rightarrow B_1, B_2 \dots$ te voorschijn.

3.2. Het eutrofiëringsprobleem

$\{(E_9) \rightarrow (B) \rightarrow (Z)\}$

Over eutrofiëring is al zoveel geschreven, dat een korte samenvatting van de hoofdfeiten voldoende moet zijn.

Toevoer van nutriënten intensificeert de algengroei (B_3). Dit leidt tot twee primaire gevolgen: 1. Kwantitatief en 2. kwalitatief.

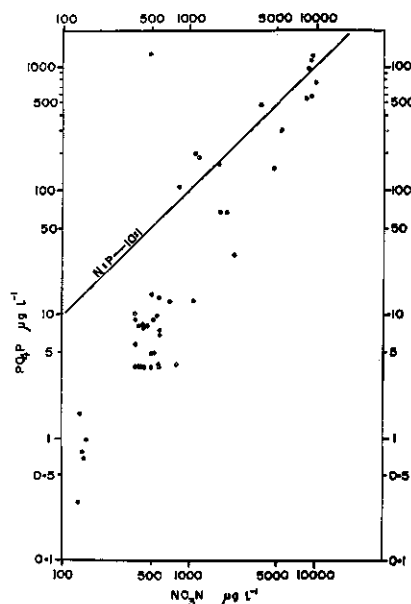
1. Hoge concentraties algen kunnen overdag hoge concentraties O_2 opleveren, maar kunnen door hun ademhaling deze concentraties 's nachts sterk doen dalen. Door de al eerder genoemde snelle periodiciteit kan deze daling aanzienlijk versneld worden, nl. tijdens massaal afsterven. De daling kan zo sterk worden, dat zelfs overdag geen hoge O_2 gehalten meer bereikt worden.

Het is goed zich te realiseren, dat in meren uit de nutriënten van het gezuiverd afvalwater (N, P) evenveel of meer organisch materiaal kan worden opgebouwd als eerst moeizaam in de zuiveringsinstallatie werd afgebroken (Golterman, 1970b, 1973).

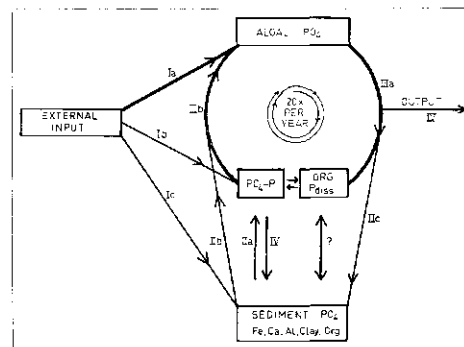
2. Het is bekend, dat bij overbesteding de diversiteit verdwijnt en één of slechts enkele soorten dominant worden. In het water blijken dat veelal blauwwieren te zijn, een nog grotere lastpost voor de waterbeheerder dan te dichte algenspopulaties. Concurrentie en successie worden uitgeschakeld; er is vrijwel geen punt in de verzameling (B) dat niet door de eutrofiëring getroffen wordt. Het is wellicht overbodig er op te wijzen, dat hierdoor automatisch ook verzameling (Z) getroffen wordt: om één voorbeeld te geven, blauwwieren kunnen vrijwel niet door het zooplankton gegeten worden. Het blijkt, dat in de meeste Amerikaanse en Europese wateren de toename van het fosfaat verantwoordelijk is voor de eutrofiëring. De bewijzen hiervoor zijn overvloedig en hoeven hier niet herhaald te worden. (Golterman, 1970b, 1973, 1974.) Wel wil ik ingaan op een algemeen misverstand, nl. dat gemeend wordt dat het fosfaat in eutroof water nog beperkend is.

Fraai is het verloop van eutrofiëring samengevat door Lund (1970). In afb. 2 is het verband aangegeven tussen N en P gehalten van enkele Engelse meren en tevens is de lijn getrokken die de ideale N/P verhouding aangeeft voor algen. Men kan zien, dat er een duidelijk P gebrek is in voedselarme meren. Door het toevoeren van rioolwater treedt echter naast de verrijking een verschuiving op naar de voor algen ideale verhouding. In de zo ontwik-

Afb. 2 - Stikstof- en fosfaatgehalte in een aantal Britse meren (Lund, 1970).



Afb. 3 - Schema van de fosfaatcyclus in zoet water. De aangegeven turnover tijd van 20 keer 's jaars kan variëren tussen 10 en 40 keer.



kelde situatie zal de ene dag het fosfaat en de andere dag de stikstof beperkend kunnen zijn. De vraag welke factor de algengroei beperkt onder deze omstandigheden is zinloos geworden. Het is essentieel dat althans de concentratie van één element wordt teruggedrongen tot lage waarden. Het is duidelijk dat alleen het fosfaat zich hiervoor leent. Het is daarnaast een gelukkige bijzonderheid, dat fosfaat in vele gebieden nog beperkend is. Zo vonden wij in Friesland dat de algenchlorofyl *a* concentratie ongeveer 1.5 maal de P-concentratie is. Desfosfatering in dit gebied is zeer effectief.

In het gebied, waar fosfaat niet meer beperkend is, wordt het effect gering en daar de bodem van de plassen grote hoeveelheden fosfaat bergt zal wellicht ook deze voorraad eerst ten dele onbeschikbaar moeten worden, voordat de fosfatering effect kan hebben.

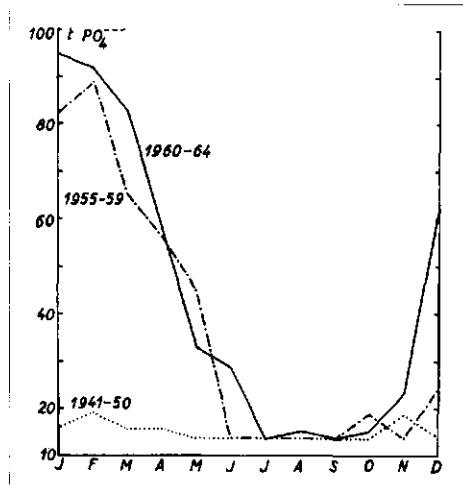
De dynamiek van de fosfaat kringloop wordt aangegeven in afb. 3. In dit schema worden de voornaamste processen van de fosfaat cyclus aangegeven.

Behalve de toevoer van buitenaf is ook mineralisatie een belangrijke fosfaatbron. Voorts spelen uitwisselings processen met de bodem ook een rol (Golterman 1973b). Kwantitatieve berekeningen kunnen nog niet worden uitgevoerd, hoewel deze wel nodig zijn wanneer we proberen te formuleren hoeveel fosfaat aan een plas kan worden toegevoegd.

In de eerste plaats moeten we rekening houden met de toevoer van fosfaat via de bodem en via 'inwendige recycling'. Deze twee processen verklaren waarom met een belasting van bijv. $2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$ de fosfaat en wel speciaal de cellulaire fosfaatconcentratie toch nog altijd zo laag blijft. In de tweede plaats kunnen we van deze afbeeldingen aflezen, dat een gedeelte van het fosfaat via de bodem onschadelijk wordt. Dat is niet het gedeelte, dat aan de bodem geadsorbeerd wordt, doch uitsluitend het afval, het detritus fosfaat.

Het is duidelijk, dat als we over de 'eis' voor een bepaalde fosfaat concentratie gaan spreken we de relaties van $\{E_6 \rightarrow (B_1 \rightleftharpoons Z)\}$ niet alleen mogen bekijken: ze interfereren met $E_6 \rightarrow (B_1 \rightleftharpoons Z)$. Juist via deze interactie kunnen we gelukkigerwijs tot een 'fosfaat eis' komen:

Het O₂ gehalte mag overdag niet hoger oplopen dan tot 110 % en mag 's-nachts niet verder dalen dan tot 90 %. Dergelijke variaties kunnen we in de Nederlandse plassen vermoedelijk normaliter verwachten; veenplassen zullen wel nooit zeer voedselarm geweest zijn. Wel moeten we erop wijzen dat deze eis een minimum eis is; ik spreek daarom ook liever niet van een norm. Verder moeten we erop letten, dat voor



Afb. 4 - Gemiddelde maandelijkse fosfaathoeveelheid ($\times 10^6 \text{ kg}$) in het meer van Zürich (periode 1940 - 1964) (Thomas, 1968).

heldere wateren in natuurgebieden als 't Hol en de Gerritsfles waarschijnlijk een lagere belasting als eis gesteld moet worden.

Het O₂ gehalte vertoont — vooral in eutrofe wateren — sterke schommelingen.

Meyer en Overbeek (1975) wijzen derhalve terecht op de bezwaren van de huidige praktijk overdag een O₂-gehalte in meren te meten zonder het tijdstip van meting

aan te geven (het is verontrustend te constateren, dat dit zelfs in de analyses van de Rijkswateren in 1975 nog gebeurt).

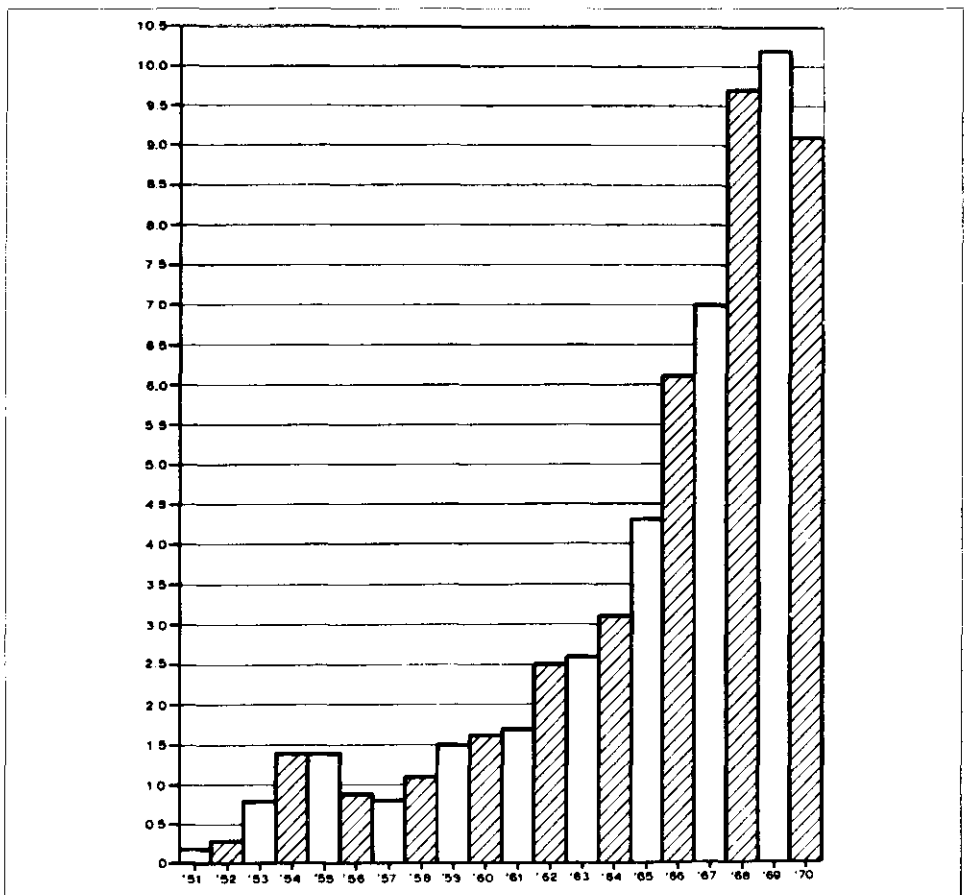
Door in de formulering van de fosfaat eis maximum 's nachts op te nemen wordt aan een minimum O₂-gehalte overdag en aan dit bezwaar tegemoet gekomen. Daar de tijdstippen, waarop deze uitersten voorkomen, vrijwel vast liggen zijn in principe slechts enkele metingen nodig. In vuile wateren zal men vaker en in schone wateren minder vaak moeten meten en dat is een goede zaak. Overigens valt het aantal waarnemingen wel mee.

Het maximum zal veelal na het middaguur bereikt worden en het minimum voor zonsopgang. Het voorstel van Gast (1975) om althans vast te leggen hoe laat er gemeten werd voorkomt het bezwaar, dat op grote monstertochten niet alle plassen op het juiste moment bezocht kunnen worden.

Gast meent dat de frekwentie van bemonstering niet zo belangrijk is en illustreert dit aan de hand van gegevens van het Noord-Hollands kanaal en de Nauernasche vaart. Beide wateren blijken bij 2, 4 of 6 weekse bemonstering in klasse 2 van het IMP te vallen.

Dit betekent echter niet, dat alle drie de bemonster frekwenties goed zijn, doch

Afb. 5 - Verbruik van natriumpolyphosfaat ($\times 10^6 \text{ kg P}$) in Nederland in textielwasmiddelen. Gegevens van CBS (Anoniem, 1973).



uitsluitend dat de indeling van het IMP niet deugt. Gast's suggestie die zichtdiepte van de wateren vast te leggen naast de O_2 schommelingen is beslist waardevol. Het lijkt mij echter beter hiervoor het chlorofyl-gehalte te nemen. Er is geen enkele andere parameter, die zo'n duidelijke indruk geeft over de mate van algenopbloei als het chlorofyl-gehalte. Het is duidelijk een integrale functie van de gebeurtenissen in de voorafgaande veertien dagen en is een zeer bruikbare maat voor de produktie capaciteit van organische stof in het water zelf. Het kan in een later stadium als eis en misschien zelfs wel als norm gebruikt worden.

Wanneer voldoende gegevens verzameld zijn zal waarschijnlijk blijken, dat zich geen problemen met de O_2 balans zullen voordoen wanneer in ondiep (veen)plassen het chlorofylgehalte onder de $50 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ blijft. Daartegen zal voor diepere, heldere wateren het chlorofylgehalte waarschijnlijk niet boven de 10 à $20 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ moeten oplopen.

Voor de waterbeheerder is het nu zaak de eis (110 %-90 %) om te zetten in een zgn. toegelaten fosfaatbelasting. Alle bouwstenen voor dit model zijn nog niet aanwezig. De volgende kunnen wel gebruikt worden:

1. O_2 -produktie is 15-25 mg O_2 per mg chlorofyl- α per uur. Voor Nederland lijkt het reëel de ondergrens aan te houden.
2. O_2 -opname ('s nachts) is 1 mg O_2 per mg chlorofyl- α per uur.
3. Het chlorofylgehalte in Nederland is ongeveer 0.7 — 1.0 x het fosfaatgehalte (speciaal aan het cellulaire P-gehalte) althans in niet overbemest water en gedurende het groeiseizoen.

De bouwsteen, die ontbreekt is de relatie tussen de P-belasting en de P-concentratie. Adsorptie aan de bodem, recycling, chemische precipitatie spelen in deze relatie een nog niet kwantificeerbare rol.

Wel kunnen we langs pragmatische weg een voorlopige eis formuleren. De huidige fosfaatbelasting is ongeveer 6 gram P per m^2 per jaar. (Kolenbrander 1974). Aannemende, dat kort na de oorlog de bevolking ongeveer de helft van de huidige was, en dat geen fosfaten in de wasmiddelen voorkwamen, kunnen we schatten dat de belasting toen ongeveer 1.5 g per m^2 per jaar was.

Door minder riolering en meer beerputten, en door een groter agrarisch gebruik van 'mest' zal de belasting vermoedelijk minder zijn geweest. In overeenstemming hiermee komt Graveland (persoonlijke mededeling) voor de Loosdrechtse plassen tot een schatting van ongeveer $1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$. Pleisch (1970) vond een soortgelijke stijging van de fosfaatbelasting sinds 1951 voor

de Pfäffikersee (3,5 x) en de Greifensee (5,6 x). Ook uit Thomas'-cijfers blijkt, dat de sterke stijging na 1950 begonnen is (afb. 4). Het is opvallend dat dit sterk parallel loopt met het gebruik van polyfosfaat in de wasmiddelen (afb. 5). Klachten over eutrofiëring zijn in deze periode 1945-1950 eigenlijk nooit geuit; het Loosdrechtse gebied had zulk helder water, dat Chara rustig op de bodem kon groeien.

Ook limnologisch gezien lijkt het niet onwaarschijnlijk dat 1 g P per m^2 per jaar wel geleidelijk in de bodem onschadelijk gemaakt kan worden; een dergelijke belasting zal dus ook niet door accumulatie tot eutrofiëring kunnen leiden.

De enige manier om aan deze eis tegemoet te komen bestaat uit twee maatregelen:

1. Een volledig verbod van fosfaat in wasmiddelen.
2. Overall defosfateren van het afvalwater althans van de 70-80 % die uiteindelijk 'grijpbaar' is.

Het is duidelijk, dat de eerste eis voorop staat: ook ecologisch gezien is voorkomen beter dan genezen. Het argument dat in sommige gebieden het defosfateren niet zo nodig lijkt — bijv. in op zee lozende rioleringen — blijkt vrijwel altijd bij een nauwkeurige hydrologische beschouwing onjuist te zijn, vooral wanneer we de kustwateren in onze beschouwing opnemen. Het risico, dat we met een volledige defosfatering misschien 'voorbij' ons doel schieten lijkt niet zo groot; door een zorgvuldige monitoring van de O_2 -schommelingen kan het bovendien eenvoudig voorkomen worden. Een ander argument tegen defosfatering is wel, dat we de gestelde norm niet bereiken. Het is wellicht overbodig op te merken dat eutrofiëring een proces is, dat gelukkigerwijs nog al wat tijd kost en iedere gedeeltelijke afremming is dan ook een duidelijk winstpunt.

Rioolwaterzuiveringsinrichtingen, die in kleinere sloten of vaarten lozen — waar eutrofiëring misschien niet direct een groot probleem is — moeten gedefosfateerd worden, nl. vanwege de grote mobiliteit (opwaaiing!) van het fosfaatadsorberende slib, en de risico's dat het geadsorbeerde fosfaat later — bijv. onder anaerobe omstandigheden — weer vrij komt. Het is veel moeilijker eisen van O_2 -schommelingen en P-gehaltes te formuleren voor rivieren dan voor meren. Door de grote doorstroming is een P-belasting uitgedrukt in $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$ een zinloos gegeven; dit geldt waarschijnlijk zelfs al voor wateren zoals het Haringvliet of Ketelmeer. Vermoedelijk zal echter het P-gehalte voor een rivier eerder bepaald moeten worden door de fosfaatbelasting

van een eventueel in het stroomgebied gelegen meer, dan door de algengroei in de rivier zelf. Het is overigens onjuist te stellen dat algengroei in rivieren meestal geen problemen oplevert. De Loire is bijv. een typisch voorbeeld van een rivier waar eutrofiëring 's zomers tot een onacceptabele groene soep leidt. Gunstig is uiteraard, dat — wanneer een rivier gesaneerd is — in periodes van grote waterafvoer de rivier weer 'schoon' gespoeld wordt. In feite geldt dit ook voor het O_2 -gehalte; de accumulatie van vervuiling in rivieren is veel minder dan die in meren.

Maar vermoedelijk zullen we toch ook 's zomers voor beperkte O_2 -schommelingen moeten zorgen willen we ooit weer op de Rijn de zalm terugkrijgen, hetgeen eigenlijk als een ecologische eis gezien moet worden. Om aan deze eis te voldoen zullen we overigens behalve voor een acceptabel O_2 -gehalte ook moeten zorg dragen dat niet door allerlei organische 'reukstoffen' de zalm toch nog zijn weg verliest. Het is nl. bekend, dat de 'reuk' van een rivier van essentieel belang is voor de vis om zijn oude rivier weer terug te vinden. Het is mij niet duidelijk of een voldoende O_2 -gehalte waarborgt, dat geen moeilijke afbrekbare 'antireukstoffen' aanwezig kunnen zijn.

Tenslotte moet een algemene opmerking gemaakt worden. Het is vrijwel zinloos een eis voor het O_2 -gehalte van een rivier te formuleren zonder met de afstand waarover dit gehalte voorkomt rekening te houden. Het geval van de Theems demonstreert, dat een betrekkelijk kort stuk rivier (het Londense deel) nog vis door kan laten ook al zijn de omstandigheden lang niet optimaal. Het is derhalve wel erg optimistisch het Theems voorbeeld te gebruiken als verwachting voor de Rijn, waar het om een lengte van 300 i.p.v. 30 km gaat.

De giftige stoffen

In deze paragraaf moeten we ons bezighouden met de relaties (E_1, E_2, E_3, E_4) \rightarrow ($B, \rightleftharpoons Z$).

Het onderscheid tussen de direkt giftige (E_1, E_2) en de voor mens en vogel indirect giftige stoffen (E_3) is niet zo absoluut als tabel II suggereert, doch vaak wel bruikbaar. Het onderscheid ligt in het feit, dat de stoffen in de (E_1, E_2) verzameling veelal in zulke concentraties voorkomen, dat organismen direct sterven. De stoffen in E_3 kunnen zich zo gelijkmatig in een voedselketen ophopen, dat zij niet dodelijk zijn voor één der schakels in een voedselketen. Bij hogere concentraties kunnen zij echter een voedselketen onderbreken door het rechtstreeks uitschakelen van één organisme.

Immers iedere consument verbruikt vele malen zijn eigen gewicht aan voedsel, waardoor — indien accumulatie optreedt — per stap in de voedselketen een concentratiefactor van 1000 x kan voorkomen.

Ook de mens is als terminale consument aan deze accumulatie onderworpen, en fatale gevolgen blijken soms pas op dit niveau. De gezondheid van de mens stelt dus hogere eisen, dan de ecologie van de waterorganismen zelf. In dit geval is het dus logisch deze eis te laten prevaleren. Lozingen van kwik en DDT zijn principieel uit den boze.

Een ander voorbeeld van een zekere overlap is het feit, dat anorganische kwikverbindingen (E₂) in sedimenten onder anaërobie omstandigheden kunnen worden omgezet in het veel mobielere methyl-kwik (E₃). Zowel in het geval van het kwik als in het geval DDT is het voorgekomen, dat in vis concentraties zijn gevonden die niet schadelijk waren voor de vis, doch wel voor de mens, respectievelijk vogel of andere terminale consument. Dit komt wederom niet door een geringere gevoeligheid van de vis, maar door accumulatie bij consumptie.

In andere gevallen blijken water organismen juist vaak veel gevoeliger voor giftige stoffen dan de mens. Zo wordt koper in het drinkwater volgens sommige criteria tot concentraties van 0,050 mg · l⁻¹ als toelaatbaar beschouwd.

Liebmann (1951-1960) vermeldt 80-800 µg · l⁻¹ als het toxische niveau voor zoetwatervis. Steemann Nielsen en Wium Andersen (1971) vonden echter al een effect van 3 µg · l⁻¹ op de fotosynthese van *Nitzschia palea*. Bartlett en Rabe (1974) vonden, dat 50 µg · l⁻¹ de groei van *Selenastrum capricornutum* remde; de werkelijke remmende concentratie ligt overigens vermoedelijk lager, daar deze auteurs aan hun cultures EDTA toevoegden, hetgeen een gedeelte van het koper onschadelijk maakt. Adema en de Groot-van Zijl (1972) vonden, dat 50 % van een populatie van *Daphnia magna* stierf in het bereik tussen 25 en 65 µg · l⁻¹. De juiste waarde hing af van de inwerkingsduur en leeftijd van de proefdieren en de ouderdom van de koperoplossing. Verse koperoplossingen waren veel giftiger dan oudere, vermoedelijk door de vorming van basische complexen, zoals Cu(OH)₊, Cu₂(OH)₂²⁺,

Cu₃(OH)₂(CO₃)₂ en vermoedelijk door organische chelaten. Wanneer we een veiligheidsfactor 10 aanhouden tussen de LD₅₀ en een acceptabel niveau, blijkt een maximum kopergehalte van 5 µg · l⁻¹ in eerste instantie toch wel als ecologische eis naar voren gebracht te kunnen worden. In het Nederlandse plassenwater zal de relatieve hoge humus concentratie en de

hoge pH een zekere bescherming opleveren voor vele waterorganismen tegen toxische effecten van koper en waarschijnlijk ook van enkele andere zware metalen.

Cadmium is bijv. al giftig bij concentraties die in de Rijn voorkomen, waarbij het overigens een gelukkige omstandigheid is, dat het geadsorbeerd aan het slib voorkomt. Het is echter voor mij een vraag of deze beide gunstige componenten — humus en slib — van het systeem bij de formulering van een eis in beschouwing genomen moeten worden.

De beschermende werking van humus maakt het onmogelijk een ecologische eis te formuleren op grond van directe toxiciteit. Ook op grond van andere overwegingen — gebrek aan kennis over natuurlijke mobiliteit en inzicht in toxiciteitsconcentraties — is het vrijwel onmogelijk.

Toxiciteitsproeven worden veelal verricht met geselecteerde organismen, zoals bijv. *Chlorella*, *Daphnia*, *Guppies*, e.d. Het is wellicht onvoldoende bekend dat deze organismen geselecteerd zijn omdat ze gemakkelijk kweekbaar zijn.

Deze gemakkelijke kweekbaarheid komt juist door ongevoeligheid voor allerlei ongunstige factoren. Voorts wordt veelal met een korte proefduur gewerkt bijv. van slechts enkele uren. Daar echter in de levenscyclus van vele waterorganismen gevoelige en minder gevoelige stadia voorkomen, is een eerste vereiste voor ecologisch-toxicologisch onderzoek, dat van de toetsorganismen tenminste een gehele levenscyclus in de te testen oplossing wordt doorgebracht. Het is derhalve een ecologische eis, dat stoffen uit de groepen E₁ tot E₄ eerst bestudeerd worden in proefvijvers van enkele kubieke meters alvorens over hun eventuele toelatingsnorm in het oppervlaktewater gesproken kan worden. In deze proefvijvers is het thans mogelijk gedurende vrij lange perioden gemengde, natuurlijke populaties te handhaven.

Het is beter dergelijke populaties als toetsorganismen te gebruiken dan de thans geselecteerde ongevoelige organismen. Normen voor belasting met stoffen E₁ . . . E₄ gesteld aan het oppervlaktewater op grond van de mogelijke drinkwaterbereiding hebben ecologisch geen betekenis.

Temperatuur (E₁₀)

Hoewel het onderwerp temperatuur misschien niet thuishoort in het programma van deze cursus wil ik hier toch enkele opmerkingen over maken. Gezien het feit, dat een apart artikel hierover in H₂O is verschenen (Golterman, 1975b) kan ik mij tot enkele opmerkingen beperken. De onderlinge relaties tussen organismen

zijn sterker van de temperatuur afhankelijk dan eigenschappen als groei, fotosynthese- en ademhalings capaciteit ieder apart. Zo zal een temperatuurverhoging met hooguit twee graden voldoende zijn de uitkomst van de competitie tussen diatomeeën en blauwwieren volledig te veranderen. Zoiets kan ook door natuurlijke temperatuurschommelingen, een enkele keer ook 'op natuurlijke wijze' geschieden. Indien het echter maar een jaar gebeurt is de kans klein dat de diatomeeën volledig worden verdrongen; 'entmateriaal' voor een volgend jaar zal zeker blijvend aanwezig zijn. Blijft een bloeiperiode echter enkele jaren uit dan kan deze situatie niet voortduren, o.a. de diatomeeën worden volledig verdrongen. Zulks heeft dan weer automatisch konsekventies voor de punten in de verzameling (Z). Ook rechtstreeks heeft de temperatuur een grote invloed op de ontwikkeling van het zooplankton.

Opwarming met slechts enkele graden zal de levenscyclus van het zooplankton aanzienlijk versnellen, zonder echter het voedsel aanbod te vergroten. Speciaal kan dit tot problemen leiden in de winterperiode, waardoor soorten niet tot 'winterslaap' kunnen komen, en door gebrek aan voedsel uitsterven. Dergelijke ecologische effecten zijn voor meren belangrijker dan de eventuele invloed van temperatuur op een bepaald soort.

Ik geloof derhalve dat een eventuele kunstmatige temperatuurverhoging in meren 's winters niet boven de 1 à 2 °C mag komen, terwijl 's zomers wellicht het dubbele kan worden toegestaan. De toe te stane verhoging voor rivieren zal bezien moeten worden wegens hun effect op de 'ontvangende' wateren (IJsselmeer en kustwateren) en op die van de populaties die in de rivier voorkomen. Het is niet onmogelijk, dat deze laatste eis voor het gebied van de Rijn, waar geen paaiplaatsen zijn — het stroomgedeelte beneden Bazel — niet zo hoog hoeft te zijn, mits tenminste de vele zijrivieren niet worden aangetast. Voorlopig ziet het er echter naar uit, dat de problemen met de O₂-voorziening van de Rijn zo groot zijn, dat het praten over de temperatuur wat optimistisch lijkt.

Slotopmerkingen

Wanneer we de drie puntenverzamelingen (E), (B), en (Z) bezien, valt in de eerste plaats de enorme complexiteit op. Het aantal onderlinge relaties is zoal niet oneindig, dan toch wel ontstellend groot. Ik meen, dat dit een belangrijk punt is in de discussie, die op gang komt in H₂O over biologische beoordeling van water naar kwalitatieve maatstaven. Schroevers (1975) stelt, dat op grond van de soortensamen-

stellingen van fytoplankton populaties en met name met behulp van een bepaald quotient, een biologische beoordeling kan worden gegeven. In principe is dit juist, doch uitsluitend wanneer relaties in (B), in (Z), ($B \rightleftharpoons Z$) en $E \dots (B, Z)$ bekend zijn. Enkele punten uit de verzameling, die deze beoordeling ondoenlijk maken wil ik hier noemen.

In de eerste plaats is er een normale seizoenperiodiciteit d.w.z. de snelle successie der soorten. In 14 dagen kan een quotiënt diatomeeën/groenwieren volledig van grootte veranderen, wanneer bijv. de eerste in hun afsterf, de tweede in hun opbloei periode verkeren. Zelfs met waarnemingen om de veertien dagen kan men soms een zeer onzuiver beeld krijgen, laat staan met waarnemingen met een frequentie van eenmaal per 2-3 maanden.

Zooplankton consumptie van het fytoplankton zal ook in een produktief meer een aanzienlijke, soms abrupte daling van de fytoplanktonconcentratie kunnen veroorzaken en door selektieve predatie kan een fytoplankton quotiënt volledig van waarde veranderen. Hetzelfde zou echter ook door een toevallige koperlozing hebben kunnen gebeuren. De toevalsfactor is derhalve niet uit te sluiten. Ook waarbij fytoplankton quotiënten voortdurend wisselen kan het toeval een grote rol spelen door de snelle successies van fyto- en zooplankton populaties.

Een enkel voorbeeld van een toevalsfactor is de najaarsopbloei van diatomeeën in boezemmeren. Veelal zullen door Si-uitputting in het najaar geen diatomeeën in boezemwater voorkomen. Wanneer de najaarsregens vroeg komen en de silikaat-toevoer herstellen, kan in oktober een duidelijke najaarspiek van diatomeeën voorkomen. Komt de regen echter in november dan blijft deze piek volledig achterwege, met mogelijke consequenties voor het ontstaan van de normale voorjaarsopbloei.

Dit betekent niet dat Schroevers ongelijk heeft als hij schrijft, dat 'een willekeurige steekproef een weerslag vormt van een historische ontwikkeling'. Het betekent wel dat deze historische ontwikkeling op zoveel feiten en toevalligheden berust, dat we de analyse daarvan nooit rond zullen krijgen.

De praktische bezwaren van het biologisch beoordelen komen ook wel erg duidelijk naar voren als de indikatiewaarden worden aangegeven. Na tientallen jaren is men nu zover, dat een 'grote klasseindeling van wateren in eutrofe, mesotrofe, en oligotrofe wateren, eventueel verfijnd tot een vijf à zestal klassen mogelijk blijkt'.

M.a.w. de kwalitatieve beoordeling leidt toch weer tot een indikatiewaarde gedeфи-

nieerd op de zo verguisde kwantitatieve beoordeling. Over mogelijke kruisrelaties tussen bijv. koper en trofiegraad valt niets te zeggen en dat zal in de naaste toekomst ook nog wel niet het geval zijn. Als we dan toch weer een kwantitatieve indikatiewaarde gaan klassificeren geloof ik, dat het beter is deze ook kwantitatief te meten door bijv. O_2 -schommelingen en chlorofyl te meten. Door aanwijzingen over verstoringen (bioassays) kan daar boven op een gericht onderzoek gesupponeerd worden. Indien de aard van lozingen en andere externe storings maar voldoende bij de waterbeheerder bekend waren, zou zulk een gericht onderzoek betrekkelijk eenvoudig zijn.

Openbaarheid van vergunningen voor lozing is dan ook een ecologische eis, die gesteld moet worden niet aan de waterkwaliteit, maar aan de waterbeheerder. Ook 'bioassays' met, liefst gemengde natuurlijke populaties blijven voor het waterbeheer essentieel. Hieruit en uit storings waargenomen in het veld, kunnen biologen met ervaring al snel aanwijzingen geven voor gericht chemisch onderzoek.

Hierbij kunnen zij zich baseren op grote praktijkervaring en een zekere onmisbare intuïtie. Het is dan ook een eis, dat iedere waterbeheerder — schap, provincie of Rijk — over voldoende biologische mankracht beschikt. Een uiteindelijk is het een eis, dat het praten over normen en eisen zinloos d.w.z. overbodig is geworden, nl. doordat aan de hier gestelde criteria voldaan is.

Literatuur

1. Anoniem, 1973. Memorandum over de Rijn en het eutrofiëringsvraagstuk in Nederland, *H₂O*, 6 (19): 478-482.
- Adema, D. M. M. en Groot-van Zijl, Th. de. 1972. *De invloed van koper op de watervlo Daphnia magna*.
- Bartlett, L. and Rabe, F. W. 1974. *Effects of copper, zinc and cadmium on Selanastrum capricornutum*. *Water Res.*, 8; 179-185.
- Gast, M. K. N., 1975. *Te veel of niet te veel*. Een reactie op het artikel 'Bruikbaarheid van fysisch-chemische en biologische parameters voor de beoordeling van oppervlaktewater' door R. Meyer en H. Overbeek. *H₂O*, 8, (5); 96-97.
- Golterman, H. L. 1970a. *De invloed van het menselijk handelen op de biocoenosen in het water*. In: Biosfeer en Mens. Wageningen, PUDOC, 1970. Blz. 80-103.
- Golterman, H. L. 1970b. *Mogelijke gevolgen van de fosfaat-eutrofiëring van het oppervlaktewater*. *H₂O*, 3 (10); 209-215.
- Golterman, H. L. 1972. *Vertical movement of phosphate in freshwater*. TNO-nieuws, 27; 96-101 en 144-153.
- Golterman, H. L. 1973a. *De invloed van fosfaat op het aquatisch milieu*. *H₂O*, 6 (17); 430-438.
- Golterman, H. L. 1973b. *Natural phosphate sources in relation to phosphate budgets: A contribution to the understanding of eutrophication*. *Water Res.*, 7; 3-17.
- Golterman, H. L. 1974. *Natuurlijke en versnelde*

mobiteit van fosfaat. Chem. weekblad, 70 (8); M12-M13.

Golterman, H. L. 1975a. *Productiviteit in zoet water*. In: Productiviteit in biologische systemen; Symposium gehouden onder auspiciën van de Biologische Raad van de KNAW; onder redactie van G. J. Vervelde. Wageningen, PUDOC, 1975. Blz. 221-242.

Golterman, H. L. 1975b. *Some theoretical considerations of thermal discharge in shallow lakes*, *H₂O*, 1976, no. 1, blz. 19.

Gulati, R. D. 1975. *Voedselketen en energiestroom*. In: Productiviteit in biologische systemen; Symposium gehouden onder auspiciën van de Biologische Raad van de KNAW; onder redactie van G. J. Vervelde. Wageningen, PUDOC, 1975. Blz. 171-196.

Haan, H. de. 1974. *Effect of a fulvic acid fraction on the growth of a Pseudomonas from Tjeukemeer (The Netherlands)*. *Freshwat. Biol.*, 4 (3); 301-309.

Haan, H. de. 1975. *Limnologische aspecten van humus verbindingen in het Tjeukemeer*. Proefschrift Groningen, 2 juni 1975.

Kolenbrander, G. J. 1974. *Een schatting van de fosfaataccumulatie in Nederland in 1970*. Rapport Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, no. 10-74. Haren-Gr., 41 blz.

Liebmann, H. 1951-1960. *Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie; Biologie des Trinkwassers, Badewassers, Frischwassers, Vorfluters und Abwassers*. München, R. Oldenbourg. Bd. 1 (1951), 539 blz. Bd. 2 (1960), 1149 blz.

Lund, J. W. G. 1970. *Primary production*. *Water Treat. Exam.*, 19; 332-358.

Margaleff, R. 1968. *Perspectives in ecological theory*. Chicago, The University of Chicago Press, 1968. 111 blz.

Meyer, R. en Overbeek, H. 1975. *Bruikbaarheid van fysisch-chemische en biologische parameters voor de beoordeling van de waterkwaliteit*. *H₂O*, 8 (4); 72-74.

Peters, H. 1970. *Van milieuvervuiling naar milieubeheer*. Amsterdam, Querido, 1970. 232 blz.

Pleisch, P. 1970. *Die Herkunft eutrophiërender Stoffe beim Pfäffiker- und Greifensee*. *Vischr. naturf. Ges. Zürich*, 115 (2); 127-129.

Roskam, R. Th. 1969. Ongepubliceerde voordracht voor de Hydrobiologische Vereniging.

Schroevers, P. J. 1975. Pleidooi voor een biologische beoordeling van water naar kwalitatieve maatstaven. *H₂O*, 8 (5); 86-88 en 98-99.

Stemann Nielsen, E. and Wium-Andersen, S. 1971. *The influence of Cu on phototynthesis and growth in diatoms*. *Physiol. Plant.*, 24; 480-484.

Thomas, E. A. 1968. *Die Phosphatrophierung des Zürichsees und anderer Schweizer Seen*. *Mitt. Int. Verein. theor. angew. Limnol.*, 14, 231-242.

Thomas, E. A. 1969. *Kulturbefluusste chemische und biologische Veränderungen des Zürichsees im Verlauf von 70 Jahren*. *Mitt. Internat. Verein. theor. angew. Limnol.*, 17; 226-239.

