

# Hoofdpijnen van de eutrofiërings- en fosfaatproblematiek van het zoete oppervlaktewater in Nederland

Voordracht uit de 13e vakantiecursus in behandeling van afvalwater: 'De belasting van het milieu door fosfaten en verspreide lozingen, die op 30 en 31 maart 1978 werd gehouden aan de TH Delft.

vooral in het kader van zuurstofbindende materie. Het beschouwde oppervlaktewater is veelal reeds zodanig euroof van karakter dat de invloed van nutriënten via de kleine puntlozing niet eenvoudig is vast te stellen. Voor de behandeling van het afvalwater uit de alleenstaande woning wordt meestal gebruik gemaakt van een septic tank. De kwaliteit van septic-tankeffluent is echter zodanig wisselvallig dat bodemfiltratie zou moeten worden toegepast of dat overgegaan moet worden op aerobe zuiveringsmethoden.

## Literatuur

1. Ministerie van Verkeer en Waterstaat: *De bestrijding van de verontreiniging van het oppervlaktewater*. (Indicatief meerjaren programma 1975-1979). Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage, 1975.
2. Imhoff, K., Imhoff, K. R.: *Taschenbuch der Stadtentwässerung*. R. Oldenbourg Verlag, München, Wien, 1972.
3. Subgroep C van de Werkgroep Fosfaten van de Sectie Milieuchemie van de KNCV: *Maatregelen tot vermindering van de fosfaatbelasting van het Nederlandse oppervlaktewater*. Instituut voor Milieuhygiëne en Gezondheidstechniek TNO, Delft, 1976.
4. Hopmans, J. J.: *Behandeling van het afvalwater van alleenstaande woningen*. Bouw, april, 1948.
5. Barschied, R. D., El-Baroudi, H. M.: *Physical-chemical treatment of septic tank effluent*. Journal WPCF, Vol. 46, nr. 10, 1974.
6. Chuang, F. S., Maguire, C. E.: *Treatment of septic tank wastes by an anaerobic-aerobic process*. WPCF Highlights, Vol. 13, nr. 7, 1976.
7. Dea, S. J.: *Aerobic digestion and evatranspiration in home disposal systems*. Water and Sewage Works, reference number, 1975.
8. Goldstein, S. N.: *A study of selected economic and environmental aspects of individual home waste water treatment systems*. NTIS, Springfield Va., 1972.
9. Hickey, J. L. S., Duncan, D. L.: *Performance of single family septic tank systems in Alaska*. Journal WPCF, Vol. 38, nr. 8, 1966.
10. Klein, S. A., McGahey, P. H.: *Degradation of biologically soft detergents by waste water treatment processes*. Journal WPCF, Vol. 37, nr. 6, 1965.
11. McClelland, N. I. (ed.): *Individual onsite waste water systems; proceedings of the third national conference 1976*. Ann Arbor Science, Ann Arbor, 1977.
12. Otis, R. J., Boyle, W. C.: *Performance of single household treatment units*. Journal of the environmental engineering division, 1976.
13. Salvato jr., J. A.: *Experience with subsurface sand filters*. Sewage and industrial wastes, Vol. 27, nr. 8, 1955.
14. Sauer, D. K., e.a.: *Intermittent sand filtration of household waste water*. Journal of the environmental engineering division, 1976.
15. Sikora, L. J. e.a.: *Septic nitrogen and phosphorus removal test system*. Groundwater, Vol. 14, nr. 5, 1976.
16. Viraraghavan, T., Warnock, R. G.: *Groundwater pollution from a septic tile field*. Water, Air, and Soil Pollution, 5 (1976), 281-287.
17. Viraraghavan, T., Warnock, R. G.: *Efficiency of a septic tile system*. Journal WPCF, Vol. 48, nr. 5, 1976.
18. Viraraghavan, T., Warnock, R. G.: *Groundwater quality adjacent to a septic tank system*. Journal AWWA, 1976.

## 1. Inleiding en probleemstelling

De laatste jaren zijn vele belangrijke activiteiten ontwikkeld ten behoeve van de kwaliteitszorg voor het oppervlaktewater in Nederland. In dat kader is onder andere grote voortgang gemaakt met de oxydatief-biologische zuivering van huishoudelijk en stedelijk afvalwater en werden ook vele industriële en agrarische afvallozingen gesaneerd. Deze en andere voortgaande kwaliteitsactiviteiten hebben geleid — en kunnen ook niet anders dan leiden — tot een aanmerkelijke vermindering van de



DR. IR. D. W. SCHOLTE  
UBINK

Instituut voor Milieuhygiëne en  
Gezondheidstechniek  
TNO-Delft

interne (= Nederlandse) belasting van het oppervlaktewater met opgeloste en niet opgeloste zuurstofbindende materie, diverse anorganische stoffen etc. Daaraan moet een verbetering van de algehele waterkwaliteit verbonden zijn. In de praktijk wordt deze verbetering ook bepaaldelijk gesignaleerd, met name in de zuurstofhuishouding van diverse wateren, in helderheid en doorzicht en in diverse andere fysische en chemische kwaliteitsparameters.

Toch wordt de kwaliteitsverbetering voor vele, vooral 'stilstaande' (= stagnante) zoete wateren ernstig versluierd of zelfs weer tegengewerkt door het meer en meer optredende verschijnsel van een sterk onnatuurlijke overmatige ontwikkeling van aquatische biomassa's, te weten van algen en andere waterplanten alsmede van oeverplanten. Dit verschijnsel is niet typisch voor Nederland en het Nederlandse oppervlaktewater. Ook elders in Europa alsmede in de VS van Amerika wordt deze ontwikkeling ervaren en onderkend.

Een overmatige groei van aquatische biomassa's c.q. van fotosynthetiserende organismen heeft vele nadelige gevolgen voor het oppervlaktewater zelf alsmede voor de functies van watergangen, en houdt potentiële gevaren in voor diverse gebieden die van het water moeten worden gemaakt. Met name moet hierbij gedacht worden aan nadelige gevolgen en gevaren voor het natuurbeheer en -behoud inclusief de visstand, de drinkwatervoorziening van mens en dier, de openlucht recreatie in, op en langs het oppervlaktewater, het kwantitatief waterbeheer etc. De overmatige ontwikkeling van aquatische biomassa's wordt nu nationaal en internationaal als een ernstige waterkwaliteitsproblematiek erkend. Betrokken op de overmatige toename van

algen of fytoplankton in het algemeen (algenbloei of waterbloei, waterbloom, Wasserblüte of Seebüte, fleur d'eau) en ook van kroos (alhoewel aan deze organismen in de literatuur relatief weinig aandacht wordt besteed), moeten als belangrijkste nadelen en gevaren worden genoemd:

- nivellering en verarming van aquatische levensgemeenschappen, incl. van bodemvegetaties en -fauna, tot eenvoudige soorten-arme ecosystemen;
- produktie van toxinen bij blauwwierbloei, met potentiële gevaren voor mens en dier bij in- en uitwendig contact met dat water (maag- en darmstoornissen, huidirritaties, aandoeningen van de ademhalingswegen en slijmvliezen, veevergiftiging, vis- en vogelsterfte);
- afname van veiligheid, helderheid, doorzicht en lichtdoordringing; toename van troebeling en kleur van het water;
- afname van esthetica en belevingsfuncties van het water, vooral bij gesloten kroosmassa's en drijvende opeenhopingen van algen met gasvacuolen ('scum');
- periodieke verstoring van de O<sub>2</sub>-huishouding in de waterfase en het bodemslib (te hoge en te lage O<sub>2</sub>-gehalten, vissterfte);
- moeilijke bedrijfsvoering bij de drinkwaterbereiding (filterverstopping), toename van reuk-, smaak- en kleurstoffen en vorengenoemde gevaren van toxiciteit;
- toename van bodemslibvorming;
- beperking van watertransportfunctie, bevaarbaarheid en toegankelijkheid van watergangen.

Uitdrukkelijk moet worden gesteld dat in evenwichtige c.q. 'gezonde' aquatische ecosystemen de aanwezigheid van diverse algensoorten, fytoplankton, en andere waterplanten een normaal, nuttig en natuurlijk verschijnsel is. Door wisselende milieuomstandigheden vertonen de algenpopulaties daarin ook vaak een snelle periodiciteit in soorten en kolonies.

Niet onvermeld mag blijven dat in diverse aquatische milieu's, zowel zoete als zoute, van nature ook periodiek afwijkende ontwikkelingen, massale groei van bepaalde soorten fytoplankton, optreden en in het verleden opgetreden zijn. In dit verband wordt hier gerefereerd aan het bijzonder lezenswaardige artikel van De Buissonjé over waterbloei, massasterfte en extreem gunstige fossilisatievoorwaarden [1]. Vanuit de geologie en de paleontologie wijst deze auteur op de huidige waterbloeiverschijnselen en de oorzaken daarvan in de Rode Zee, in de Nijl (met verwijzing naar Exodus VII, 17 tot 25: '... en al de wateren van de rivier veranderden in bloed en de vissen

stierven en de stroom werd stinkend . . .'), alsmede in de kuststroken van vele subtropische oceanen en zeeën met catastrofale gevolgen voor het aquatisch leven zelf. Een fraaie illustratie van periodieke zeebloei door skeletdragend fytoplankton (Coccolithen) en de gevolgen daarvan in het geologisch verleden, wordt gezien o.a. in de Solnhofener Plattenkalk nabij Solnhofen, Beieren (daterend uit het Tijdvak Boven-Jura/Malm, 136-154 x 10<sup>6</sup> j.). Dit mariene sediment van de Tethys-zee gedurende de Jura-periode is relatief zeer rijk aan fossielen van diverse aquatische en terrestische organismen (vissen, zeelelies, kreeften, reptielen, vogels, insecten etc.). Deze organismen konden de periodiek desastreuze anaërobie en toxische omstandigheden in en nabij het aquatisch milieu van de toenmalige kuststroken tijdens en na de perioden van zeebloei kennelijk niet meer ontvluchten. Zij moeten steeds zeer snel zijn gedood, door bezinkend fytoplankton zijn afgedekt en zijn gefossiliseerd.

Een langdurige onnatuurlijke en overmatige groei van het fytoplankton, tot dichtheden van 300 à 400 mg algcellen (droge stof) /m<sup>3</sup> met ontwikkeling van blauwvielen, dient in het Nederlandse zoete oppervlaktewater te worden voorkomen en bestreden. Hetzelfde geldt voor een massale ontwikkeling daarin van kroos, hogere waterplanten (makrofyten) en oeverplanten.

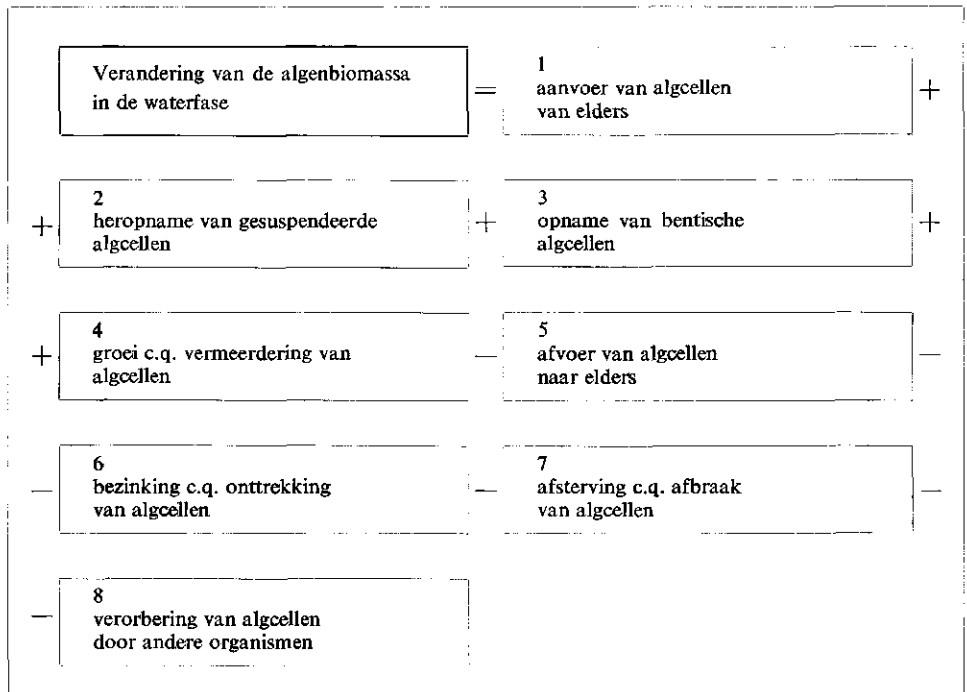
## 2. De algenbalans als uitgangspunt voor de keuze van saneringsmaatregelen

Voor een verkenning van mogelijke saneringsmaatregelen voor een bestaand algenprobleem in een watermassa kan uitgegaan worden van de algenbalans (zie bovenstaande afbeelding).

De algenbiomassa neemt af wanneer de termen  $(1+2+3+4) < (5+6+7+8)$ .

In de praktijk moet dan gestreefd worden naar afname van de termen 1 t/m 4 en/of een vergroting van 5 t/m 6 zodanig dat aan de gegeven voorwaarde wordt voldaan.

De *aanvoer van cellen van elders* (term 1) neemt af en de *afvoer van cellen naar elders* (term 5) neemt toe wanneer een kwantitatief beheer kan worden gehanteerd waarbij de watermassa doorgespoeld of verversd wordt met algenvrij of algenarmer water. Hoewel het doorspoelings- of verversingsprincipe bij het kwaliteitsbeheer van oppervlaktewater, o.a. bij de bestrijding van verziltingsproblemen, met succes wordt toegepast, zal dit principe veelal geen basis kunnen zijn waarop de bestrijding of voorkoming van een algenprobleem geheel kan worden gestoeld. Het kan in speciale gevallen wellicht wel als een ondersteunende maatregel worden gehanteerd. Het doorspoelingsprincipe biedt uiteraard ook geen



(directe) oplossing voor de afname van het vastgehechte deel van een aquatische biomassa.

Een vermindering van de *heropname van gesuspendeerde algcellen* (term 2) alsmede van de *opname van bentische algen* (term 3) kan in de praktijk op directe wijze technisch niet worden bewerkstelligd. Wel kan via uitbaggeren, opschonen, 'waterrestoration' e.d. een indirecte bijdrage aan de afname van de termen 2 en 3 worden geleverd.

Het algenprobleem kan in de praktijk evenmin technisch bestreden worden door vergroting van de *bezinking c.q. onttrekking van de algcellen* (term 6).

De algenbestrijding op basis van een kunstmatige toename van de *afsterving van algcellen* (term 7) moet ogenblikkelijk gekoppeld worden aan de toepassing van toxische stoffen (algenbestrijding met chemische middelen, algiciden, herbiciden). Een dergelijke chemische bestrijding werkt dan uiteraard ook in de richting van een vermindering van de *groei c.q. vermeerdering van algcellen* (term 4). Met de toepassing van chemische stoffen, algiciden, fotosynthese remmers, moet echter de grootste voorzichtigheid en terughoudendheid worden betracht. Slechts in nood- en uitzonderingsgevallen zou een toepassing van chemische bestrijding mogen worden overwogen.

Pogingen om een aquatische biomassa te bestrijden door een 'kunstmatige' toename van de *verorbering van algcellen door andere organismen* (term 8) berusten op het principe van de biologische bestrijding. Hoewel dit bestrijdingsprincipe in veel gevallen gezond en aanvaardbaar is, moet toch

met een eventuele introductie van milieuvreemde organismen voorzichtigheid worden betracht. De nuttigheid en aanvaardbaarheid van bijv. Chinese graskarpers als maatregel tegen een overmatige ontwikkeling van plantaardige aquatische biomassa's is op diverse plaatsen nog in onderzoek. Daarbij zullen de kringlopen van materie niet uit het oog mogen worden verloren. Een vermindering van de algenbiomassa door *afname en beheersing van de groei c.q. vermeerdering van algcellen* (term 4) kan theoretisch worden bewerkstelligd met een beheersing van de natuurlijke groeiomstandigheden van deze organismen. Een dergelijke beheersmaatregel heeft een duidelijk preventief karakter en steekt daarom in betekenis ver uit boven de mogelijke (ondersteunende en curatieve) maatregelen ter sturing van de andere termen aan de algenbalans. Anders dan een algengroei-beheersing door chemische middelen wordt hier bedoeld op het sturen van de groei van algen (en ook van andere plantaardige aquatische organismen) door beheersing en sturing van het voedingsstoffengehalte (de nutriënten) in het oppervlaktewater.

## 3. Nutriënten en algengroei

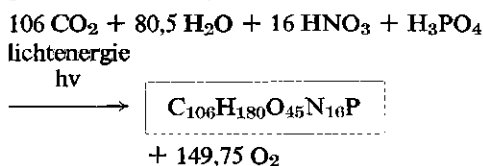
Voor het inzicht in de mogelijkheden van een biomassa-beheersing door middel van het sturen van de leef- en groeiomstandigheden is het nuttig enkele belangrijke aspecten van en verbanden tussen nutriënten in het aquatisch milieu en bijv. algengroei te kwantificeren. Op grond van de gem. opbouw van levende cellen:

	C	H	O	N	P	K	S	Metalen
gew. %:	45	7	30	10	2	3	2	1

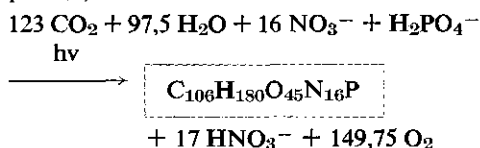
kan de gemiddelde samenstelling van algen-substantie (dus met voorbijgaan aan bestaande en bekende verschillen in hogere en lagere gehalten en behoeftes aan bijv. N, P en S) goed worden benaderd met de formule:



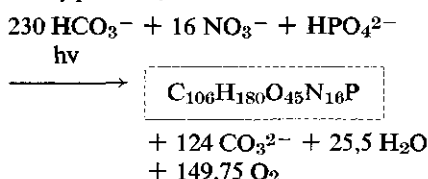
De aanmaak van dit celmateriaal moet dan in het algemeen, met weglaten van alle meer of minder bekende tussenstappen en tussenprodukten, worden weergegeven met de volgende vergelijking voor de primaire productie of fotosynthese\*:



In ionenvergelijkingen is de meest juiste schrijfwijze van deze productie bij pH < 6,5 à 7:



en bij pH > 6,5 à 7:



Deze produktievergelijkingen gelden niet voor de groei en ontwikkeling van sommige N<sub>2</sub>-assimilerende blauwalgen. Zij immers kunnen m.b.v. hun heterocysten in hun N-behoefte voorzien door direkte opname van het in water opgeloste N<sub>2</sub>-gas uit de atmosfeer (15 à 20 mg N<sub>2</sub>/l!). Indien niet expliciet vermeld blijven deze blauwalgen in het volgende buiten de beschouwingen. Omdat de elementen C, H en O in overmaat in het aquatisch leefmilieu aanwezig zijn, wordt het begrip nutriënt of voedingsstof in het algemeen gereserveerd voor die (schaarsere) verbindingen waarmee het aanbod van de overige bouwstenen N, P, K, S, Si, metalen etc. wordt geleverd. De aandacht op de nutriënten in het water komt voort uit bewijzen en veronderstel-

lingen dat door toenemende bevolkingsdruk met groeiende industriële, agrarische en andere activiteiten en toenemende beroering van het aardoppervlak door de mens, de emissies van materie — o.a. afvalstoffen — naar het aquatisch milieu zeer sterk zijn toegenomen. Speciaal door een overmatige verrijking met elementaire voedingsstoffen, zoals met N- en P-verbindingen, werd het nutriëntgehalte — de trofiegraad — van het oppervlaktewater, ook in Nederland, in de loop van vele jaren tot grote hoogte — tot eutrofie en hypertrofie — opgevoerd. Deze ontwikkeling wordt wel aangeduid met het begrip 'cultural eutrofication'. Voor vele aquatische milieus wordt de overbelasting met stikstof- en fosforverbindingen doorslaggevend geacht voor het ontstaan van de overmatige ontwikkeling van algen en andere plantaardige aquatische organismen.

Uit het voorafgaande mag geenszins worden geconcludeerd dat een relatief rijke voeding van oppervlaktewater met nutriënten nooit of nergens van nature kan optreden en dat water met een vrij hoog trofie-niveau (bijv. mesotrofie en eutrofie) onnatuurlijk zou zijn. Vooral in de sedimentatiebekkens — o.a. Nederland — in de lage(re) regionen van stroomgebieden kunnen omstandigheden potentieel gunstig zijn voor het ontstaan en in stand houden van meer of minder voedselrijke aquatische milieus. Diverse (veen-)plassen in de lage gebieden van West-Nederland dragen dan ook van nature een mesotroof tot eutroof karakter. Uit elk van de voregegeven vergelijkingen kan berekend worden dat:

- 1 mg P theoretisch aanleiding kan geven tot de productie van ca. 78,5 mg algencel-substantie met ca. 154,5 mg O<sub>2</sub> en
- 1 mg N theoretisch aanleiding kan geven tot de productie van ca. 10,8 mg algencel-substantie.

Omgekeerd vraagt de productie van 1 mg algencelmateriaal theoretisch dus 0,013 mg P en 0,093 mg N. Vertaald naar het oppervlaktewater als leefmilieu voor algen, kan de theoretisch meest gunstige N/P-verhouding daarin voor algenontwikkeling derhalve gesteld wordt op 9,3/1,3. In de literatuur wordt deze verhouding vaak afgerond tot N/P-ratio's van 10/1 tot 7/1.

Emissie-bronnen welke de N/P-verhouding in oppervlaktewateren naar deze getalswaarden brengen of zelf een dergelijke N/P-verhouding bezitten, moeten op grond daarvan als uiterst bevorderlijk voor eutrofie en algengroei worden beschouwd.

In dit verband valt de aandacht dan allereerst op het huishoudelijk en stedelijk afvalwater (tabel I).

Met een theoretische N/P-verhouding van 7,3/1 tot 9,3/1 moet het ruwe 'natuurlijke' huishoudelijk c.q. stedelijk afvalwater zonder detergenten bij lozing op oppervlaktewater een zeer nadelige, 'bemestende', invloed uitoefenen. Het is overigens niet bevreesdend dat dit huishoudelijk afvalwater deze eigenschap bezit. Hierop zal echter niet worden ingegaan.

Ruw huishoudelijk afvalwater met P uit detergenten heeft een N/P-verhouding welke uiteraard sterk verschoven is in de richting van een P-overmaat of een N-tekort. Oxydatief-biologische zuivering blijkt de N/P-verhouding in stedelijk afvalwater-effluent i.h.a. weinig te beïnvloeden.

Omdat N-verbindingen van nature of door andere menselijke activiteiten veelal in ruime mate in oppervlaktewater aanwezig zijn, betekent een verhoogde P-emissie, zoals via detergenten, vaak een extra-verschuiving naar een voor algengroei gunstige N/P-verhouding in het ontvangende water. (In dit verband moet ook gedacht worden aan de blauwalgen met N-voorziening uit opgelost N<sub>2</sub>-gas uit de atmosfeer (15 à 20 mg N<sub>2</sub>/l).

Hoe massaal een algenbiomassa theoretisch tot ontwikkeling zou kunnen komen uit (een 100 % gebruik van) alléén het N en P van de natuurlijke afvalstoffen in het ruwe afvalwater van 1 persoon per etmaal, moge blijken uit het volgende rekenvoorbeeld.

Een gemiddelde emissie van 12 g N/pers.etm. en 1,5 g P/pers.etm. is theoretisch voldoende voor de productie van 12 x 11 = 132 resp. 1,5 x 79 = 119 g algencelsubstantie (d.s.), gemiddeld 125 g algencelsubstantie (d.s.). Met een drooggewicht van één 'gemiddelde' algcel uit een algenpopulatie van ca. 10<sup>-12</sup> g betekent de productie van 125 g algencelsubstantie (d.s.) een ontwik-

TABEL I - Globale stikstof- en fosforemissies via huishoudelijk c.q. stedelijk afvalwater

	gN/pers. etm.	gP/pers. etm.	N/P
Ruw 'natuurlijk' afvalwater zonder detergenten (Ned./W.-Eur.)	11 - 14 <sup>1</sup>	ca. 1,5 <sup>2</sup>	ca. 8,3/l
Idem met detergenten (Ned./W. Eur.)	11 - 14 <sup>1</sup>	ca. 3,6 <sup>3</sup>	ca. 3,5/l = 8,3/2,4
Idem met detergenten (USA)	ca. 12 <sup>1</sup>	ca. 4,4 <sup>4</sup>	ca. 2,7/l = 8,3/3,1
Effluent ox. biol. rwzi zonder verdergaande behandeling (500 inrichtingen USA)	mediaan 7,46	mediaan 2,74	2,7/l = 8,3/3,1

\* drs. H. F. W. Kleijn van de TH-Delft ben ik erkentelijk voor zijn suggesties m.b.t. de presentatie van de chemische vergelijkingen.

<sup>1</sup> 70 à 90 % via urine en 10 à 30 % via faeces.  
<sup>2</sup> 67 à 75 % via urine en 25 à 30 % via faeces.

<sup>3</sup> 58 % via detergenten en 42 % via urine en faeces.  
<sup>4</sup> 66 % via detergenten en 34 % via urine en faeces.

keling van  $125/10^{-12} = 125.000.000.000.000$  algcellen. Sterk eutroof tot hypertroof 'groen water' heeft een algendichtheid van rond 300 mg algcellen (d.s.)/m<sup>3</sup>. De N en P produktie van 1 persoon/etm. is derhalve theoretisch voldoende voor het 'vergroenen' van  $125.000/300 = 417$  m<sup>3</sup> water. De natuurlijke kwaliteit van het totale ruwe huishoudelijk afvalwater in Nederland (ca.  $14 \times 10^6$  inw.) zou dan de theoretische potentie per etm. hebben om  $14 \times 10^6 \times 417$  m<sup>3</sup> = 5,8 km<sup>3</sup> water te vergroenen. Dit volume is ca. 50 % van de totaal in Nederland aanwezige hoeveelheid zoet oppervlaktewater (11,9 km<sup>3</sup>)! Met detergents in het afvalwater moeten de berekende getallen nog vergroot worden met een faktor 2,4.

De realiteit in het totale zoete oppervlaktewater in Nederland is gelukkig nog anders. Daarin ligt het bewijs dat er wellicht vele omstandigheden en processen zijn die de geschiedste theoretische massale algenontwikkeling op basis van het ruwe huishoudelijke afvalwater tegenwerken of niet laten ontstaan. Genoemd moeten worden: geen 100 %-conversie van elk N en P aanbod in algelmateriaal, terughouding van N en P verbindingen bijv. door oxydatief-biologische zuivering van afvalwater, N-afvoer naar de atmosfeer t.g.v. denitrificatieprocessen (N<sub>2</sub>↑), vastlegging van P-verbindingen in bijv. bodemslib, klei en humus (inert P), doorspoeling van nutriënten en algen naar zee, lozing van nutriënten in grote rivieren en in zee, onttrekking van nutriënten door slibbaggeren, remming van algengroei door diverse oorzaken, bijv. door zelfschaduwing, ruimtegebrek, seizoenvariaties in straling en temperatuur, afbraak van algcellen etc. Toch duidt de gegeven theoretische kwantificering op grote potentiële gevaren. In vele wateren met relatief lange verblijfs-tijd (≈ stilstaand) heeft de massale algenontwikkeling zich reeds duidelijk gemanifesteerd, wellicht mede doordat ook andere termen van de algenbalans daar in ongunstige richting werken.

Een fraaie illustratie van bijv. de zware P-last die op het Nederlandse oppervlaktewater drukt geeft tabel II. Daarin is een vergelijking gegeven tussen de netto P-belasting van 'de bodem' en de netto P-belasting van 'het zoete oppervlaktewater' in Nederland, berekend uit de P-balans voor Nederland. Duidelijk blijkt dat de netto P-belasting van het oppervlaktewater groter is dan die voor de bodem, niettegenstaande het feit dat de bodem — met ca. 80 % agrarische cultuurgrond — om redenen van gewasopbrengst, vegetatiegroei etc. gericht bemest wordt met P-nutriënten en het oppervlaktewater niet!

TABEL II - Netto P-belasting van, of P-akkumulatie in Nederland omstreeks 1970. Ontleend aan resultaten van P-balansstudies voor Nederland van de stuurgroep Fosfaten [2].

	10 <sup>6</sup> kgP/ jaar	%	gP/m <sup>2</sup> jaar
in de bodem t.g.v. agr. en andere activiteiten (ca. 25.000 km <sup>2</sup> )	86,9		3,5
in de bodem t.g.v. verwerking vast afval	4,4		—
<b>totaal in de bodem (ca. 32.750 km<sup>2</sup>)</b>	<b>91,3</b>	<b>60,3</b>	<b>2,8</b>
in stilstaand zoet oppervlaktewater, incl. aquatisch sediment (ca. 3.840 km <sup>2</sup> )	18,3	12,1	4,8
nog niet nader aan te geven in zoet en/of zout oppervlaktewater (ca. 4.410 en/of 3.840 km <sup>2</sup> )	41,8	27,6	—
<b>totaal accumulatie Nederland (ca. 41.000 km<sup>2</sup>)</b>	<b>151,4</b>	<b>100,0</b>	<b>3,7</b>

#### 4. Beheersing van de primaire produktie m.b.v. het nutriëntenaanbod

Uit de in 3 gegeven vergelijkingen voor de primaire produktie blijkt dat de ontwikkeling van algcelsubstantie theoretisch kan worden afgeremd door verlaging van de concentratie (= aanbod) van opneembare C-, N- en P-verbindingen in de waterfase, alsmede door vermindering van de licht-energie (hv) beschikbaarheid. Voor de praktijk van het waterkwaliteitsbeheer vervalt uiteraard de afscherming van lichtenergie als kunstmatige ingreep. Onder 'natuurlijke' omstandigheden wordt remming van een ontwikkeling van aquatische biomassa's door gebrek aan licht-energie echter wel degelijk waargenomen, bijv. onder een gesloten kroosdek, door te grote troebelheid van het water t.g.v. kleur- of zwevende stoffen, door zelfschaduwing etc. Het verloop van de licht-energie met de diepte in het water is hierbij de bepalende faktor.

Wel hanteerbaar in de praktijk lijkt een beheersing van de concentratie of het aanbod van de nutriënten in het water. Op basis van de door Justus von Liebig (1803 - 1873) in zijn boek 'Die Grundsätze der Agrikulturchemie' (1850) ontwikkelde 'Wet van het minimum' is het echter niet noodzakelijk om voor een remming van groei c.q. opbrengst het aanbod van alle nutriënten te beperken. Volgens deze wet van het minimum wordt de groei c.q. opbrengst van een gewas, dus ook van een algenbestand, bepaald door die groeifaktor welke in het minimum verkeert, d.w.z. waarvan naar verhouding in het milieu het minst aanwezig is. Toepassing van de Wet van Liebig in de praktijk van de waterkwaliteitszorg hangt

derhalve af van de omstandigheid of voor een betreffend oppervlaktewater c.q. voor wateren in een bepaalde regio een voedings-element kan worden aangewezen, waarvan het aanbod door beheersmaatregelen zodanig kwantitatief gestuurd kan worden dat dat element tot regulerende groeifaktor kan worden verheven.

Aan de toepassing van de Wet van Liebig dient derhalve een beschouwing van de chemische hoedanigheid van elk water vooraf te gaan. Deze hoedanigheid, veelal uitgedrukt in concentraties aan stoffen, wordt echter door diverse factoren en omstandigheden bepaald en varieert sterk naar plaats en in tijd [3]. Een belangrijke bepalende faktor is uiteraard de mate van het externe aanbod of de belasting met materie [3], hoewel het verband tussen de concentratie van een bepaalde stof en de belasting met die stof voor de verschillende wateren onder variërende omstandigheden veelal nog nauwelijks kwantitatief kan worden beschreven (onbekendheid met dosis-effect relaties). Uitdrukkelijk moet erop gewezen worden dat de groei en ontwikkeling van aquatische biomassa's primair gerelateerd blijft aan de aanwezigheid en beschikbaarheid van voedingsstoffen in het aquatisch milieu zelf en niet aan de belasting daarvan. De belasting met materie wordt echter toch vaak gehanteerd omdat die in de praktijk van de kwaliteitszorg beheersbaar wordt geacht. Als kandidaten voor de regulerende minimum groeifaktor moet voor vele oppervlaktewateren, ook in Nederland, gedacht worden aan de N- en P-verbindingen welke immers als hoofdvoedingsstoffen fungeren. In de nationale en internationale literatuur wordt in dit verband echter de meeste aandacht besteed aan de P-verbindingen. Er zijn ook diverse redenen waarom allereerst getracht wordt de P-belasting — en daarmee het fosfaatgehalte — van het oppervlaktewater terug te brengen tot een niveau waarop dit nutriënt (weer) fungeert of gaat fungeren als de minimum groeifaktor. Gewezen kan worden op de geochemische overweging dat voor vele wateren de natuurlijke voeding met N-verbindingen (en met N<sub>2</sub>) groter zal zijn dan die met P-verbindingen (P is een relatief zeer schaars element in de aardkorst en is geen bestanddeel van de atmosfeer!). Daardoor zullen in vele wateren de natuurlijke concentraties aan P-verbindingen (fosfaten) laag zijn (geweest) waardoor het nutriënt P daarin van nature als minimum groeifaktor heeft gefungeerd of nog fungeert. Voorts de overweging dat door de diverse antropogene materie-emissies naar het milieu het nutriënt P haar regelende functie als minimum groeifaktor in vele wateren verloren zal hebben. Tenslotte de

tegenstelling dat belangrijke N-bronnen zeer diffuus optreden (emissies uit de agrarische sektor, N-transport vanuit de atmosfeer) terwijl vele antropogene P-emissies i.h.a. weinig verspreid optreden. Daaruit kan dan de verwachting worden opgebouwd dat het totale P-aanbod i.h.a. wellicht wel goed kwantitatief beheersbaar zal zijn maar het totale N-aanbod vooralsnog niet of zeer moeilijk. Het is overigens denkbaar dat bepaalde wateren of regio's door andere omstandigheden niet aan dit verwachtingspatroon voldoen. Over de materie-huishouding van wateren is, zowel in het algemeen als in specifieke gevallen, feitelijk nog (te) weinig bekend.

In 1972 startte de 'Stuurgroep Fosfaten' van de sectie Milieuchemie van de KNCV een studie over deze problematiek voor het Nederlandse zoete stilstaande oppervlaktewater. De naam van de stuurgroep en de titel van haar in 1976 verschenen eindrapport: 'Fosfaten in het Nederlandse oppervlaktewater' verraden reeds dat ook om bovengenoemde redenen de aandacht in deze studie speciaal gericht werd op de fosfaatbelasting, de fosfaathuishouding en het fosfaatgehalte van het Nederlandse oppervlaktewater, alsmede op de kwantitatieve beheersing van dat nutriënt. Voortdenkend in de richting van de P-beheersing moeten voor elk oppervlaktewater of voor elke categorie van wateren dan twee hoofdvragen worden beantwoord:

1. op welk concentratie- c.q. belastingsniveau moet het nutriënt P worden gestabiliseerd?
2. zijn de P-emissies in de praktijk ook inderdaad effectief tot het noodzakelijke niveau te saneren?

Een zware opgave is de wetenschappelijke beantwoording van de eerste vraag betreffende het P-concentratie- c.q. belastingsniveau waarop en waarmede overmatige algengroei wordt voorkomen of bestreden. Kritische interpretaties van de wereldliteratuur en bundeling van de beschikbare kennis over de relaties tussen de aanwezigheid c.q. de beschikbaarheid van het P-nutriënt in diverse watermassa's, de mate van algengroei (chlorophyl-a concentraties) daarin (dosis-effect relatie onderzoek) en de P-belasting hebben in de stuurgroep geleid tot de uitspraak dat voor 'het Nederlandse ondiepe zoete stilstaande oppervlaktewater' gestreefd moet worden naar een bruto P-belasting van  $\leq 1 \text{ g P/m}^2 \cdot \text{jaar}$ . Vergeleken met de gemiddelde huidige P-belasting (zie 5) betekent dit dat het P-aanbod i.h.a. drastisch zou moeten worden verlaagd. De tweede vraag of de P-emissies ook daadwerkelijk tot een gezamenlijke bruto belasting van  $\leq 1 \text{ g P/m}^2 \cdot \text{jaar}$  zijn te saneren kan voor een

bepaald oppervlaktewater of voor een bepaalde regio (bijv. hydrologische eenheid) eerst feitelijk worden beantwoord nadat de P-bronnen voor en de P-huishouding in het betreffende water of de betreffende regio kwantitatief en kwalitatief zijn geïnventariseerd, beschreven en geanalyseerd. De stuurgroep kon echter geen studies voor regionale eenheden uitvoeren. Wel werden onderzoeken verricht naar de P-emissies en de P-huishouding voor het Nederlandse zoete stilstaande oppervlaktewater als geheel. Op basis daarvan werden mogelijkheden voor en verwachtingen van sanering aangegeven.

##### 5. De P-emissies naar en de P-belasting van het stilstaande zoete oppervlaktewater

Het areaal 'stilstaand' zoet oppervlaktewater binnen Nederland beslaat momenteel nog 3.840 km<sup>2</sup>. Het is ondiep, gemiddeld ca. 3 m, en omvat een watermassa van slechts 11,9 km<sup>3</sup>.

Voor het leren kennen van het bruto P-aanbod naar dit oppervlaktewater werden uitgebreide kwantitatieve en kwalitatieve studies verricht over de feitelijke P-emissies van uit de maatschappij naar het buitenmilieu (op basis van gegevens van 1970/1971) en over de wijzen waarop en de mate waarin de geëmitteerde hoeveelheden P dit oppervlaktewater in realiteit bereiken en belasten. Tot de feitelijke P-emissies behoren de afvoeren van dit element via vaste, vloeibare en gasvormige afvalstoffen naar water, bodem en lucht, de aanwending van P-houdende materie in het buitenmilieu, alsmede het vrijkomen van P-houdende materie t.g.v. beroeringen van de aardkorst [3]. Het totale P-aanbod werd uiteindelijk met zes 'verzameltermen' beschreven, te weten de termen grensoverschrijdende rivieren, huishoudelijk c.q. stedelijk afvalwater, industrieel afvalwater, afval(water) uit de agrarische sector, drainage en uitspoeling uit de bodem, en de droge en natte neerslag uit de atmosfeer. Speciaal voor de waterfase speelt feitelijk nog een belangrijk verschijnsel mee, n.l. de interactie tussen het P opgelost in de water-

fase en het P gebonden aan de slibfase. Belangrijke vragen over de P-huishouding in aquatische milieus, met name over de omstandigheden waaronder en de mate waarin P uit de waterfase in het bodemslib wordt 'vastgelegd' (P-sink) en omgekeerd, P door het bodemslib weer aan de waterfase wordt afgegeven (interne P-bron), kunnen echter kwantitatief nog onvoldoende worden beantwoord. Hoewel deze problematiek voor het vaststellen van de bruto P-belasting voor het aquatisch milieu als geheel nog enigszins terzijde geschoven kan worden, zal zij bij de vorming van een verwachtingspatroon over de tijdsduur van waterkwaliteitsherstel na sanering van de externe P-bronnen echter haar volle gewicht in de schaal leggen (probleem van de netto P-afgifte vanuit het aquatisch sediment). De bovengenoemde 6 verzameltermen zijn gekwantificeerd samengevat in tabel III. Opvallend is het relatief beperkte P-aanbod vanuit de grensoverschrijdende rivieren Rijn en Maas, welke toch een totaal P-transport verzorgen van 59,5 x 10<sup>6</sup> kg P/jaar (1970). Ongeveer 80,7 % of 48,0 x 10<sup>6</sup> kg P/jaar wordt namelijk direct naar zee doorgevoerd en komt ook gedeeltelijk op de uiterwaarden tot afzetting, zodat 'slechts' 19,3 % of 11,5 x 10<sup>6</sup> kg P/jaar het stilstaande binnenwater belasten.

In eenzelfde orde van grootte ligt het P-aanbod vanuit het totaal geproduceerde huishoudelijk afvalwater. Voor de 13 x 10<sup>6</sup> inwoners (1970) werd, uit de P-opname via het voedselpakket (ca. 7,1 x 10<sup>6</sup> kg P/jaar), de opslag van P in de mens (ca. 0,1 x 10<sup>6</sup> kg P/jaar) en de P-afvoer met vast afval (ca. 0,5 x 10<sup>6</sup> kg P/jaar), de emissie van P via faecaliën en urine in het huishoudelijk afvalwater berekend op ca. 6,5 x 10<sup>6</sup> kg P/jaar. Dit betekent een biologische P-emissie van ca. 1,4 g P/inw. etm. De bijdrage door het gebruik van P-houdende detergents was ca. 8,8 x 10<sup>6</sup> kg P/jaar of ca. 1,8 g P/inw. etm. De totale P-afvoer met huishoudelijk afvalwater bedroeg derhalve ca. 15,3 x 10<sup>6</sup> kg P/jaar of ca. 3,2 g P/inw. etm. (44 % in faecaliën en urine, 56 % van synthetische wasmiddelen). Met inachtneming van de P-terughouding

TABEL III - De ruimtelijk gemiddelde bruto P-belasting van het areaal stilstaand ondiep zoet oppervlaktewater in Nederland (ca. 3.840 km<sup>2</sup>) omstreeks 1970. Ontleend aan resultaten van P-balansstudies voor Nederland van de Stuurgroep Fosfaten [2].

	10 <sup>6</sup> kg P/jaar	g P/m <sup>2</sup> · jaar	Nederland intern.	
			g P/m <sup>2</sup> · jaar	
grensoverschrijdende rivieren	11,5 ( 46,2 %)	3,0		
huishoudelijk c.q. stedelijk afvalwater	9,2 ( 37,0 %)	2,4	2,4	( 68,5 %)
industrieel afvalwater	1,7 ( 6,8 %)	0,4	0,4	( 11,4 %)
afval(water) uit de agrarische sector	1,5 ( 6,0 %)	0,4	0,4	( 11,4 %)
drainage/uitspoeling van de bodem	0,7 ( 2,8 %)	0,2	0,2	( 5,7 %)
droge + natte neerslag uit de atmosfeer	0,3 ( 1,2 %)	0,1	0,1	( 3,0 %)
<b>totaal</b>	<b>24,9 (100 %)</b>	<b>6,5</b>	<b>3,5</b>	<b>(100 %)</b>

in zuiveringsinrichtingen, de afvoer van al of niet behandeld afvalwater naar zee, de grote rivieren en de bodem (totaal ca.  $6,1 \times 10^6$  kg P/jaar) bedraagt het P-aanbod uit het in Nederland geproduceerde huishoudelijk afvalwater omstreeks 1970 derhalve ca.  $9,2 \times 10^6$  kg P/jaar. Dit is ca. 37 % van het totaal P-aanbod uit de gezamenlijke bronnen.

In tabel III is het aanbod of de belasting in kg P/jaar eveneens omgerekend tot de, ook in het rapport van de Stuurgroep Fosfaten gehanteerde, belastingseenheid g P/m<sup>2</sup>. jaar. Met de verkregen omrekeningsresultaten voor de 6 aanbod-termen en met de interpretatie van de getallen moet echter grote voorzichtigheid worden betracht! Nog afgezien van de nauwkeurigheid in het areaal stilstaand zoet oppervlaktewater (3.500 à 4.000 km<sup>2</sup>) vertoont het beschouwde gebied — geheel Nederland — immers zeer grote inhomogeniteiten. Gewezen moet worden op de ongelijke verdeling van de bevolking (huishoudelijk afvalwater), de industrie (industriële afvalwater), de agrarische activiteiten naar aard en intensiteit (o.a. verdeling van de bio-industrie, gebruik van P-meststoffen), de bodemsoorten, het gebruik en de bestemming van het oppervlaktewater, alsmede op verschillen in waterhuishouding en (geo-)hydrologie (bijv. verschillen in gebruik van Rijnwater). Als belangrijk voorbeeld wordt hier gewezen op het feit dat de meeste en belangrijkste afvalwaterlozingen van bevolking en industrie veelal primair gericht zullen zijn op de grotere wateren: boezems, kanalen, meren, plassen etc., terwijl de agrarische P-emissies, zoals uitspoeling van de bodem, drainage, run-off en bio-industrie, veelal primair gericht zullen zijn op de kleinere wateren: polder-sloten, vaarten, tochten etc. Het is dan ook reëler de lozingen uit de agrarische sektor te relateren aan de kleinere wateren (< 6 m breedte) met een gezamenlijke oppervlakte van ca. 450 km<sup>2</sup>. Het P-aanbod vanuit de agrarische sektor, zijnde  $(1,5 + 0,7) \times 10^6$  kg P/jaar, betekent dan voor die wateren een belasting van ca. 5 g P/m<sup>2</sup>. jaar! Daardoor komen èn die wateren èn de invloed van de agrarische sektor in een ander licht te staan dan tabel III suggereert.

Een vergelijkbare situatie zal bestaan voor de werkelijke invloed van het P-aanbod uit de grensoverschrijdende rivieren. Er zijn ongetwijfeld wateren of regio's aan te wijzen waar deze invloed nauwelijks van betekenis of zelfs afwezig zal zijn (<< 3,0 g P/m<sup>2</sup>. jaar), terwijl andere wateren of regio's onder zware invloed van deze P-bron zullen staan (>> 3,0 g P/m<sup>2</sup>. jaar).

Het vorenstaande beklemtoont de noodzaak om voor het verkrijgen van een betrouwbaar inzicht in de P-belasting en

de P-huishouding t.b.v. de praktijk van de waterkwaliteitszorg, studies per kleinere hydrologische eenheden of regio's te verrichten, waarbij dan nog ernstig rekening gehouden moet worden met inhomogeniteiten in de beschouwde eenheden. Uiteraard geldt dit voor elk materie-balans onderzoek in de praktijk.

Niettegenstaande deze overwegingen geeft tabel III duidelijk aan dat de huidige ruimtelijk gemiddelde totale P-belasting voor het zoete ondiepe en stilstaande oppervlaktewater in Nederland 6 à 7 g P/m<sup>2</sup>. jaar bedraagt en daarmee ver uitsteekt boven de streefwaarde van  $\leq 1$  g P/m<sup>2</sup>. jaar.

Langs andere weg werd dit resultaat reeds eerder verkregen en gepubliceerd [3]. Ook bij deze 6 à 7 g P/m<sup>2</sup>. jaar moet weer worden opgemerkt dat er wateren of regio's zullen zijn met werkelijke P-belastingen die veelvouden kunnen bedragen van deze gemiddelde waarde. Anderzijds zullen er wateren zijn met veel lagere belastingen, wellicht nog  $\leq 1$  g P/m<sup>2</sup>. jaar.

Van de huidige gemiddelde P-belasting wordt ca. 46 % door de grensoverschrijdende rivieren aangevoerd; van de binnen Nederland veroorzaakte belasting is ca. 80 % afkomstig uit de particuliere huishoudens en de industrie.

#### 6. Reduktie en beheersing van de P-belasting tot de streefwaarde

Uit tabel III blijkt dat voor sanering van de P-emissies naar het aquatisch milieu de aandacht (nationaal en internationaal) in de eerste plaats en voornamelijk gericht moet worden op de 4 belangrijkste P-bronnen voor dat milieu, te weten:

- het huishoudelijk c.q. stedelijk afvalwater,
- het industriële afvalwater,
- het afval(water) uit de agrarische sektor,
- het drainage- c.q. uitspoelingswater en run-off water van de bodem, waarmede P uit fosfaathoudende meststoffen naar het oppervlaktewater wordt getransporteerd.

De P-bron vanuit de grensoverschrijdende rivieren is uiteraard voornamelijk de resultante van de vorengenoemde emissies in de stroomgebiedsdelen binnen en buiten Nederland.

De P-emissies vanuit het huishoudelijk c.q. stedelijk afvalwater zijn technisch in hoge mate beheersbaar en reduceerbaar: zo uitgebreid en volledig mogelijke verzameling van dat afvalwater, afvoer van het verzamelde afvalwater naar bestaande of te bouwen zuiveringsinrichtingen, alsmede zo ver mogelijke terughouding van P bij de zuivering. Over geavanceerde rioerings- en zuiveringstechnieken, o.a. verbeterde rioolstelsels zonder of met minimum verliezen via overstorten, vergaande nutriënten-

verwijdering bij de zuivering (defosfatering, denitrificatie), is voor toepassing in de praktijk reeds veel kennis beschikbaar. Bij de defosfatering moet uiteraard worden gedacht aan de wet van het behoud van materie: mede door het verbruik van chemicaliën zal het zuiverings-slib in hoeveelheid en in P-gehalte sterk toenemen (vergroting van de surplusslibproblematiek). In preventieve richting werkt een verlaging van de huidige P-last van dat afvalwater tot de 'biologische' last, equivalent aan een afvoer van ca. 1,5 g P/inw.etm. Dit wordt bereikt wanneer het P-aandeel t.g.v. het gebruik van fosfaathoudende wasmiddelen, momenteel ca. 1,8 g P/inw.etm., kan worden geëlimineerd. Diverse stoffen zijn bekend die, met meer of minder succes t.a.v. wasprestaties, in wasmiddelen zouden kunnen worden verwerkt, waardoor het huidige gebruik van het natriumtrifosfaat (NTP) geheel of gedeeltelijk zou kunnen worden voorkomen. Naast zeep — het Na, K-zout van vetzuren — met vele nadelen, is voor volledige eliminatie van NTP reeds veel aandacht besteed aan o.a. citroenzuurverbindingen, het tri-Na-zout van carboxyl-methyl-oxy-succinezuur (= CMOS), het Na-zout van een mengsel van onverzadigde gesulfoneerde polycarboxylzuren, het di-Na-oxy-di-acetaat (= SODA) en het Na-zout van nitrilo-triazijnzuur (= NTA). Gedeeltelijke, ca. 50 %, eliminatie van NTP kan bereikt worden met toepassing van kunstmatige zeolieten (Na-Al-silicaten). Fosfaatloze en fosfaatarme wasmiddelen zijn reeds in beperkte mate op de markt. Voor grootschalige productie en aanwending van deze middelen zijn, op basis van dosis-effect relaties, duidelijke uitspraken nodig aangaande de aanvaardbaarheid van de betreffende nieuwe stoffen of van hun omzettingsproducten in het milieu.

De P-emissies van uit het afval(water) van de industriële en agrarische sectoren (incl. van de bio-industrie) moeten veelal preventief, ook op technische wijzen, goed saneerbaar en reduceerbaar worden geacht. Moeilijker ligt de situatie betreffende de P-emissies uit de agrarische sektor als gevolg van het gebruik van fosfaathoudende meststoffen. Hoewel deze P-emissies bij neerslagoverschotten, via uitspoeling en run-off, voor vele gronden nu nog geen uitzonderlijke proporties hebben aangegenomen, mag niet worden verwacht dat het P-bindend vermogen van bodems voor de toekomst verzekerd en derhalve oneindig groot is. Door stringente bemestingsadviezen, goede bemestingstechnieken, cultuurtechnische en landinrichtingsmaatregelen, alsmede door goede voorlichting in de agrarische sektor zal zeker een toename van deze emissies, doorslag van de bodem,

TABEL IV - De ruimtelijk gemiddelde P-belasting, in g P/m<sup>2</sup> . jaar, van het stilstaand ondiep zoet oppervlaktewater in Nederland (ca. 3.840 km<sup>2</sup>) bij voortgaande ox. biol. behandeling van afvalwater al of niet vergezeld van verdergaande preventieve en/of curatieve maatregelen. Ontleend aan resultaten van P-balans studies voor Nederland van de stuurgroep Fosfaten [2].

	Nederland alleen			Nederland + extern		
	1975	1980	1985	1975	1980	1985
zonder extra maatregelen	3,2	3,0	2,5	6,1	5,4	4,5
met alléén 100 % P-eliminatie in wasmiddelen (preventief)		2,0	1,6		3,5	2,9
met alléén 90 % P-reductie in rwzi's (curatief)		1,9	1,0		3,4	1,8
met P-eliminatie en P-reductie tesamen (preventief en curatief)		1,4	0,8		2,5	1,4

#### Belangrijkste aannamen:

- 40 % P-reductie bij ox.biol. zuivering zonder extra defosfatering;
- 90 % P-reductie bij ox.biol. zuivering met extra defosfatering, ook bij preventieve P-eliminatie;
- verwaarlozing invloed eventuele ontharding van leidingwater;
- in 1975, 1980 en 1985 resp. 33, 66 en 90 % van het stedelijk afvalwater behandeld in rwzi's;

- in 1985 ca. 50 % reductie van de P-emissie uit de agr. sektor;
- verlaging P-last in grensoverschrijdende rivieren bij verdergaande maatregelen procentueel gelijk aan die binnen Nederland;
- geen (rekening gehouden met) toename van bevolking en industrie wegens gebrek aan gegevens daaromtrent.

moeten worden voorkomen. Wellicht is een terugdringing mogelijk.

Aan de hand van beleidsvoornemens van de overheid m.b.t. de voortgang in de behandeling van afvalwater (Indicatief Meerjarenprogramma 1975 - 1979 voor de bestrijding van verontreiniging van het oppervlaktewater) en met aannamen over de verzameling en afvoer van afvalwater, de toepasbare zuiveringstechnieken, mogelijke preventieve maatregelen etc., kunnen berekeningen worden uitgevoerd over de te verwachten ruimtelijk gemiddelde P-belasting van het stilstaande oppervlaktewater op verschillende tijdstippen. Tabel IV geeft resultaten van dergelijke berekeningen voor de jaren 1975, 1980 en 1985, alsmede de aannamen welke daarbij zijn gehanteerd.

Noch alleen een volledige eliminatie van fosfaten in wasmiddelen, noch alleen een vergaande P-terughouding in zuiveringsinrichtingen sancert de gemiddelde P-belasting tot het gewenste niveau. Slechts een combinatie van beide maatregelen, nationaal en elders in de stroomgebieden van de grensoverschrijdende rivieren, drukt de P-belasting tot de orde van grootte van 1,4 g P/m<sup>2</sup> . jaar. Door inhomogeniteiten zullen er dan zeker regio's zijn waar een P-belasting ≤ 1 g P/m<sup>2</sup> . jaar wordt bereikt. In andere gebieden zal de P-belasting hoger blijven. Tabel IV illustreert eveneens de verwachting dat de P-belasting van die wateren die alleen of nagenoeg alleen onder invloed staan van de interne (= Nederlandse) P-bronnen verder is terug te brengen dan de P-belasting van de wateren die tevens onder invloed staan van de internationale rivieren. Zoals reeds eerder werd opgemerkt is een betrouwbaarder beeld van zinvol te nemen maatregelen en

van de te verwachten resultaten alleen te verkrijgen uit beschouwingen over de P-problematiek per regio of kleinere hydrologische eenheid.

In het voorgaande werd een belangrijk aspect van de P-problematiek slechts kort gememoreerd: de invloed van het in wateren alom aanwezig bodemslib op de P-huishouding binnen het aquatisch milieu zelf. Vanwege de bekende eigenschappen van het bodemslib m.b.t. binding c.q. opslag en afgifte van P zal slib, afhankelijk van omstandigheden, invloed uitoefenen op de P-concentraties in water (oppervlaktewater en grondwater) dat met het aquatisch sediment in contact staat of komt.

De interactieverschijnselen tussen het P in de 'bodemslibfase' en het P in de 'waterfase' komen uiteraard naar voren bij vragen aangaande de duur en de mate van de netto P-nalevering vanuit het bodemslib naar het bovenstaande oppervlaktewater wanneer alle externe P-bronnen zouden zijn gesaneerd. Tevens zal deze interactie een rol spelen in die lage kwelgebieden waar bodemslib als intermediair optreedt tussen P-houdend diep grondwater en bovenstaand oppervlaktewater. Over deze P-interacties tussen bodemslib en waterfase, onder verschillende omstandigheden van bijv. anaërobie, aërobie, pH, waterhuishouding, hydraulische belasting, zwavel- en ijzerhuishouding, de algenkringloop zelf etc., is voor het Nederlandse ondiepe oppervlaktewater nog weinig betrouwbare kwantitatieve kennis aanwezig. Studies over de P-huishouding in regio's of in kleinere hydrologische eenheden van verschillende aard kunnen ook aan de oplossing van deze vraagstukken belangrijke bijdragen leveren. Voor de praktijk van het waterkwaliteitsbeheer zal

immers een zo betrouwbaar mogelijk verwachtingspatroon aangaande het verloop en de mate van de kwaliteitsverbetering na saneringsmaatregelen moeten worden aangeboden. Tot deze saneringsmaatregelen zou ook de verwijdering van bodemslib-kunnen behoren ('waterrestoration').

#### Literatuur

1. Buissonjé, P. H. de (1978): *Waterbloei; massasterfte en extreem gunstige fossilisatievoorwaarden*. GEA, tijdschrift van de Stichting Geologische Aktiviteiten, Vol. II (2), pag. 25-34.
2. Golterman, H. L. (1976), Redaktie: *Fosfaten in het Nederlandse oppervlaktewater*. Rapport van de Stuurgroep Fosfaten ingesteld door de Sectie Milieuchemie van de KNCV. Sigma Chemie.
3. Scholte Ubink, D. W. (1973): *Kwaliteit van oppervlaktewater in Nederland; omstandigheden en processen welke de kwaliteit in belangrijke mate bepalen, met nadruk op de fosfor-belasting*. Rapport A 68 van het IG-TNO, Delft, tweede herziene druk, mei 1973.



## Verhoging abonnementsprijs H<sub>2</sub>O

Met ingang van 1 januari 1979 wordt de abonnementsprijs voor H<sub>2</sub>O verhoogd tot f 82,50 per jaar (excl. BTW). Voor het buitenland f 114,—. Losse nummers gaan per 1 januari 1979 f 4,25 kosten (excl. porto).

## OQSI

*Bij een beschrijving van een proefinstallatie kwamen wij een berekening tegen waarin het verbruik van chemicaliën werd aangegeven in kilo per dag. Nu is kilo (1000) een voorvoegsel dat bij alle eenheden kan worden gebruikt, dus ontbreekt er in die berekening nog de eenheid waarop dat voorvoegsel betrekking heeft. Uit het verloop van de berekening blijkt overigens dat kilogram (kg) is bedoeld (de afstand Amsterdam - Parijs is ook geen 550 kilo maar 550 kilometer). De eenheid gram wordt gebruikt om de massa (hoeveelheid) van een bepaalde stof aan te geven; die massa is onveranderlijk en is overal (ook op de maan) hetzelfde. Die hoeveelheid van die bepaalde stof oefent op de aarde een kracht uit die afhankelijk is van de sterkte van het zwaarteveld (de zwaarteveldsterkte) ter plaatse. Voor Nederland is die zwaarteveldsterkte bepaald op 9,806 65 (afgerond 10) N/kg. Dat betekent dat een voorwerp met een massa van 1 kg een gewichtskraft (of gewichts-)kracht uitoefent van ongeveer 10 N. We kunnen dus zeggen dat een massa van 1 kg een gewichtskraft (of gewicht) van 10 N heeft (een gewicht van 1 kg is dus fout!).*