Eutrofiëring in Nederland

L. LIJKLEMA
Landbouwuniversiteit Wageningen
vakgroep waterzuivering

R. M. M. ROIJACKERS
Landbouwuniversiteit Wageningen
vakgroep waterzuivering

J. H. JANSE
RIVM Bilthoven

M.-L. MEIJER
DBW-RIZA
Lelystad

Inleiding

Nadat in 1980 de tweede eutrofiëringsenquête was verschenen, die betrekking had op gegevens van de Nederlandse waterkwaliteitsbeheerders over 1977 [CUWVO 1980], is thans opnieuw een onderzoek uitgevoerd naar de eutrofiëringstoestand in de (semi-)stagnante zoete oppervlaktewateren in ons land. De gegevens hiervoor zijn afkomstig van 13 regionale waterkwaliteitsbeheerders en Rijkswaterstaat en hebben betrekking op de periode van 1-10-1982 tot 1-10-1985. Van 121 plassen en meren werden min of meer volledige gegevens ontvangen betreffende de fysische, chemische en biologische kenmerken. Deze gegevens zijn op de vakgroep Waterzuivering van de LUW bewerkt door J. H. Janse en in overleg met de andere auteurs geïnterpreteerd en gerapporteerd aan DBW-RIZA [CUWVO 1987]. Dit artikel beschrijft de belangrijkste bevindingen en conclusies van het onderzoek.

De betekenis van zo'n enquête is niet alleen dat een overzicht van de eutrofiëringstoestand wordt verkregen, maar dat ook relaties met de nutriëntenbelasting kunnen worden opgespoord. In principe kunnen hieruit effecten van beheersmaatregelen worden afgeleid met betrekking tot nutriënten- en algenconcentraties.

De gegevens uit de vorige enquête hebben een belangrijke rol gespeeld bij de ontwikkeling van normen en richtlijnen, zoals in het IMP, zie Hosper [1978 en 1980]. In dit artikel wordt eerst kort ingegaan op de thans verzamelde gegevens en een vergelijking gemaakt met de vorige enquête. Daarna wordt besproken hoe fosfaatbelasting en fosfaatconcentratie samenhangen en deze laatste een maat kan zijn voor beperking van de algenbiomassa door fosfaat. Dit wordt voor stikstof herhaald waarna ook een derde belangrijke potentiële limiterende factor voor algen, het lichtklimaat, wordt geanalyseerd.

Gegevensbestand

De onderzochte plassen en meren vertonen een grote verscheidenheid naar vorm, hydraulische verblijftijd, water- en bodemtype, algensamenstelling en andere kenmerken. Voor een onderlinge vergelijking kan het daarom zinvol zijn om ook onderverdelingen te maken. In beperkte mate is dit gebeurd, waarbij vooral diepe en ondiepe meren zijn onderscheiden en meren met min of meer permanente dominantie van blauwalgen en de overige meren. Diep (meer dan 6 m) zijn 36 van de 121 meren. Voor zover bekend worden 47 voor het merendeel ondiepe meren gekarakteriseerd door een dominantie van blauwalgen. Voor een aantal meren ontbreken gegevens over de algensamenstelling.

Iedere waterkwaliteitsbeheerder heeft zijn eigen methoden om de waterkwaliteit te meten en te registreren. Daarbij speelt een rol wat het belang van het systeem is, welke beheersproblemen zich voordoen, welke middelen de beheerder tot zijn beschikking heeft enzovoort. Daardoor ontstaan verschillen met betrekking tot welke grootheden worden gemeten, hoe frequent dit gebeurt en bij grote wateren ook op hoeveel plaatsen. Voor sommige wateren is het bijzonder moeilijk om nauwkeurige gegevens te verkrijgen over de waterbalans omdat het systeem aan alle kanten open is. Verder is het ondanks alle zorg en aandacht van vele medewerkers onvermijdelijk dat op de lange weg van monstername en veldmeting via analyse, interne rapportage en opslag in databestanden en uiteindelijke bewerking fouten en vergissingen worden gemaakt. Sommige daarvan worden zichtbaar bij de verwerking en kunnen worden gecorrigeerd of anders genegeerd, maar er zullen vergissingen en fouten onopgemerkt blijven.

Het bestand is dus nogal inhomogeen: van sommige systemen is zeer veel bekend, van andere zeer weinig; sommige gegevens zijn met grote precisie bepaald, andere zijn onnauwkeurig.

Hoewel voor veel beheerders de mate van eutrofiëring een belangrijk aandachtsveld is, zijn de gegevens ook niet verzameld met het oog op deze enquête alleen, maar met meerdere oogmerken die niet altijd even goed stroken met het doel van deze enquête.

Doelstelling

Het doel van deze derde eutrofiëringsenquête was:

1. Het inzicht in de toestand van het zoete, (semi-)stagnante oppervlaktewater met betrekking tot algengroei te actualiseren.
2. Relaties op te sporen tussen nutriëntenbelasting en andere verklarende factoren en de resulterende nutriënten- en chlorofylconcentratie.

Vergelijking gegevens 1980-1987

Tabel I geeft een overzicht van de gehalten totaal-P, totaal-N en chlorofyl-a gedurende het zomerhalfjaar voor alle meren die in beide enquêtes zijn verwerkt. Daarbij is onderscheid gemaakt tussen meren die ingrijpend zijn gesaneerd: 4 Veluwerandmeren en 4 meren behorend tot de Loosdrechtse plassen, en de overige meren. Van de Loosdrechtse plassen waren geen gegevens beschikbaar voor stikstof. Behalve reductie van de fosfaatbelasting door sanering van externe bronnen, werd bij de randmeren ook doorspoeling toegepast (sinds 1979).

De tabel laat zien dat de totaal-fosfaatconcentraties in de gesaneerde meren inderdaad gedaald zijn. Voor chlorofyl is dat ook het geval in de randmeren, maar niet of niet duidelijk in de Loosdrechtse plassen. In de niet gesaneerde meren is gemiddeld geen verandering opgetreden, al zijn er enkele waarbij een afname in het totaal-P gehalte aanwijsbaar is sinds 1977. De succesvolle saneringsinspanning in de Veluwe-randmeren wordt in meer detail beschreven door Hosper en Meijer [1986].

TABEL I – *Zomergemiddelde nutriëntgehalten en chlorofyl-gehalten in gesaneerde en ongesaneerde meren.*

Variabele	Aantal meren		1977	1983	1984	1985
Totaal P	54	niet gesaneerd	0,46	0,44	0,45	0,44
(mg/l)	4	Veluwe randmeren gesaneerd	0,38	0,21	0,20	0,13
	4	Loosdrecht gesaneerd	0,21	0,10	0,12	0,10
Totaal N	54	niet gesaneerd	4,36	3,87	3,80	3,83
(mg/l)	4	Veluwe randmeren	3,67	3,01	2,93	1,92
	4	Loosdrecht	–	–	–	–
chlorofyl-a	54	niet gesaneerd	98	112	106	102
(mg/m^3)	4	Veluwe randmeren	219	221	164	85
	4	Loosdrecht	106	168	182	149

De relatie fosfaatbelasting-fosfaatconcentratie

De actuele fosfaatconcentratie in het water is steeds het netto resultaat van processen die fosfaat toevoeren en processen waardoor fosfaat weer uit de waterfase van het systeem verdwijnt. Wanneer men een balans voor totaal-fosfaat opstelt, zullen alleen transporten over de systeemgrenzen daarin als termen voorkomen: toe- en afvoer met het inlaatwater en het uitgelaten water en de uitwisselingstermen met de waterbodem. Transport naar het sediment vindt in hoofdzaak plaats door bezinking van particulair organisch en anorganisch materiaal. Nalevering vanuit de bodem naar het water, meestal interne belasting genoemd, vindt plaats door diffusie van opgelost fosfaat vanuit het poriënwater en, vooral in ondiepe en aan de wind blootgestelde meren, door resuspensie van bodemdeeltjes die fosfaat bevatten. Er zijn vele min of meer geslaagde methoden bekend om deze uitwisselingsprocessen afzonderlijk te beschrijven, in ons land bijvoorbeeld Hieltjes [1980], Lijklema en Hieltjes [1982], Van Liere en Mur [1982], Aalderink et al [1984], Brinkman en Van Raaphorst [1986], Lijklema [1986], Brinkman et al [1987].

Bij een globale enquête als de onderhavige ontbreken echter de gegevens om met succes van dergelijke beschrijvingen gebruik te maken zodat men alleen een begrip kan hanteren dat een maat is voor de netto uitwisseling met de bodem: de retentiecoëfficiënt R, dat is de fractie van de van buiten toegevoerde hoeveelheid die in het meer achterblijft (sedimenteert). Indien neerslag en verdamping van weinig betekenis zijn zal de concentratie in het meer [P] samenhangen met de concentratie van het ingelaten water [P_{in}] volgens:

$$[P] = (1-R)\,[P_{in}] \qquad (1)$$

Omdat er gegevens bekend zijn over de concentraties in het inlaatwater en het meerwater is het mogelijk te onderzoeken of er een samenhang bestaat tussen de waarde van R en enkele voor het systeem kenmerkende grootheden zoals de waterdiepte H (m), de hydraulische verblijftijd τ of het quotiënt daarvan: de hydraulische belasting q_s, dat is de jaarlijkse verhoging van de waterstand die in het meer zou optreden ten gevolge van de toevoer van water via de inlaten alleen (m/jr). Evenals in de vorige enquête is voor die meren waarvoor voldoende gegevens bekend waren een verband gevonden door regressie-analyses, (vergelijkingen 2a en 2b):

$$R_p = -0{,}161 \log q_s + 0{,}655$$
$$r = 0{,}38 \quad n = 30 \quad \sigma = 0{,}25 \quad (1987) \quad (2a)$$

$$R_p = -0{,}148 \log q_s + 0{,}586$$
$$r = 0{,}68 \quad n = 14 \quad \sigma = 0{,}14 \quad (1980) \quad (2b)$$

De relaties zijn zwak, wat niet verbazingwekkend is omdat er veel meer verklarende factoren voor de retentie van fosfaat zijn dan alleen de waterdiepte en de verblijftijd, bijvoorbeeld de chemie van het water (hard-zacht). Ook in individuele meren zal in de tijd de retentie variëren doordat zowel de interne als de externe belasting varieert. Bovenstaande regressievergelijkingen hebben betrekking op halfjaargemiddelden hetgeen voor vele meren slechts een beperkt aantal meetgegevens oplevert. Toch levert het verband, dat in beide enquêtes ongeveer gelijk is, een mogelijkheid om richtgetallen voor de belasting als functie van diepte en verblijftijd voor een gegeven grenswaarde van de fosfaatconcentratie af te leiden.

TABEL II – *Maximaal toelaatbare totaal P-belasting ($g/m^2 \cdot jr$) en 90% betrouwbaarheidsgrenzen bij verschillende waarden voor diepte H en verblijftijd τ en een grenswaarde van 0,15 mg P/l.*

τ (jr)	H = 1 m	H = 2 m	H = 5 m	H = 10 m
0,01	22,5 (13,7-62)	41,9 (26,3-103)	96,2 (62 -211)	181 (119-372)
0,02	12,1 (7,2-39)	22,5 (13,7- 72)	51,3 (32 -122)	96,2 (62-211)
0,05	5,4 (3,1-23,2)	9,9 (5,8-33,7)	22,5 (13,7- 62)	41,9 (26,3-103)
0,10	3,0 (1,6-18,5)	5,4 (3,1-23,2)	12,1 (7,2-39)	22,5 (13,7- 62)
0,20	1,6 (0,8-23)	3,0 (1,6-18,5)	6,6 (3,8-25,8)	12,1 (7,2- 39)
0,50	0,76 (0,37-~)	1,4 (0,7- 35)	3,0 (1,6-18,5)	5,4 (3,1-23,2)
1,00	0,43 (0,19-~)	0,76 (0,37-~)	1,6 (0,8-23)	3,0 (1,6-18,5)
2,00	0,25 (0,10-~)	0,43 (0,19-~)	0,9 (0,4-~)	1,6 (0,8-23)
5,00	0,13 (0,05-~)	0,21 (0,08-~)	0,43 (0,19-~)	0,76 (0,37-~)
10,0	0,08 (0,02-~)	0,13 (0,05-~)	0,25 (0,10-~)	0,43 (0,19-~)

In tabel II is dit gedaan voor een grenswaarde van 0,15 mg P/l. Deze waarde is de basiskwaliteitsnorm.

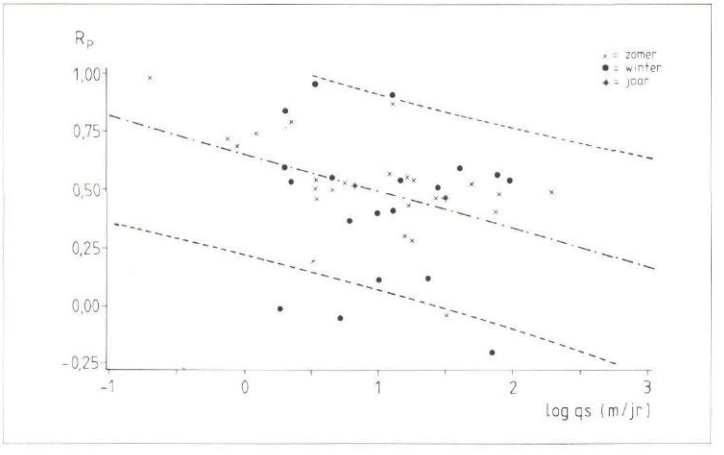
De betrouwbaarheidsintervallen zijn nogal wijd. Uit de tabel is bijvoorbeeld af te lezen dat voor een willekeurig meer met H = 2 m en τ = 0,5 jr er bij een oppervlaktebelasting ($q_s . P_{in}$) van 1,4 g $P/m^2 . jr$ een 50% kans is dat de fosfaatconcentratie minder dan 0,15 mg P/l zal zijn. Deze kans neemt toe tot 90% wanneer de belasting daalt tot 0,7 g $P/m^2 . jr$.

Wil men voor een bepaald meer een schatting maken van de benodigde reductie in de fosfaatbelasting om aan de gewenste grenswaarde te gaan voldoen, dan is het beste wat men kan doen indien geen andere gegevens bekend zijn dan hierboven gebruikt, om aan te nemen dat de trend uit de regressie ook voor dit specifieke meer zal gelden. Uit de belasting en [P] in het meer bepaalt men R en zet deze uit in een grafiek van R tegen log q_s, zie afb. 1. Het effect van een andere verblijftijd, bijvoorbeeld als gevolg van doorspoelen, kan dan geschat worden door een overeenkomstige verschuiving evenwijdig aan de regressielijn. De fout in de voorspelling zit nu niet meer allereerst in de modelfout (de bandbreedte veroorzaakt door de verschillen tussen de meren), maar in de meetfouten bij de bepaling van de belasting en [P] voor dit specifieke meer.

De hier boven gebruikte regressies suggereren dat de retentie onafhankelijk is van de inlaatconcentratie, zodat een halvering van de belasting ten gevolge van externe sanering ook een halvering van de P-concentratie in de desbetreffende plas met zich mee zou brengen. Dit is echter niet het geval; er blijkt een zwakke positieve correlatie tussen R en de inlaatconcentratie [P_{in}] te bestaan. Voor halfjaargemiddelden is deze:

$$R = 0{,}176 . P_{in} + 0{,}361 \quad r = 0{,}44 \quad \sigma = 0{,}241 \qquad (3)$$

Dit betekent dat bij een lagere externe belasting ook een kleiner deel hiervan in de sedimenten wordt vastgehouden.



Afb. 1 - Verband tussen de P-retentiecoëfficiënt en log q_s.

Ook hierbij kan men voor toepassing op een specifiek meer (als andere gegevens en inzichten ontbreken) uit de veldwaarnemingen R en P_{in} bepalen en het werkpunt voor dit meer in de grafiek van vergelijking 3 intekenen. Het effect van een verlaging van P_{in} op R wordt dan afgelezen door een overeenkomstige verschuiving evenwijdig aan de regressielijn.
Om ook een vergelijking met internationale studies te kunnen maken zijn regressies uitgevoerd van het type dat door de OECD [1982], mede gebaseerd op werk van Vollenweider [1979[, is gepresenteerd, waarbij overigens ook Nederlandse gegevens zijn gebruikt. Deze regressies hebben de algemene vorm:

$$[P] = a\left[\frac{[P_{in}]}{1+\sqrt{\tau}}\right]^b \qquad (4)$$

en worden op basis van halfjaar- of jaargemiddelde geëvalueerd. Een vergelijking met de 'shallow lakes and reservoirs' voor het zomerhalfjaar levert de volgende waarden voor de coëfficiënten in de vergelijking:

a = 1,02 b = 0,88 (OECD, 1982) (5)
a = 0,698 b = 0,88 (CUWVO, 1987)(6)

zodat de OECD hogere fosfaatconcentraties voorspelt. Blijkbaar is de retentie in Nederlandse meren groter, bijvoorbeeld door een gemiddeld hogere hardheid van het water.
Het belangrijkste resultaat van dit gedeelte van het onderzoek voor de praktijk is:

Conclusie
Met nogal brede betrouwbaarheidsintervallen zijn grenswaarden voor de toelaatbare fosfaatbelasting als functie van diepte en verblijftijd te formuleren voor maximaal toelaatbaar geachte fosfaatconcentraties, bijvoorbeeld de basiskwaliteitsnorm 0,15 mg P/l.

De relatie fosfaatconcentratie-chlorofylconcentratie
Evenals dit in OECD studies is gedaan is onderzocht welke relatie bestaat tussen de (gemiddelde) totaal-P concentratie en de algenbiomassa, gemeten als chlorofyl-a. Daarbij zijn significante relaties gevonden, bijvoorbeeld:

$$[A] = 0{,}33\,(P.1000)^{1{,}0} \qquad (7)$$

voor de 80 meren waarin N-totaal : P-totaal groter dan 10 is. [A] is de chlorofylconcentratie in µg/l. Omdat veel meren vooralsnog een overschot aan fosfaat hebben is de betekenis van zulke relaties niet zo groot. Veel belangrijker is de bovengrens van de chlorofylconcentratie die bij een gegeven fosfaatconcentratie nog bereikbaar is wanneer de overige omstandigheden optimaal zijn. Om daarvan een indruk te krijgen is evenals in CUWVO 1980 voor alle meren waarvan gegevens voorhanden waren de zomergemiddelde chlorofylconcentratie uitgezet tegen de zomergemiddelde totaal-P concentratie, zie afb. 2.

In deze afbeelding is onderscheid gemaakt tussen meren die door draadvormige blauwalgen worden gedomineerd (35) en de overige. Het is duidelijk te zien dat de bovengrens in deze grafiek voor de blauwalgen hoger ligt dan voor de overige meren. Blijkbaar kunnen deze draadvormige algen efficiënter met fosfaat omgaan c.q. meer chlorofyl per eenheid fosfaat produceren dan de overige. Dit is in overeenstemming met uitkomsten van algenfysiologisch onderzoek, zie bijvoorbeeld Zevenboom [1980].

Voor de overige meren is de vergelijking voor de (op het oog getrokken) bovengrens nagenoeg gelijk aan die uit de vorige enquête:

$A = 625.[P]$ (CUWVO 1987) (8)
$A = 776.P[P] - 15{,}53$ (CUWVO 1980) (9)

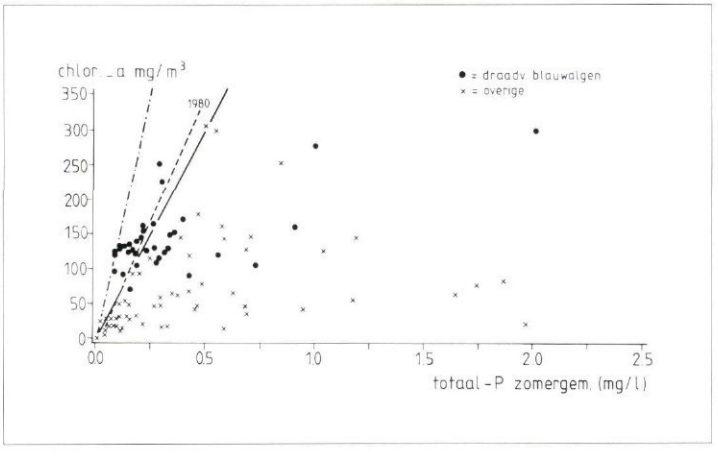
terwijl voor de meren met draadvormige blauwalgen geldt:

$A = 1428.[P]$ (CUWVO 1987) (10)

In het databestand van 1980 kon geen onderscheid worden gemaakt tussen de verschillende soorten dominerende algen. Uit het (vrijwel) ontbreken van een as-afsnede in afb. 2 is een aanwijzing te vinden dat vrijwel al het aanwezige fosfaat voor algen of het daaruit gevormde detritus beschikbaar is.
Een andere van belang zijnde waarneming is dat de verhouding chlorofyl-a/particulair P tendeert naar hogere waarden bij een lager totaal-P gehalte; vooral in meren met blauwalgen. Dit wijst ook op een efficiënt gebruik van fosfaat.

Nadere inspectie leert (zie afb. 2), dat geen meren met dominantie van draadvormige blauwalgen voorkomen beneden een zomergemiddeld totaal-P gehalte van 0,08 mg/l. De verklaring hiervoor is waarschijnlijk dat in zulke meren de zelfbeschaduwing door de algen gering is, waardoor het specifieke voordeel van de blauwalgen, de zo efficiënte omgang met lichtenergie, wegvalt en de hogere groeisnelheid van andere soorten een verschuiving in de soortensamenstelling geeft. De geschiedenis van de sanering in de randmeren is hiervoor exemplarisch: de verlaging van de fosfaatconcentraties veroorzaakte aanvankelijk een horizontale verschuiving van het 'werkpunt' van het (Veluwe-)meer naar links in de grafiek (afb. 2) tot nabij de grenslijn, waarna deze lijn min of meer gevolgd werd tot een overgang van de dominerende *Oscillatoria agardhii* naar andere taxa plaats vond, zie onder andere Hosper en Meijer [1986].
Omdat er een basiskwaliteitsnorm voor chlorofyl is geformuleerd: 100 µg/l, kan deze met behulp van afb. 2 worden vertaald in een bovengrens voor de zomergemiddelde [P] wanneer dit nutriënt limiterend is. Dit leidt tot de conclusie dat de bovengrens voor 100 µg/l chlorofyl in 'draadvormige-blauwalgmeren' bij 0,07 mgP/l ligt en voor de overige meren bij 0,16 mg P/l.

Uit het voorgaande zal het duidelijk zijn dat bij het bereiken van de lage concentratie van 0,07 mg/l inmiddels waarschijnlijk ook de draadvormige blauwalgen verdwenen zullen zijn en dus ook lagere chlorofylgehalten dan 100 µg/l zullen resulteren.
De bovengrens voor de fosfaatconcentratie behorend bij een norm voor chlorofyl, kan met behulp van vergelijking 2a of tabel II vertaald worden naar een maximale oppervlaktebelasting met P, afhankelijk van diepte en verblijftijd. Omdat de achterliggende regressies betrekking hebben op het totale bestand aan meren is het niet raadzaam om deze relatie zonder meer ook toe te passen op de categorie draadvormige-blauw-



Afb. 2 - Verband tussen chlorofyl-a en totaal-P (zomergemiddelden).

algmeren alleen, waarvoor de streefwaarde 0,07 mg P/l is.

De relatie stikstofbelasting-stikstofconcentratie

Dezelfde benadering als voor fosfaat gebruikt, is ook toegepast op de gegevens voor stikstof. Daarom worden hier alleen de belangrijkste resultaten gegeven en de verschillen ten opzichte van P besproken.
Allereerst is geconstateerd dat geen verband kon worden aangetoond tusen de retentiecoëfficiënt en de hydraulische belasting q_s. Dat is te begrijpen wanneer men bedenkt dat als extra verklarende factor in het geval van stikstof nog de mate van denitrificatie in de diverse meren komt, die niet alleen tussen de meren onderling, maar ook in de tijd per meer aanzienlijk zal kunnen variëren.
De gegevens laten ook zien dat er een grote variatie in de grootte van de retentiecoëfficiënten optreedt.
Enigszins opmerkelijk is het daarom dat wel een significant verband is vastgesteld tussen de stikstofconcentratie in het meer, die in het inlaatwater en de hydraulische verblijftijd overeenkomend met de Vollenweider-OECD relatie analoog aan vergelijking 4.
Voor zomer-halfjaargemiddelden:

$$[N] = 2{,}06\,[N_{in}/(1 + \sqrt{\tau})]^{0.42} \qquad (11)$$

met $r = 0{,}69$ $N = 24$ en $\sigma(\log N) = 0{,}091$

Deze vergelijking is immers geheel empirisch, zoals onder andere blijkt uit het feit dat de dimensies niet kloppen: in de noemer komt een term met de wortel uit de tijd voor naast een scalair. Dit in tegenstelling tot een in eerste instantie op een massabalans gebaseerde regressie: vergelijking 1 en 2.
Inmiddels levert vergelijking (11) ook de mogelijkheid om als functie van waterdiepte en verblijftijd de oppervlaktebelasting uit te rekenen die nog toelaatbaar is bij een zekere grenswaarde voor de stikstofconcentratie. Dit gebeurt dus langs een andere weg dan bij fosfaat, waar vergelijking 2a tot tabel II leidde.
In tabel III is het resultaat gegeven voor een grenswaarde voor stikstof van 2 mg N/l. Waarom deze grenswaarde is gekozen zal nader worden toegelicht in een volgende paragraaf.

TABEL III – *Toelaatbare N-belasting in $g \cdot m^{-2} \cdot jr^{-1}$) bij een grenswaarde voor de N-concentratie van 2 mg/l als functie van de verblijftijd τ en de waterdiepte H.*

τ (jr)	H = 1 m	H = 2 m	H = 5 m	H = 10 m
0,01	104 (46-235)	208 (92-470)	520 (230-1175)	1040 (460-2350)
0,02	54 (24-123)	108 (48-246)	270 (120- 615)	540 (240-1230)
0,05	23 (10- 52)	46 (20-104)	115 (50- 260)	230 (100- 520)
0,10	13 (5- 28)	26 (10- 56)	65 (25- 150)	130 (50- 280)
0,20	7 (3- 16)	14 (6- 32)	35 (15- 80)	70 (30- 160)
0,50	3,2 (1,4-7,3)	6,4 (2,8-14,6)	16 (7- 36)	32 (14- 73)
1,0	1,9 (0,8-4,3)	3,8 (1,6- 8,6)	9,5 (4- 21)	19 (8- 43)
2,0	1,1 (0,5-2,6)	2,2 (1,0- 5,2)	5,5 (2,5-13)	11 (5- 26)
5,0	0,6 (0,3-1,4)	1,2 (0,6- 2,8)	3,0 (1,5- 7)	6 (3- 14)
10,0	0,4 (0,2-0,9)	0,8 (0,4- 1,8)	2,0 (1,0-4,5)	4 (2- 9)

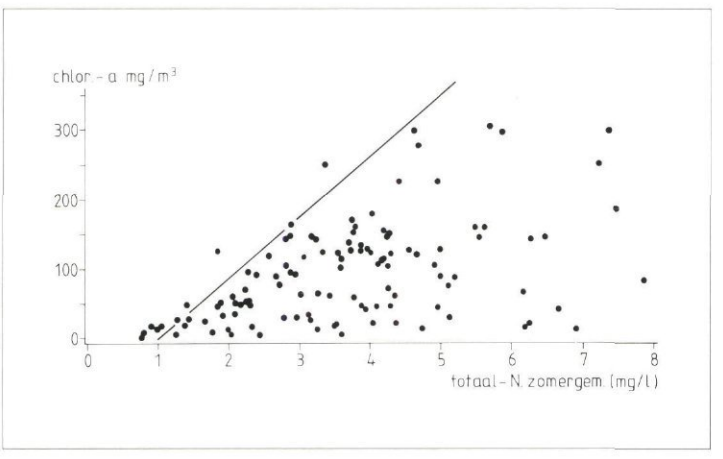
Evenals in tabel II zijn ook in tabel III de 90% betrouwbaarheidsintervallen gegeven; deze blijken nogal wijd te zijn hetgeen te verwachten was. Voor toepassing van de gevonden verbanden op een specifiek meer wordt verwezen naar wat daarover bij fosfaat is gesteld.
Tenslotte verdient nog vermelding dat ook voor stikstof geldt dat de door de OECD gevonden coëfficiënten voor vergelijking (11) tot veel hogere stikstofconcentraties leiden dan voorspeld met de Nederlandse gegevens. Mogelijk zijn nitrificatie en denitrificatie in Nederland gemiddeld van meer belang dan elders, bijvoorbeeld vanwege de geringere gemiddelde diepte.

De relatie stikstofconcentratie-chlorofylconcentratie

Ook voor stikstof is een grafiek te tekenen waarin de bovengrens van het zomergemiddelde chlorofyl-gehalte tegen het overeenkomstige stikstofgehalte is uitgezet, zie afb. 3.
De vergelijking voor de lijn die de bovengrens aangeeft is:

$$A = -89{,}6 + 89{,}6\,N \qquad (12)$$

hetgeen identiek is met CUWVO 1980.
Een onderscheid tussen meren met verschillende typen algen is niet te maken.



Afb. 3 - Verband tussen chlorofyl-a en totaal-N (zomergemiddelden).

De as-afsnede betekent dat ongeveer 1 mg N/l inert is.
Een belangrijke conclusie uit afb. 3 voor het geval stikstoflimitering in aanmerking komt als strategie om de algengroei te beperken is, dat de bovengrens van 100 µg chlorofyl/l wordt bereikt bij een stikstofgehalte van gemiddeld 2,2 mg N/l.
Dit is de reden waarom voor tabel III als grenswaarde bij wijze van voorbeeld 2 mg N/l is genomen; rekening houdend met diepte en verblijftijd kan daaruit een belasting worden afgeleid die gemiddeld tot een zomergemiddelde chlorofylconcentratie van minder dan 100 µg/l zal leiden.

De relatie lichtklimaat-chlorofyl

De chlorofylconcentratie heeft invloed op de extinctie-coëficiënt en dus op het doorzicht. Omgekeerd kan extinctie de ontwikkeling van algenbiomassa limiteren.
De waterkwaliteitsbeheerders gebruiken in de regel de Secchi-schijf voor hun routinematige meting van het onderwater lichtklimaat. Dit is een wat subjectieve maat, maar de 'verdwijndiepte' ligt naar schatting daar waar nog 15 tot 25% van de lichtintensiteit vlak onder het wateroppervlak over is. Wanneer nu de extinctie-coëfficiënt wordt beschreven door:

$$\varepsilon = \varepsilon_0 + \beta . A \qquad (13)$$

waarin ε_0 de achtergrondextinctie van het water is in 1/m, β de specifieke extinctie van chlorofyl-a in m^2/mg en A de chlorofylconcentratie in µg/l,
dan kan met behulp van de wet van Beer die de exponentiële uitdoving van licht in water beschrijft worden aangetoond dat $\varepsilon = 1{,}6 : S$, zodat:

$$1/S = 1/S_0 + \beta . A/1{,}6 \qquad (14)$$

waarin S respectievelijk S_0 het doorzicht (Secchi) en het achtergronddoorzicht (zonder algen) zijn.
Door nu op de gegevens een regressie volgens vergelijking 14 uit te voeren kan men in principe het achtergronddoorzicht S_0 en $\beta/1{,}6$ vinden. Het aantal metingen per individueel meer is als regel niet toereikend om dit voor individuele meren te doen.
Door de variatie in de tijd (resuspensie onder

invloed van wind etc.) levert dit geen significante verbanden op. Dit is wel het geval voor de diepe respectievelijk ondiepe meren als groep:

ondiep: $1/S = 1{,}267 + 0{,}0126 . A$
$r = 0{,}81 \quad n = 82 \quad \sigma = 0{,}65$ (15)
diep: $1/S = 0{,}385 + 0{,}0174 . A$
$r = 0{,}87 \quad n = 35 \quad \sigma = 0{,}31$

Het achtergronddoorzicht is dus in de ondiepe meren gemiddeld ongeveer 0,8 m en in de diepe meren 2,6 m. Daar zal zeker de grote invloed van resuspensie een rol in spelen, maar ook het feit dat vele ondiepe meren rijk aan humus zijn kan hiertoe bijdragen. Hieruit zou kunnen worden afgeleid dat een waterkwaliteitsdoelstelling als: gemiddelde zichtdiepte > 1m voor ondiepe meren niet bereikbaar zou zijn, ook niet door een drastische daling van de algenconcentratie. Deze conclusie mag echter niet zonder meer worden getrokken omdat er dan stilzwijgend van uitgegaan wordt dat het achtergronddoorzicht een constant gegeven is, hetgeen waarschijnlijk in de meeste situaties niet juist is. Een terugdringen van de algenbiomassa zal ook leiden tot een verminderde hoeveelheid detritus op de bodem en verminderde resuspensie. Ook het gehalte aan opgeloste organische stof kan verminderen en secundaire effecten als terugkeer van hogere waterplanten, afname van bodemwoelende vis als de brasem enzovoort kunnen van betekenis zijn.
Op basis van de enquêtegegevens is daarover echter niets te zeggen.
Daaruit kan men wel afleiden dat afgezien van mogelijke neveneffecten de grenswaarden voor chlorofyl bij een gemiddeld doorzicht van 0,5 m voor diepe meren 93 (64-122) µg/l en voor ondiepe meren 58 (- 143) µg/l zijn. Tussen haakjes staan de 90% grenzen.
De richtingscoëfficiënten uit vergelijkingen (15) geven een schatting voor de waarde van β, zie ook vergelijking (14). Voor ondiepe meren wordt dit 0,020 m^2/mg chlorofyl, de literatuur geeft in het algemeen wat lagere waarden: 0,016. Voor de diepe meren wordt een nog hogere waarde gevonden: 0,028. Een relatief grote bijdrage van detritus aan de extinctie zou een verklaring voor de vrij hoge waarden kunnen zijn. Waarschijnlijk wordt de informatie ook nauwkeuriger indien naast biomassa de extinctie zelf en niet de Secchi-diepte wordt bepaald. Deze laatste wordt afgerond op 5 of 10 cm, wat vooral bij gering doorzicht inaccuraat is.
Gepoogd is om uit de gegevens verbanden vast te stellen tussen de biomassa en het beschikbare licht. De theoretische achtergrond is de volgende: wanneer licht limiterend is voor de groei zal de maximale biomassa zodanig zijn dat de over de dag en de diepte geïntegreerde groei precies gelijk is aan de over dag en diepte geïntegreerde verliestermen. Bij toename van de algenconcentratie neemt de netto groei minder dan evenredig met de biomassa toe terwijl de verliestermen (minstens) evenredig met de biomassa toenemen. Gebruik makend van verschillende bekende relaties tussen groeisnelheid en lichtintensiteit kan men verbanden formuleren tussen de zogenaamde 'standing crop', de biomassa die zich onder 1 m^2 wateroppervlak bevindt: A.H en de waterdiepte H en het achtergronddoorzicht S_o (zie onder andere Lorenzen en Mitchell [1975] en Oskam [1977]).
De algemene vorm voor zulke relaties is:

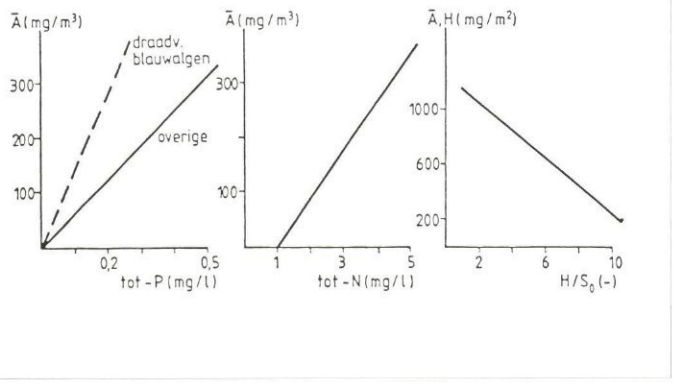
$[A].H = \text{Constante } 1 - (\text{Constante } 2).H/S_o$ (16)

waarbij in constante 1 onder andere de verhouding tussen maximale groeisnelheid en de sterftesnelheid zit naast de relatieve daglichtlengte, de term β en een gecompliceerde term die met de vorm van de groeicurve samenhangt. Vooral de als eerste genoemde verhouding is niet erg goed te schatten (en waarschijnlijk nogal variabel). De constante 2 is gelijk aan het quotiënt van achtergrondextinctie ε_o en de specifieke extinctie β.
In de huidige enquête werd deels op grond van de theorie, deels 'op het oog' uit grafieken van [A].H tegen H of tegen H/S_o de waarde van de constanten 1 en 2 uit vergelijking (16) op 1.250 respectievelijk 100 gesteld. In de enquête van 1980 was dit 530 respectievelijk 40, waarbij de waarden geheel 'op het oog' waren vastgesteld. Zowel de gegevens als de gepostuleerde relaties zitten vol onnauwkeurigheden of onzekerheden. Er is bijvoorbeeld gebruik gemaakt van zomergemiddelden voor de chlorofylconcentratie, maar de modelvoorstelling is gebaseerd op een maximale waarde.
Om deze te kunnen bereiken moet echter gedurende lange tijd de instraling optimaal, de groei en het verlies constant zijn enzovoort. Ook de in de praktijk sterk variabele waarde van ε_o zal het beeld verstoren. Bovendien wordt de maximale biomassa met een bemonsteringsfrequentie van 1 of 2 maal per maand ook niet vastgesteld. Kortom: deze exercitie leverde voor het globale materiaal uit de enquête noodzakelijkerwijze ook slechts globale resultaten:

Conclusie
Slechts bij benadering kan een schatting worden gemaakt van de maximaal per m^2 bereikbare algenbiomassa bij lichtlimitering.

In afb. 4 is rechts vergelijking (10) uitgezet voor de 'beste' waarden van as-afsnede en helling, dus 1250 en 100 (mg chlorofyl-a per m^2).

Limiterende factoren
De bovengrenzen voor de algenbiomassa, indien beperkt door fosfaat, stikstof of licht, zijn samengevat in afb. 4. Op basis van de gegevens is voor alle meren waar dit mogelijk was deze bovengrens uitgerekend voor elk van de drie beperkende factoren. De factor welke de laagste biomassa voorspelt zal de bovengrens voor chlorofyl-a dan bepalen. Hogere waarden kunnen niet voorkomen omdat de modellen gebaseerd zijn op de waargenomen bovengrenzen. Lagere waarden kunnen echter wel voorkomen omdat ook graas, parasitisme en andere invloeden de biomassa (verder) kunnen beperken. De tijd die nodig is om onder gunstige omstandigheden de bovengrens te bereiken is meestal ook niet beschikbaar, door het optreden van fluctuaties in deze omstandigheden waardoor tijdelijk de gemiddelde groeisnelheid veel lager wordt. Als men de gemeten biomassa dan ook uitzet tegen de berekende gemiddelde maximale biomassa, blijkt een vrij groot aantal meren niet onaanzienlijk van de 1 : 1 lijn af te wijken, zie afb. 5.
In een aantal meren is door de beheerder min of meer regelmatig met behulp van bioassays experimenteel vastgesteld wat (tijdens de meting) de beperkende factor was.



Afb. 4 - Modellen voor de limitering van de algenbiomassa door fosfaat, stikstof en licht.

TABEL IV – *Vergelijking limiterende factoren volgens modellen en volgens experimenten.*

Meer	Lim. factor volgens modellen	Lim. factor volgens experimenten	Referentie
Veluwemeer	P, N	voorj. en vroege zomer vnl. P, later vnl. N, 'swinters ook L	Kerkum, 1983
Loosdrechtse Plassen	(P)	vnl. L	Van Liere et al., 1986
Braassemermeer	—	N + andere factor	Hoogheemr. v. Rijnland, 1984
Westeinderplas	(N)	vnl. N	Hoogheemr. v. Rijnland, 1984
Nieuwkoop-Noordeinder	P, N	P, N	Hoogheemr. v. Rijnland, 1984
Nieuwkoop-Zuideinder	P, N	N	Hoogheemr. v. Rijnland, 1984
Langeraarse Plassen	N	N	Hoogheemr. v. Rijnland, 1984
Reeuwijkse Plassen	P, (N)	N, P	Hoogheemr. v. Rijnland, 1984
Grote Maarsseveense Plas	(P/N)	P + biol. factoren, 'swinters ook L	Van Donk, 1983

Vergelijking met de door de modellen als meest beperkend voorspelde factor levert in het algemeen een redelijke overeenstemming op, zie tabel IV.

Slotopmerkingen

Het behoeft geen betoog dat het voor de beheerder van groot belang is om bij de bestrijding van de eutrofiëring in een concreet geval niet alleen op de hierboven ontwikkelde modellen af te gaan, die immers wijde betrouwbaarheidsintervallen opleveren, maar ook gebruik te maken van gericht experimenteel werk, zoals genoemde bioassays. Daarbij verdient ook de bijdrage en de betekenis van de interne belasting meer aandacht. Voor een beter inzicht in de betekenis en rol van licht in het algemeen en in specifieke meren is het allereerst gewenst dat zichtdiepte metingen worden aangevuld met of vervangen door extinctiemetingen. Voorts zal het nauwkeurig volgen van het gedrag van systemen die gesaneerd worden, zoals de daarvoor aangewezen proefgebieden en al eerder in de randmeren, van groot belang zijn voor het verdiepen van het inzicht in de mogelijkheden om de eutrofiëring terug te dringen. De schrijvers hopen dat ook de resultaten van deze enquête tot dat inzicht zullen bijdragen en in de praktijk van beleidsvorming en beheer relevant zullen zijn.

Literatuur

Aalderink, R. H., Lijklema, L., Breukelman, J., Raaphorst, W. van en Brinkman, A. G. (1984). *Quantification of wind induced resuspension in a shallow lake.* Water Sci. Techn. (17), 903-914.

Brinkman, A. G. en Raaphorst, W. van (1986). *De fosfaathuishouding in het Veluwemeer.* Dissertatie, THT.

Brinkman, A. G., Raaphorst, W. van, Lijklema, L. en Straaten, G. van (1987). *De beschrijving van fosfaatuitwisselingsprocessen tussen meersediment en oppervlaktewater; Enkele experimentele technieken bij de bestudering van fosfaatuitwisselingsprocessen tussen meersediment en oppervlaktewater. De interne fosfaatbelasting van het Veluwemeer.* H_2O (20) 658-663; (20) 664-668; (20) 669-674.

S. H. Hosper (1980). *Ontwikkeling van grenswaarden voor doorzicht, chlorofyl, fosfaat en stikstof.* Resultaten van de tweede eutrofiëringsenquête. CUWVO. RIZA, Lelystad.

Janse, J. H., Lijklema, L. en Roijackers, R. M. M. (1987). *Vergelijkend onderzoek naar de eutrofiëring in Nederlandse meren en plassen.* Vakgroep Waterzuivering, LUW, Wageningen.

Hieltjes, A. H. M. (1980). *Eigenschappen en gedrag van fosfaat in sedimenten.* Dissertatie, THT.

Hosper, S. H. (1978). *De ontwikkeling van richtlijnen voor fosfaatconcentratie en fosfaatbelasting voor Nederlandse wateren.* H_2O (11) 329-334.

Hosper, S. H. (1980). *Development and practical application of limiting values for the phosphate concentration in surface-waters in the Netherlands.* Hydrobiol. Bull. (14) 64-72.

Hosper, S. H. en Meijer, M. L. (1986). *Control of phosphorus loading and flushing as restoration methods for lake Veluwe, The Netherlands.* Hydrobiol. Bull. (20) 183-194.

Kerkum, F. C. M. (1983). *De invloed van doorspoelen met polderwater op het fytoplankton van het Veluwemeer.* H_2O (16) 186-190.

Liere, L. van en Mur, L. R. (1982). *The influence of simulated groundwater movement on the phosphorus release from sediments as measured in a continuous flow system.* Hydrobiologia (92) 511-518.

Liere, L. van, ed. (1986). *Water Quality Research Loosdrecht Lakes; studying and modeling the impact of water management on the internal nitrient cycle.* Final report ENV-839-NL. Comm. Eur. Comm.

Lorenzen, M. W. en Mitchell, R. (1973). *Theoretical effects of artificial destratification on algal production in impoundments.* Env. Sci. & Technol. (7) 939-944.

Lijklema, L. en Hieltjes, A. H. M. (1982). *A dynamic phosphate budget model for a eutrophic lake.* Hydrobiologia (91) 227-233.

Lijklema, L. (1986). *Phosphorus accumulation in sediments and internal loading.* Hydrobiol. Bull. (20) 213-224.

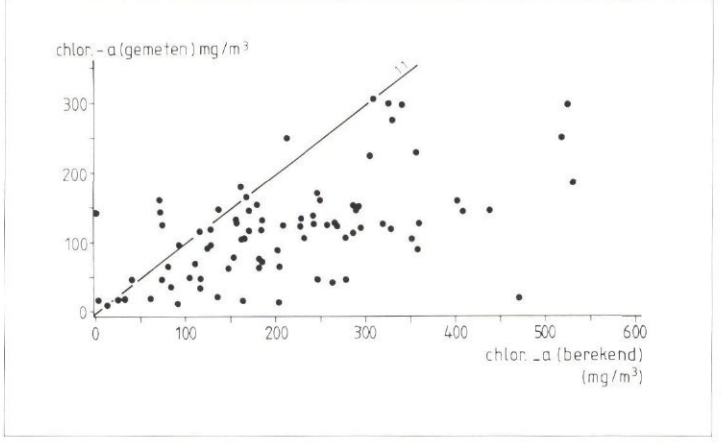
OECD (1982). *Eutrophication of waters; monitoring, assessesment and control.* Paris.

Oskam, G. (1977). *Die Vorausberechnung der Algenbiomassa in den Biesbosch Speicherbecken: Theorie und Praxis.* Deutscher Verein des Gas und Wasserfaches, DVGW Schriftenreihe Wasser nr. 16: Verminderung der Algenentwicklung in Speicherbecken und Talsperren, 90-107.

Vollenweider, R. A. (1979). *Das Nährstoffbelastungskonzept als Grunlage für den externen Eingriff in den Eutrophierungsprozess stehender Gewässer und Talsperren.* Z.f. Wasser- und Abwasser-Forschung (12) 46-56.

Zevenboom, W. (1980). *Growth and nutrient uptake kinetics of* Oscillatoria agardhii. Diss. Univ. v. Amsterdam.

● ● ●



Afb. 5 - Vergelijking tussen gemeten chlorofyl-a gehalte en de berekende bovengrens (zomergemiddelden).

Eutrofiëringsbeleid in ontwikkeling: 1987 omslagjaar?

Het eutrofiëringsbeleid heeft in 1987 een belangrijke ontwikkeling doorgemaakt. Op de aard van die ontwikkeling en de betekenis ervan voor het waterbeheer zal in dit artikel nader worden ingegaan.

Fosfaatbeperkende maatregelen Nederlandse oppervlaktewateren. Zo heette de notitie die eind november 1987 aan de Tweede Kamer werd aangeboden namens de ministers van VROM, Verkeer en Waterstaat en Landbouw en Visserij. In deze notitie wordt uiteengezet welke maatregelen nodig zijn om te kunnen

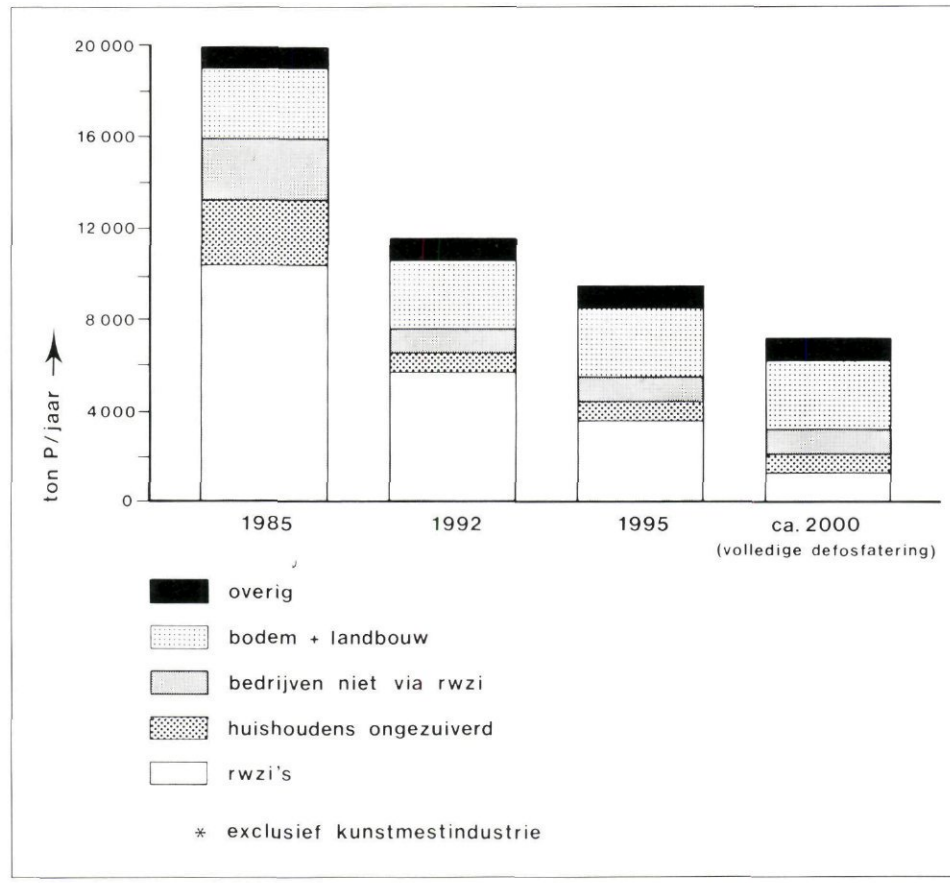
E. JAGTMAN
Dienst Binnenwateren/RIZA

voldoen aan een aantal in 1987 aangegane internationale verplichtingen. Het gaat hier om de volgende afspraken. Allereerst is op de Rijnministersconferentie van oktober 1987 besloten de sanering van de Rijn te versnellen. Daartoe is voor een breed scala van stoffen, waaronder fosfaten, besloten dat de belasting van het Rijnstroomgebied in 1995 moet zijn gehalveerd. Een soortgelijke afspraak werd ook gemaakt op de Noordzeeministersconferentie van november 1987. De belasting van de Noordzee met fosfaten moet in 1995 met de helft zijn afgenomen. Hoe kunnen deze doelstellingen worden verwezenlijkt? De Kamernotitie geeft hierin inzicht.

Brongerichte maatregelen vormen het uitgangspunt. Met name het huishoudelijk afvalwater, de grootste binnenlandse fosfaatbron, krijgt de aandacht. Belangrijke argumenten voor deze uitwerking van het brongerichte beleid zijn:
– Door defosfatering op rwzi's en gebruik van fosfaatvrij wasmiddel kan een zeer aanzienlijke vermindering van de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater worden bereikt.
– Het gebruik van fosfaatvrij wasmiddel werkt kostenbesparend bij de defosfatering van afvalwater en remt de toename van de hoeveelheid zuiveringsslib die na defosfatering ontstaat met circa 40%.
– Het belang van verspreide lozingen neemt na maatregelen sterk toe; gebruik van fosfaatvrij wasmiddel vermindert de grootte van deze bron met 40%.
Verdere mogelijkheden om fosfaatbronnen te saneren betreffen de vermindering van de fosfaatemissies vanuit de landbouw in het kader van de Wet Bodembescherming, en het terugdringen van lozingen uit de (kunstmest)-industrie. Door afweging en afstemming van de verschillende soorten maatregelen moeten de gestelde doelen uiteindelijk bereikt worden.
Defosfatering van afvalwater in combinatie met fosfaatvrij wassen kan de fosfaatbelasting in belangrijke mate doen verminderen in 1995. Geschat wordt dat door uitvoering van deze maatregelen de belasting van het eutrofiëringsgevoelige oppervlaktewater met circa 10.000 ton zal verminderen (afb. 1).
Om dit te bereiken worden in de Kamernotitie de volgende beleidsvoornemens gepresenteerd:
– Voor de lange termijn geldt als uitgangspunt dat op rwzi's in Nederland zal worden gedefosfateerd.
– In overleg met provincies en waterbeheerders dient in 1988 een actieplan te worden opgesteld dat uitwerking geeft aan een gefaseerde invoering van defosfatering.
– Met de Nederlandse Vereniging van Zeepfabrikanten is een convenant gesloten. Deze overeenkomst richt zich op:
• het stimuleren van het gebruik en de verkoop van fosfaatvrij wasmiddel;

Samenvatting
De in 1987 gehouden ministersconferenties voor de Rijn en de Noordzee hebben de ontwikkeling van het Nederlandse eutrofiëringsbeleid aanmerkelijk versneld. Verwacht mag worden dat in de nabije toekomst de fosfaatbelasting vanuit het buitenland via de Rijn door maatregelen in Duitsland zal halveren. Wordt daar het in de Nota Fosfaatbeperkende Maatregelen aangekondigde Nederlandse beleid aan toegevoegd dan ontstaan perspectieven voor kwaliteitsverbetering van het oppervlaktewater. Daarbij is een integrale aanpak van het eutrofiëringsprobleem noodzaak. Nationale, brongerichte maatregelen dienen tot het verkrijgen van een aanzienlijke verlaging van de basisbelasting. Aanvullende maatregelen in de sfeer van het waterhuishoudkundig beheer, landbouwmaatregelen, aanpak van verspreide lozingen, sanering van fosfaatrijke bodens en actief biologisch beheer moeten de beoogde waterkwaliteitsverbetering van het oppervlaktewater bewerkstelligen.
Voor een effectieve aanpak van het eutrofiëringsprobleem is het essentieel om deze combinatie van brongerichte maatregelen enerzijds en de gebiedsgerichte, integrale aanpak anderzijds overeind te houden.

Afb. 1 - Geschat effect van de te nemen maatregelen op de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater. De bijdrage van de fosfaatemissie vanuit de landbouw is op nationale schaal gelijkblijvend verondersteld



• het terugdringen van de hoeveelheid fosfaat in wasmiddelen tot circa 5.000 ton in 1988;
• voortgaande fosfaatvervanging in wasmiddelen na 1988;
• zo nodig afronding door wettelijke maatregelen opdat uiterlijk na 1990 geen fosfaat meer in wasmiddelen wordt toegepast.

De minister van Verkeer en Waterstaat heeft (brief van 22 oktober 1987) de CUWVO verzocht een ad-hoc werkgroep te formeren voor de uitwerking van een actieplan defosfatering. De als gevolg daarvan opgerichte Werkgroep Actieplan Defosfatering (WAD) is inmiddels aan het werk getogen. Nog in 1988 zal de WAD rapporteren over de mogelijke bijdrage van defosfateren aan de reductie van de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater. Daarbij zal voor een aantal gebieden bezien worden in hoeverre aanvullende maatregelen nodig zijn voor een verdere verlaging van de fosfaatbelasting en een verbetering van de kwaliteit van het oppervlaktewater. Ook zal de werkgroep aandacht besteden aan de financiële en technische consequenties (slibverwerking) van defosfateren.
Wat nu is de betekenis van deze beleidsvoornemens? Bieden zij uitzicht op een oplossing van het eutrofiëringsprobleem? Sceptici zullen zeggen dat er niets nieuws onder de zon is. Immers, in 1979 al werden in de Fosfatennota soortgelijke plannen gepresenteerd. Ook daar ging het om invoering van defosfatering op rwzi's (5 miljoen i.e. in 1985), invoering van fosfaatvrij wasmiddel (1985) en het streven naar internationale afspraken. Daar is destijds inderdaad weinig van terechtgekomen.

Volgens de laatste ramingen bedraagt de huidige capaciteit aan rwzi's met defosfatering slechts 1,2 miljoen i.e. Als gevolg van toewijzingen in het kader van de bijdrageregeling defosfatering zal deze capaciteit tot 1990 nog met circa 700.000 i.e. toenemen. De hoeveelheid in omloop gebracht fosfaat door wasmiddelgebruik ligt nog altijd op zo'n 8.000 ton per jaar. Voorts is uit de recent verschenen 3e CUWVO eutrofiëringsenquête gebleken dat, behoudens een enkele uitzondering, er in de eutrofiëringsbestrijding nauwelijks vooruitgang is geboekt in de laatste jaren. Sombere berichten dus, maar er is hoop. Belangrijk verschil met de situatie in 1979 is dat er in 1987 bindende internationale afspraken zijn gemaakt om te komen tot reductie van de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater. Nederland is gehouden deze afspraken na te komen. Belangrijk is ook dat de toepassing van fosfaatvrij wasmiddel zonodig via wettelijke maatregelen zal worden doorgevoerd. Fosfaatvrij wassen is een absolute noodzaak om aan de internationale verplichtingen te kunnen voldoen en Nederland ligt wat betreft het gebruik van fosfaatvrije wasmiddelen ver achterop bij Duitsland (50% gebruik) en Zwitserland (P-houdend wasmiddel bij wet verboden). Een laatste belangrijke ontwikkeling is dat met ingang van 1992 in Duitsland alle nieuw te bouwen rwzi's met een capaciteit groter dan 50.000 i.e. voorzien dienen te zijn van een defosfateringsinrichting. Dit besluit lijkt met name te zijn ingegeven door de eutrofiëringsproblemen in het kustwater van de Duitse bocht. De defosfateringseis geldt ook voor bestaande grote installaties; de termijn van invoering dient hier echter nog door de afzonderlijke deelstaten te worden vastgelegd. Uit verkennende berekeningen, uitgevoerd door de Dienst Binnenwateren/RIZA, is inmiddels gebleken dat bij volledige uitvoering van het Duitse besluit de buitenlandse fosfaatvracht op de Rijn ongeveer zal halveren. Het ziet er dus naar uit dat Duitsland, via zijn in 1987 vastgestelde wetgeving, in staat zal zijn aan zijn internationale verplichtingen te voldoen. Dit legt een zware druk op Nederland om dit eveneens te verwezenlijken.

Al met al genoeg redenen om aan te nemen dat de eutrofiëringsbestrijding een grote sprong voorwaarts kan en moet nemen. Het jaar 1987 kan inderdaad een omslagjaar gaan worden! Het is nu zaak de aangekondigde maatregelen zo goed mogelijk in te vullen. Uitzicht op een halvering van de buitenlandse belasting van de Rijn en daaraan toegevoegd maatregelen in Nederland, doet perspectieven ontstaan voor verbetering van de waterkwaliteit in die gebieden die sterk van het Rijnwater afhankelijk zijn: IJsselmeer, Markermeer, Volkerak/Zoommeer en in mindere mate de boezemwateren van Rijnland, Friesland en de Schermer. Niet in alle gevallen zal defosfatering in combinatie met het gebruik van fosfaatvrij wasmiddel voldoende zijn om de beoogde verbetering in de waterkwaliteit te realiseren. In de CUWVO eutrofiëringsnota (1983) en het IMP-Water (1985-1989) is dat al geconstateerd. De CUWVO bepleit dan ook een integrale aanpak van het eutrofiëringsprobleem. Daar kunnen nu belangrijke impulsen aan worden gegeven. Het aangekondigde nationale brongerichte eutrofiëringsbeleid schept juist prima voorwaarden voor een succesvolle integrale aanpak van de eutrofiëring in de regionale wateren. Nationale maatregelen kunnen in deze gebieden leiden tot een aanzienlijke daling van de basisbelasting. Aanvullende maatregelen in de sfeer van het waterhuishoudkundig beheer, landbouwmaatregelen, aanpak van verspreide lozingen en de sanering van fosfaatrijke bodems moeten de beoogde kwaliteitsverbetering vervolgens bewerkstelligen. De toepassingsmogelijkheden van actief biologisch beheer als mogelijk herstelversnellende maatregel moeten daarbij mede in beschouwing worden genomen. In 1988 zal in vier proefgebieden een plan voor integrale eutrofiëringsbestrijding in uitvoering worden genomen. Van de Botshol, de Kortenhoefse en Ankeveense plassen, de Geerplas en de Nieuwkoopse plassen zal een belangrijke voorbeeldwerking uitgaan naar andere gebieden.
Uit het achterwege blijven van succes na het verschijnen van de fosfatennota in 1979 kan lering worden getrokken. Het is essentieel om de combinatie van brongerichte maatregelen enerzijds en de gebiedsgerichte integrale eutrofiëringsaanpak anderzijds overeind te houden. Daarin ligt de sleutel tot succes. Met het aangekondigde, brongerichte beleidsvoornemen is een belangrijke eerste stap gezet. Er zijn nu meer kansen dan ooit om het eutrofiëringsprobleem effectief aan te pakken.

Verantwoording
De illustratie in dit artikel werd verzorgd door R. Helsdingen (DBW/RIZA), commentaar en suggesties werden geleverd door P. Berends (Hoofddirectie Waterstaat) en J. Leenen (Unie van Waterschappen).

Geraadpleegde bronnen

1. *Fosfaatbeperkende maatregelen Nederlandse oppervlaktewateren.* Ministeries van VROM, V & W en L & V. Kamernotitie november 1987, nr. 20342 1-2.
2. Fosfatennota (1979). *Maatregelen voor het terugdringen van de fosfaatbelasting van het Nederlandse oppervlaktewater.* Kamerstuk 15640.
3. *De Waterkwaliteit van Nederland.* Indicatief Meerjaren Programma Water 1985-1989.
4. CUWVO werkgroep VI (1983). *Aanbevelingen voor de bestrijding van de eutrofiëring van de Nederlandse oppervlaktewateren.*
5. CUWVO werkgroep VI (1987). *Resultaten 3e eutrofiëringsenquête.* (In druk).

● ● ●

De eutrofiëringsproblematiek in Noordwest-Overijssel

Samenvatting

In Noordwest-Overijssel liggen natuurgebieden (De Wieden en De Weerribben) die hun waarde onder meer ontlenen aan de aanwezigheid van grote en kleine meren. De grote meren zijn sterk geëutrofieerd en de natuurwaarden in de kleine meren worden bedreigd. In de afgelopen 15 jaar hebben zich weinig wijzigingen in het fosfaat- en stikstofgehalte en in het doorzicht voorgedaan.

Mogelijke oorzaken voor de waterkwaliteitsverslechtering zijn onder meer de inlaat van gebiedsvreemd water en het in overmaat aanwezig zijn van de limiterende groeifactor (vermoedelijk fosfaat). De grote meren passen in het gemiddelde beeld dat uit de derde eutrofiëringsenquête naar voren komt.

Om het fosfaatgehalte tot een aanvaardbaar niveau terug te brengen moet de huidige fosfaatbelasting gehalveerd worden. Dit is alleen te bereiken door oppervlaktewater te defosfateren. Ten behoeve van het behoud van de natuurwaarden zijn tevens ingrepen noodzakelijk in de hydrologie.

Inleiding

In Noordwest-Overijssel liggen de natuurgebieden 'De Wieden' en 'De Weerribben'. Deze gebieden danken hun belang vooral aan het ruimschoots aanwezige oppervlaktewater. In deze gebieden heeft een achteruitgang van de waterkwaliteit plaatsgevonden in die zin dat de algengroei toegenomen is, het doorzicht verminderd is, de soortensamenstelling van de algenpopulatie eenzijdiger geworden is en de vegetaties van hogere waterplanten verarmd zijn. Deze eutrofiëringsverschijnselen manifesteren zich het duidelijkst in de Beulaker- en Belterwijde.

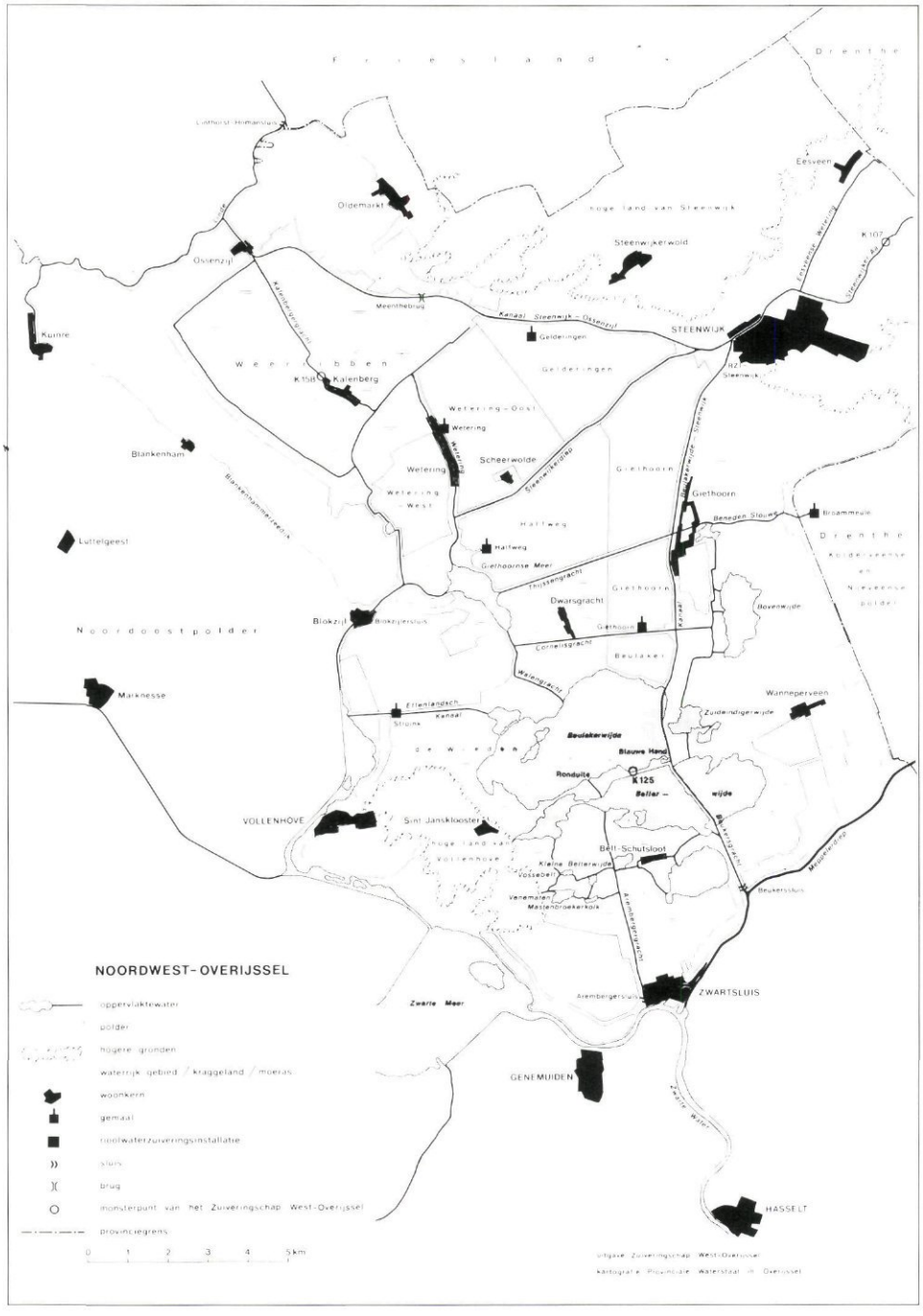
IR. C. JOL
Technologische dienst
Zuiveringschap West-Overijssel

In de eutrofiëringsnota van de CUWVO [1983] is Noordwest-Overijssel aangeduid als één van die gebieden waar reductie van de fosfaatemissie succes kan opleveren bij de bestrijding van de algengroei.
In dit artikel wordt een beschrijving gegeven van de eutrofiëringsproblematiek in Noordwest-Overijssel, waarbij de nadruk zal liggen op de situatie in de Beulaker- en Belterwijde.
Daarbij zal tevens een vergelijking worden gemaakt met de resultaten van de derde eutrofiëringsenquête [CUWVO, 1987].

Beschrijving van het gebied en het huidige waterbeheer

De natuurgebieden 'De Wieden' en 'De Weerribben' maken deel uit van het boezemgebied van het waterschap Vollenhove. Het betreft een laagveengebied dat is ingebed tussen de keileembulten van Vollenhove en Steenwijk. In dit gebied ligt een aantal diep ontwaterde polders.
Het natuurgebied 'De Wieden' is in beheer bij de Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten en wordt in het noorden begrensd door het Nationaal Park in wording 'De Weerribben', dat in beheer is bij Staatsbosbeheer.
Het natuurgebied 'De Wieden' bestaat uit moerassen, hooi- en rietlanden en uit een aantal meren waarvan de Beulaker- en Belterwijde de grootste zijn.
Het natuurgebied 'De Weerribben' bestaat voornamelijk uit vaarten, sloten, hooi- en rietlanden en uit een aantal petgaten.
In afb. 1 is een overzichtskaart van Noordwest-Overijssel opgenomen.
In totaal is in het boezemgebied van het waterschap Vollenhove circa 5.000 ha oppervlaktewater aanwezig waarvan circa 2.500 ha open water. De Beulaker-

Afb. 1 - Noordwest-Overijssel.



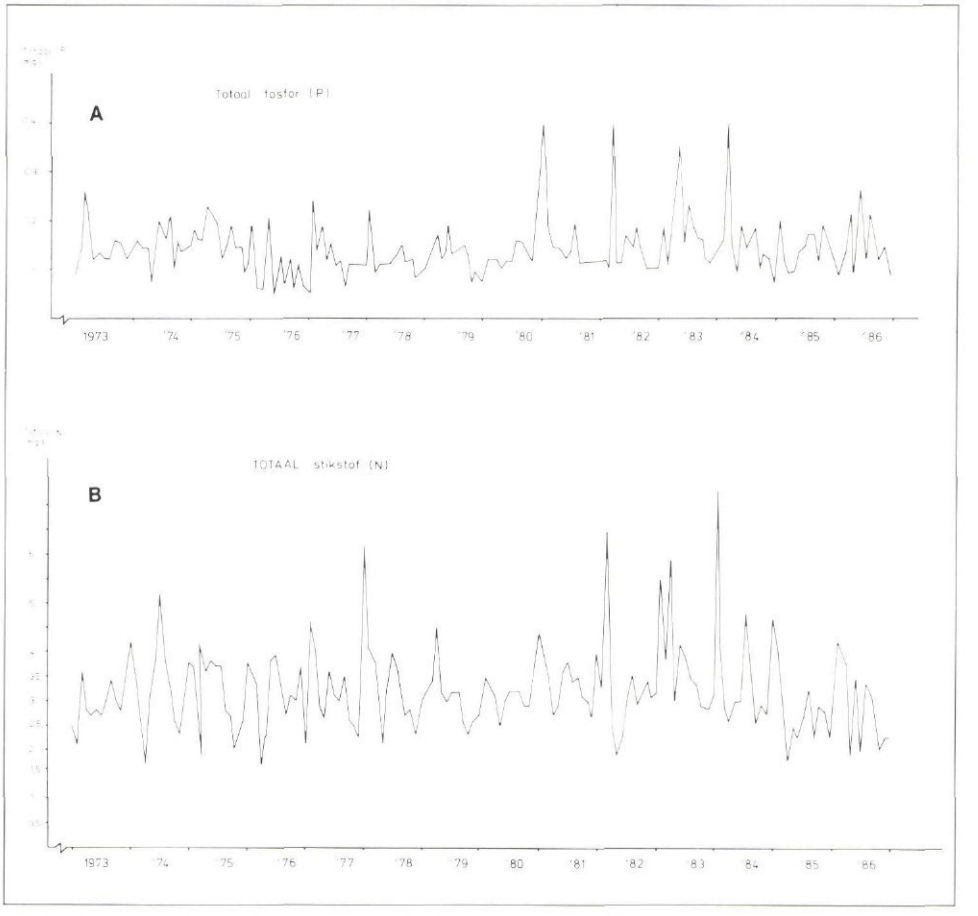
en Belterwijde maken van dit open water verreweg het grootste gedeelte uit.
De Beulaker- en Belterwijde zijn gemiddeld 1,5 m diep. De verblijftijd van het oppervlaktewater in deze meren wordt geschat op 2 à 3 maanden (als jaargemiddelde).
De toevoer van water naar het boezemgebied vindt voornamelijk plaats als gevolg van de aanvoer van oppervlaktewater uit Drenthe, van polderwater door middel van de diverse gemalen en de neerslag. In droge perioden wordt ten behoeve van het peilbeheer Fries water ingelaten.
In tabel I zijn de verschillende aanvoerposten gekwantificeerd. Daarnaast wordt een onbekende hoeveelheid kwelwater toegevoerd.
De afvoer van oppervlaktewater uit het boezemgebied vindt voornamelijk plaats door middel van gemaal Stroink (via de Beulaker- en Belterwijde, zie afb. 1), verdamping en wegzijging naar de Noordoostpolder en de in het gebied gelegen polders.
Bij het peilbeheer door het waterschap Vollenhove wordt rekening gehouden met waterkwaliteitsaspecten in die zin dat zo weinig mogelijk water uit Friesland (dat een andere samenstelling heeft) wordt ingelaten. Met betrekking tot het kwaliteitsbeheer zij vermeld dat het afvalwater van alle woonkernen in het gebied van meer dan 200 i.e. wordt behandeld op een rioolwaterzuiveringsinrichting. Van de rioolwaterzuiveringsinrichtingen die het zuiveringschap in dit gebied in beheer heeft, loost alleen de rwzi Steenwijk op de boezem van het waterschap Vollenhove. Vanaf 1975 vindt op deze installatie defosfatering plaats. Sinds enkele jaren is een eis van 1 mg totaal-fosfaat per liter in de lozingsvergunning voor het effluent opgenomen. Daarnaast wordt door middel van nitrificatie en denitrificatie naar een zo laag mogelijk stikstofgehalte in het effluent gestreefd.
Op basis van de fosfaatlast die de verschillende in tabel I vermelde aanvoerposten met zich meebrengen kan het aandeel van de rwzi Steenwijk in de totale fosfaatbelasting van het boezemgebied bepaald worden. In tabel II is de fosfaatlast van de verschillende bronnen die voor het boezemgebied van het waterschap Vollenhove van belang zijn aangegeven.

Tabel I – *Aanvoerposten van water naar het boezemgebied van het waterschap Vollenhove in 1979 (natte zomer) en 1982 (droge zomer).*

	x 10^6 m^3 water	
Aanvoerposten	1979	1982
Neerslag	65,9	55,3
Oppervlaktewater uit Drenthe	45,2	30,0
Oppervlaktewater uit Friesland	0,0	17,0
Poldergemalen	77,4	76,6
rwzi Steenwijk	2,9	2,7
Diversen	3,2	2,0
Totaal	194,6	183,6

Tabel II – *Fosfaatlast van de verschillende verontreinigingsbronnen die voor het boezemgebied van het waterschap Vollenhove van belang zijn.*

	ton P	
Aanvoerposten	1979	1982
Neerslag	2,5	2,0
Oppervlaktewater uit Drenthe	10,1	6,5
Oppervlaktewater uit Friesland	0,0	3,8
Poldergemalen	14,8	14,1
rwzi Steenwijk	6,7	4,4
Diversen	7,5	7,5
Totaal	41,6	38,3



Afb. 2 - Verloop van het totaal-fosfaat- en het totaal-stikstofgehalte in de Beulakerwijde gedurende de periode 1973-1986.

Ten aanzien van tabel II moet worden opgemerkt dat het fosfaatgehalte in het effluent van de rwzi Steenwijk na 1982 is gehalveerd tot 1 mg/l. Dit betekent dat het aandeel van de rwzi Steenwijk in de totale fosfaatbelasting circa 5% bedraagt. Dankzij defosfatering is de fosfaatbelasting in de huidige situatie ten opzichte van niet defosfateren met circa 22 ton P verminderd.

Onderzoeksresultaten

De ontwikkeling van de eutrofiëringsverschijnselen

In de afgelopen decennia heeft het natuurgebied 'De Wieden' sterk in de belangstelling gestaan bij hydrobiologen. Vooral de helderheid van het water en de grote rijkdom aan soorten algen in de kleinere meren trok de aandacht. In de jaren vijftig kon nog gesproken worden van helder water en een in de meren overwegend voorkomen van diatomeeën [Leentvaar, 1956]. In de jaren zestig echter werd in de Belterwijde incidenteel bloei van blauwalgen waargenomen die het water vertroebelde [Leentvaar, 1966]. De door Schroevers [1972] geconstateerde toename van de blauwalgenbloei heeft zich sindsdien doorgezet. Genoemde verschijnselen gingen gepaard met een afname van de groei van hogere waterplanten zoals van de krabbescheer.
In de kleinere meertjes in de omgeving van de Beulaker- en de Belterwijde verliep het hierboven beschreven proces veel langzamer, zodat ook nu nog in enkele plassen een doorzicht tot op de bodem aanwezig is.
In deze meertjes is er nog sprake van een relatief gevarieerde algensamenstelling en het slechts in geringe hoeveelheden voorkomen van blauwalgen.

De nutriëntenconcentraties in de Beulaker- en Belterwijde

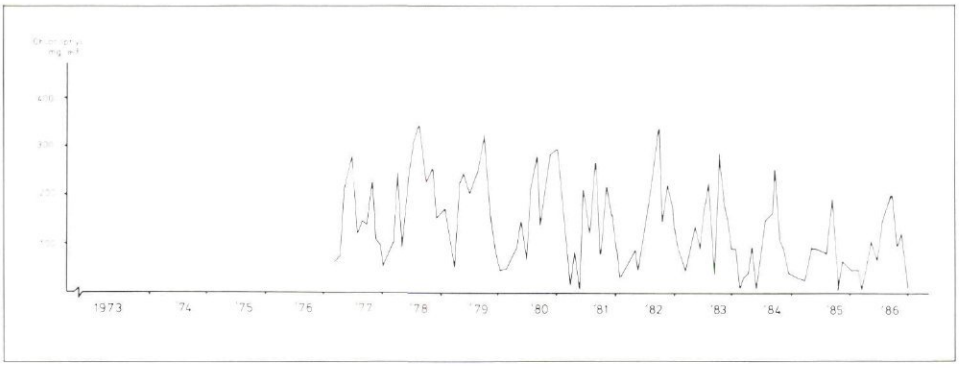
Sinds 1972 vindt door het zuiveringschap regelmatig onderzoek plaats op een monsterpunt dat representatief wordt geacht

voor de Beulaker- en Belterwijde.
In afb. 2 zijn de totaal-fosfaat en de totaal-stikstofgehalten afgebeeld. In tabel III zijn de zomerhalfjaargemiddelden vermeld.

Uit afb. 2 blijkt dat het totaal-stikstofgehalte zich in het algemeen beweegt tussen 2 en 4 mg N/l.
Opvallend zijn de pieken tot 6 mg N/l die enkele malen in de eerste maanden van verschillende jaren optraden. Voorts blijkt uit afb. 2 dat het totaal-fosfaatgehalte zich in het algemeen beweegt tussen 0,1 en 0,2 mg P/l. Ook voor wat betreft het fosfaat zijn de pieken die herhaaldelijk optraden in de wintermaanden van de verschillende jaren opvallend. Deze pieken kunnen waarden bereiken van 0,4 mg P/l.
Uit de afbeelding en de tabel blijkt geen duidelijke daling of stijging van de nutriëntenconcentraties gedurende de meetperiode.

Tabel III – *Resultaten van het onderzoek in de zomerhalfjaren (april-september) in de periode 1973-1987. De gemiddelden zijn gebaseerd op 6 waarnemingen in de Beulaker- en Belterwijde.*

zomer-halfjaar	Totaal-N (mg/l)	Totaal-P (mg/l)	Chlorophyl (mg/m³)		Zicht-diepte (m)
	gemid.	gemid.	gemid.	max.	gemid.
1973	2,9	0,16			
1974	3,5	0,15			
1975	3,3	0,13			
1976	3,0	0,10			
1977	3,1	0,13	174	273	0,40
1978	3,1	0,12	241	346	0,30
1979	3,3	0,14	228	327	0,35
1980	3,0	0,15	155	278	0,35
1981	3,3	0,12	134	270	0,30
1982	2,7	0,15	172	320	0,25
1983	4,0	0,20	163	290	0,20
1984	3,3	0,13	120	255	0,30
1985	2,7	0,13	92	255	0,40
1986	3,0	0,18	100	200	0,30
1987	3,5	0,16	114	385	0,30



Afb. 3 - Verloop van het chlorophylgehalte in de Beulakerwijde gedurende de periode 1977-1986.

De algengroei in de Beulaker- en Belterwijde
In afb. 3 is het chlorophylgehalte uitgezet als maat voor de algengroei. In tabel III zijn tevens de zomerhalfjaargemiddelden en de maxima vermeld. Uit afb. 3 blijkt dat in de zomerperioden de chlorophylgehalten in het algemeen variëren tussen 150 en 300 mg/m³. Sinds 1983 lijkt een licht dalende tendens aanwezig te zijn die zich vooral voordoet in de eerste helft van het jaar.
De met dit chlorophylgehalte gepaard gaande zichtdiepte bedraagt circa 30 tot 40 cm.
Uit hydrobiologisch onderzoek blijkt dat in de Beulaker- en Belterwijde de algen vooral in de zomer vrijwel geheel bestaan uit blauwalgen (*Oscillatoriasoorten*). Alleen in de voorzomer komen diatomeëen en groenalgen in vrij grote aantallen voor. In afb. 4 is een beeld gegeven van de algensamenstelling in de periode 1983 t/m 1986.

Vergelijking tussen de waterkwaliteit in de Beulaker- en Belterwijde en in de aangrenzende natuurgebieden
In tabel IV is de waterkwaliteit in de Belter- en Beulakerwijde vergeleken met de waterkwaliteit in een daarmee in open verbinding staand meertje (De Venematen), dat in een natuurgebied is gelegen, en met de waterkwaliteit in een petgat in de Weerribben.

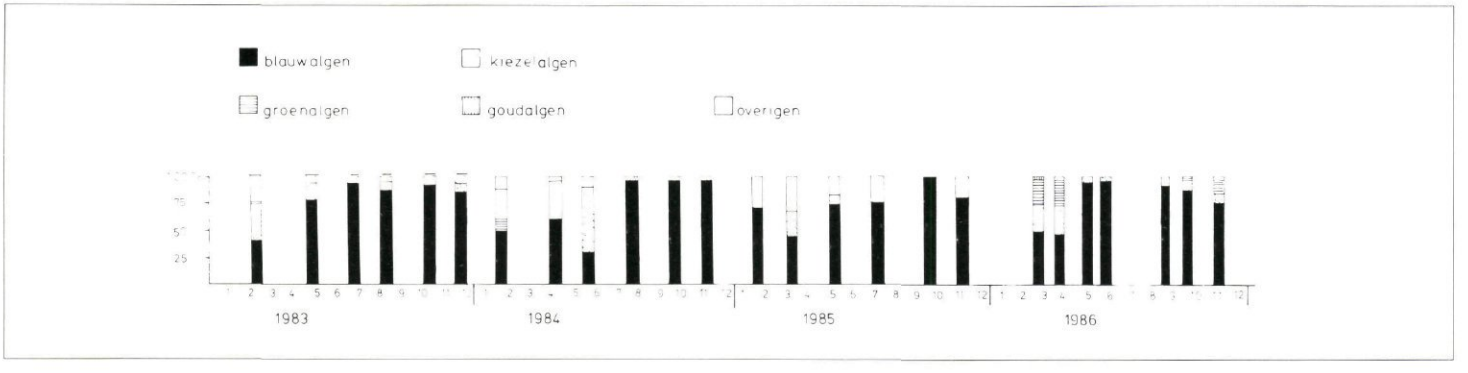
Uit tabel IV blijkt dat de waterkwaliteit van de genoemde oppervlaktewateren onderling sterk verschilt, zowel wat betreft de nutriëntenconcentraties als wat betreft de algengroei. Het verschil tussen het petgat in de Weerribben en de Beulaker- en Belterwijde is groter dan het verschil tussen de met elkaar verbonden Beulaker- en Belterwijde en Venematen.

Het sediment
De bodem van de Beulaker- en Belterwijde bestaat uit zand en veen en is plaatselijk bedekt met een sliblaag.
In het algemeen zijn relatief lage fosfaatgehalten in het sediment gevonden. De door Caris [1983] gevonden gehalten varieerden van 0,51 tot 0,74 mg totaal-fosfaat per gram droge stof.
In hoeverre er tussen het sediment en het oppervlaktewater uitwisselingsprocessen optreden is onduidelijk. Een indruk hiervan kan verkregen worden uit een vergelijking tussen het fosfaatgehalte in het water dat de meren instroomt en dat van het water dat de

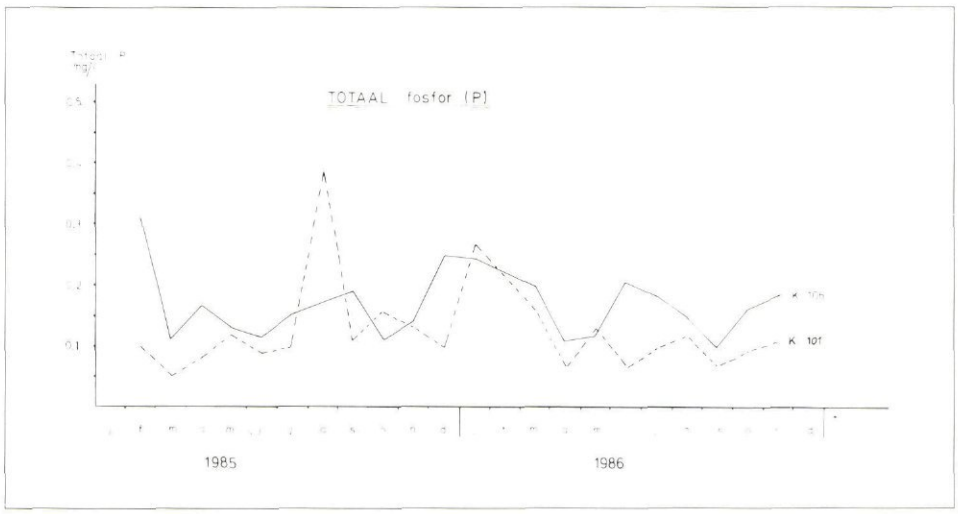
Tabel IV – *De waterkwaliteit (gemiddeld over het zomerhalfjaar 1986) in de Beulaker- en Belterwijde, in de Venematen en in een petgat in de Weerribben.*

Parameter	Beulaker- en Belterwijde	Venematen	Petgat Weerribben
Totaal-P (mg/l)	0,18	0,09	0,05
Totaal-N (mg/l)	3,0	2,2	1,6
Chlorophyl (mg/m³)	100 (max. 200)	36 (max. 41)	12 (max. 22)
Aantal algen (x 10^3/ml)	57	36	3,4
Zichtdiepte (m)	0,30	0,60	0,70
% Blauwalgen	85	50	13

Afb. 4 - De algensamenstelling in de Beulakerwijde gedurende de periode 1977-1986.



meren uitstroomt. In afb. 5 zijn deze gehalten vergeleken. Uit afb. 5 blijkt dat het gehalte in het uitstromende water meestal 20-100% lager is dan van het instromende oppervlaktewater.
In hoeverre het sediment fosfaat afgeeft als gevolg van de hoge pH die samenhangt met de algengroei, zou moeten blijken uit een eventueel verband tussen het fosfaatgehalte en de pH. Vooralsnog is dit verband niet uit het waterkwaliteitsonderzoek gebleken.



Afb. 5 - Vergelijking tussen het totaal-fosfaatgehalte van het in de Beulakerwijde binnenkomende (monsterpunt K 106) en uitstromende (monsterpunt K 101) oppervlaktewater gedurende de jaren 1985 en 1986.

Discussie van de onderzoeksresultaten

Knelpunten

Uit de onderzoeksresultaten blijkt dat in de Beulaker- en Belterwijde de basiskwaliteitsnormen die betrekking hebben op de algengroei (chlorophylgehalte en doorzicht) niet gehaald worden. Het totaal-fosfaatgehalte schommelt rond de norm. Het totaal-stikstofgehalte overschrijdt de vroegere norm van 2 mg N/l die voor deze parameter in het tweede I.M.P.-Water was vermeld.
Daarnaast wordt niet aan de woordelijke omschrijving van de basiskwaliteitsnorm voldaan, gelet op onder meer de onvoldoende seizoensperiodiciteit van de algensamenstelling, de dominantie van enkele blauwalgensoorten en de visuele onaantrekkelijkheid van het water.
Gevreesd moet worden dat de waterkwaliteit in de Beulaker- en Belterwijde de natuurwaarden, zoals deze ten dele nog aanwezig zijn in de kleinere meren die hiermee in open verbinding staan, op een nadelige wijze beïnvloedt.

Mogelijke oorzaken van de achteruitgang van de waterkwaliteit

In het algemeen wordt de achteruitgang van de waterkwaliteit geweten aan de toename van de nutriëntenconcentraties. Een afdoend bewijs hiervoor is echter niet te geven in verband met onvoldoende gegevens uit de periode waarin de achteruitgang zich voltrokken heeft. Enkele onderzoekers hebben gewezen op andere mogelijke oorzaken. Uit onderzoek dat heeft plaatsgehad in de natuurgebieden in de Weerribben concludeerde Van Wirdum [1979] dat als gevolg van de inlaat van systeemvreemd water (uit Friesland) de macro-ionensamenstelling zich zodanig gewijzigd heeft dat bepaalde soorten hogere waterplanten zich niet meer konden handhaven. Hierdoor zouden dan bufferzones en gradiëntsituaties teniet zijn gedaan hetgeen ook een nadelige invloed zou hebben gehad op de algensamenstelling. Van Horssen en Henskens [1984] concludeerden eveneens op grond van onderzoek in petgaten in de Weerribben dat de inlaat van Fries water bepaalde afbraakmechanismen in de bodem heeft gestimuleerd waardoor een verhoging van de nutriëntenconcentraties zou zijn veroorzaakt. Daarnaast zou de gevoeligheid voor ammonium van de krabbescheer, een waterplant die van belang zou zijn voor de instandhouding van bufferzones en gradiëntensituaties, een rol kunnen spelen.
Aangezien de situatie in de Beulaker- en Belterwijde verschilt van die in de bovenvermelde natuurgebieden kunnen de resultaten van deze onderzoekingen waarschijnlijk hierop niet worden toegepast.
In het vervolg van de discussie zal de aandacht beperkt blijven tot de nutriëntenconcentraties.

De limiterende groeifactor

Om het resultaat van maatregelen ter bestrijding van de algengroei te voorspellen is het van belang om de limiterende groeifactor van de algen te kennen.
Voor Noordwest-Overijssel is aangenomen dat fosfaat groeilimiterend is. Eén van de redenen was dat de (totaal-N/totaal-P)-verhouding in het algemeen groter dan 20 is. Voorts daalt in de zomerperiode het orthofosfaatgehalte tot minder dan 0,01 mg P/l terwijl het ammoniumstikstof in het algemeen met enkele tienden milligrammen per liter aantoonbaar blijft. Daarnaast bleek uit de tweede eutrofiëringsenquête [CUWVO, 1980] dat in vergelijking met andere meren er van een relatief laag fosfaatgehalte in verhouding tot het chlorophylgehalte sprake was.
Aan de hand van de derde eutrofiëringsenquête [CUWVO, 1987] zijn relaties ontwikkeld waarmee voorspeld kan worden (op basis van de gemiddelde Nederlandse situatie) of er van fosfaat-, stikstof- of lichtlimitering sprake is. Volgens deze benadering zou afhankelijk van het jaar stikstof of fosfaat de limiterende factor in de Beulaker- en Belterwijde zijn. De vraag is in hoeverre deze relaties de werkelijkheid weergeven gezien het feit dat volgens deze relaties in het algemeen een 1,5 à 2 keer zo hoog chlorophylgehalte berekend wordt dan wordt gemeten. Volgens de vastgestelde relaties zou er in de Beulaker- en Belterwijde van lichtlimitatie geen sprake zijn.

De fosfaatbelasting

Om de algengroei te beteugelen is in het verleden aanbevolen de fosfaatbelasting van ondiepe meren te reduceren tot minder dan 1,0 g P/m² per jaar [CUWVO, 1980].
De berekende fosfaatbelasting voor het open water in het waterschap Vollenhove bedraagt circa 1,5 g P/m² per jaar. Gelet op de resultaten van de derde eutrofiëringsenquête komen de Beulaker- en Belterwijde ongeveer overeen met de gemiddelde Nederlandse situatie voor wat betreft de relatie tussen fosfaatbelasting, fosfaatgehalte, diepte en verblijftijd.
Zoals uit de onderzoeksresultaten reeds blijkt wordt er vermoedelijk een gedeelte van de fosfaatvracht in het oppervlaktewater in het sediment vastgelegd. Dit stemt overeen met de resultaten van de toepassing van de regressievergelijking tussen de retentiefactor en de hydraulische belasting [CUWVO, 1987]. De volgens deze relatie berekende retentiecoëfficiënt (de fractie van de externe fosfaatbelasting die in het meer achterblijft) bedraagt 50%.

Consequenties voor maatregelen

Zoals vermeld is er reeds een aantal extra maatregelen ten behoeve van de waterkwaliteit genomen. De meest opvallende hiervan is de derde-trapszuivering op de rwzi Steenwijk, waarmee een totaal-fosfaatgehalte in het effluent van minder dan 1 mg P/l wordt bereikt. Uit de resultaten die hierboven zijn vermeld is gebleken dat zowel stikstof- als fosfaatreducerende maatregelen

• *Slot op pagina 481*

Eutrofiëring in Rijnland

Samenvatting

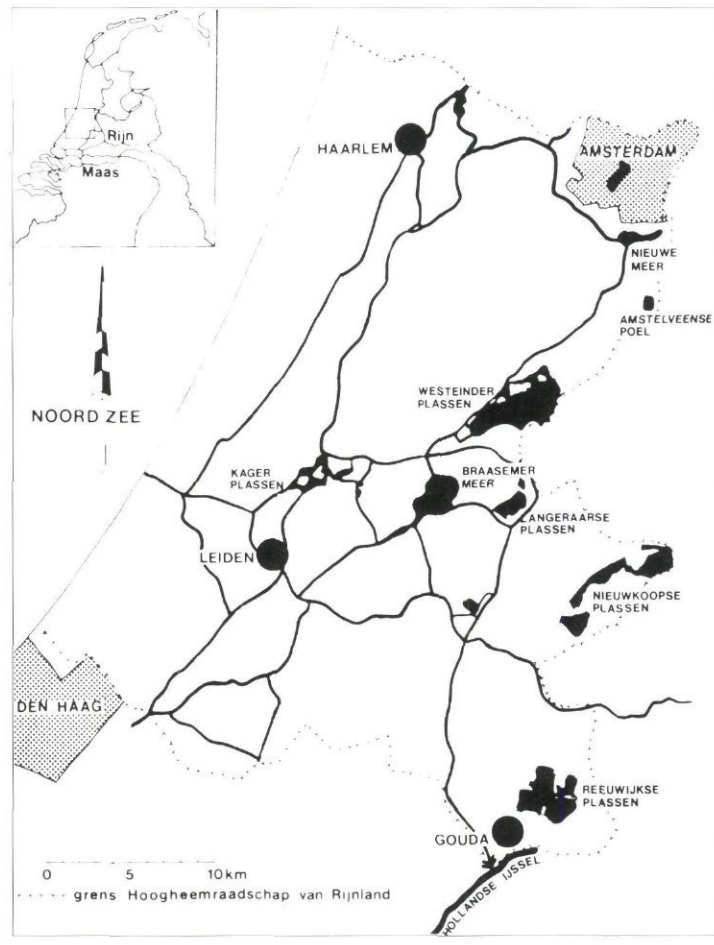
Uit eerder onderzoek in het gebied van Rijnland is gebleken, dat fosfaatverwijdering op awzi's weinig zin heeft voor het bestrijden van de algengroei in de boezemmeren, zolang de achtergrondconcentratie van fosfaat in de Rijn en vanuit de landbouw zo hoog is. In de in het gebied gelegen polderplassen is waarschijnlijk wel effect te behalen door het aanpakken van alle fosfaatbronnen gelijktijdig. Daarom zijn door Rijnland drie integrale eutrofiëringsprojecten gestart. Ten behoeve van de Reeuwijkse plassen wordt sinds april 1986 gedefosfateerd op de awzi Reeuwijk-brug. In de plassen is tot nu toe geen verlaging van het fosfaatgehalte geconstateerd, hoewel het chlorofylgehalte de laatste twee jaren wel lager is gebleven. Door verdergaande maatregelen, zoals rioleren, actief-visstandbeheer en/of ijzerdosering in de plassen zal getracht worden de kwaliteit verder te verbeteren. Voor de Nieuwkoopse plassen is een gecompliceerd plan gereed om het ingelaten water te defosfateren, het landbouwgebied te scheiden van het plassengebied, de waterdoorvoer naar omliggende polders te beperken en de ongezuiverde lozingen te rioleren of op te vangen. Voor de Geerplas is een plan ontwikkeld om de plas af te sluiten van de overige Langeraarse plassen, de bovenste fosfaatrijke sedimentlaag voorzichtig weg te baggeren en om het in te laten water te defosfateren en door een rietmoeras te leiden.

1. Inleiding

De eutrofiëring in het beheersgebied van het Hoogheemraadschap van Rijnland (afb. 1) is reeds vanaf het begin van de jaren zeventig onderwerp van zorg en studie. Uit onderzoek van Schmidt-van Dorp [1975, 1978] bleek dat in de ondiepe Rijnlandse meren niet zozeer fosfaat maar stikstof de belangrijkste limiterende factor voor de algengroei was (geworden). Toch concludeerde men algemeen dat de aandacht beter gericht kon worden op fosfaatverwijdering dan op stikstofverwijdering [Hosper, 1978; Golterman, 1979]. Daarom voerde het hoogheemraadschap van 1979 tot 1982 een defosfateringsexperiment uit op drie afvalwaterzuiveringsinstallaties (te Gouda, Bodegraven en Nieuwveen) met het doel de eutrofiëring in de meren en plassen in het zuidoosten van Rijnland terug te dringen. Over dit onderzoek is onder andere in dit tijdschrift enige malen gepubliceerd [Klapwijk, 1981; Hoogheemraadschap van Rijnland, 1984; Van der Does & Klapwijk, 1985]. De resultaten van dit vrij grootschalige experiment waren teleurstellend in die zin dat ondanks de verlaging van de fosfaatbelasting van het gebied met circa 50 ton per jaar geen vermindering van de algenconcentratie in de in Rijnlands boezem gelegen meren (Braassemermeer, Westeinderplassen, Kagerplassen) kon worden geconstateerd. Wel bleek dat de eutrofiëring in de meer geïsoleerd liggende polderplassen (Reeuwijkse en Nieuwkoopse plassen) nog het minst ver was voortgeschreden en dat fosfaatreducerende maatregelen het beste op deze gebieden konden worden gericht.

Op grond van dit experiment en de resultaten van het begeleidende onderzoek besloot het bestuur van Rijnland terughoudend te zijn met defosfatering op afvalwaterzuiveringsinrichtingen, die hun effluent op de boezem van Rijnland lozen. Wel werd besloten de fosfaatbelasting van de Reeuwijkse plassen terug te dringen door over te gaan op fosfaatverwijdering op de awzi Reeuwijk-Brug, die voor 40% verantwoordelijk was voor de fosfaatbelasting van het Reeuwijkse plassengebied [Pater, 1981]. Voor de Nieuwkoopse plassen en de Langeraarse plassen zouden nadere fosfaatreductieplannen moeten worden ontwikkeld [Hoogheemraadschap van Rijnland, 1984].

Het Rijnlandse onderzoek heeft er mede toe bijgedragen dat ook landelijk de aandacht verlegd werd van grootschalige defosfatering op een groot aantal awzi's naar een kleinschaliger aanpak in meer geïsoleerde gebieden in zogenaamde 'integrale eutrofiëringsbestrijdingsprojecten', waarin getracht wordt alle fosfaatbronnen tegelijkertijd aan te pakken [Unie van Waterschappen, 1983]. Toen in 1985 de waterkwaliteitsbeheerders

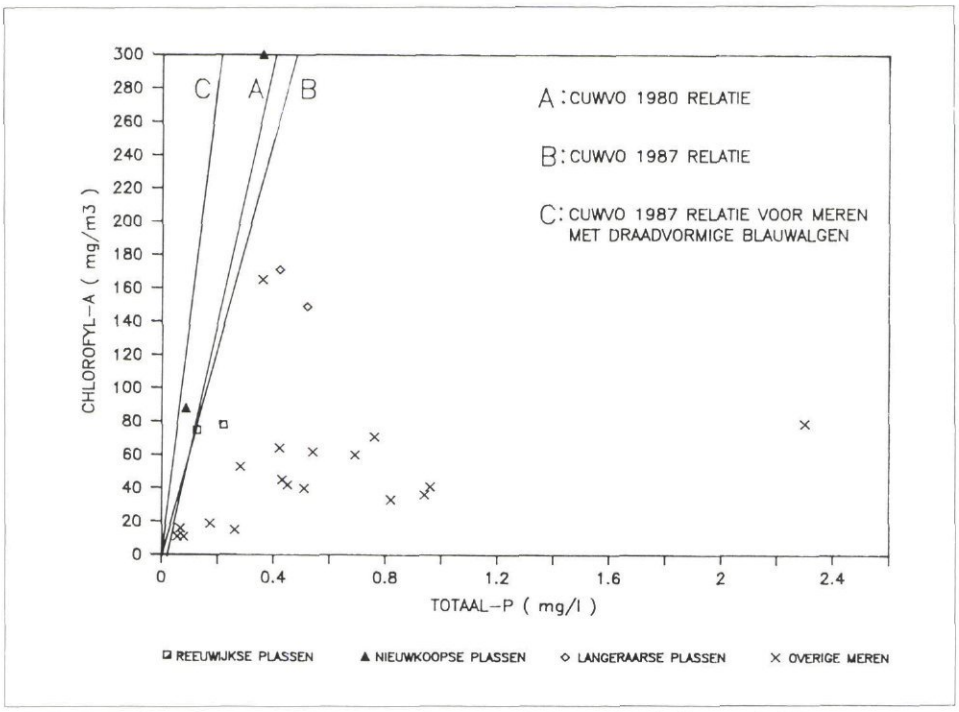


Afb. 1 - Het Hoogheemraadschap van Rijnland met de belangrijkste meren.

DRS. S. P. KLAPWIJK
Hoogheemraadschap van Rijnland, Technische Dienst, Hoofdafd. Waterbeheer

DRS. J. VAN DER DOES
Hoogheemraadschap van Rijnland, Technische Dienst, Hoofdafd. Waterbeheer

DRS. J. C. VAN DER VLUGT
Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Afdeling Aquatische Ecologie



Afb. 2 - Verband tussen zomergemiddelden chlorofyl-a en totaal fosfaat in de Rijnlandse meren in 1986.

in Nederland dan ook werden uitgenodigd projecten voor subsidiëring aan te melden zijn door Rijnland plannen ontwikkeld en ingediend voor de Reeuwijkse plassen, de Nieuwkoopse plassen en voor de Geerplas (onderdeel van de Langeraarse plassen). In dit artikel zal een overzicht worden gegeven van de eutrofiëringssituatie in Rijnland, waarbij gebruik gemaakt is van de zogenaamde CUWVO-relaties, die gebaseerd zijn op de eerste en tweede eutrofiëringsenquête van de CUWVO [CUWVO, 1980; Hosper, 1980; Janse et al., 1987; Lijklema et al., 1988]. Vervolgens wordt dieper ingegaan op de plannen, de uit te voeren maatregelen en de voorlopige resultaten (indien aanwezig) van de drie eerder genoemde projecten.

2. Ligging van Rijnlandse meren ten opzichte van CUWVO-relaties

Om een indruk te geven van de verscheidenheid aan trofieniveaus in Rijnland zijn in afb. 2 de verbanden weergegeven tussen het zomergemiddelde chlorofyl-a en totaalfosfaat in de diverse meren en plassen in het gebied. Tevens zijn hierin de CUWVO-relaties uit 1980 en 1987 afgebeeld (lijnen A, B en C in afb. 2). Uit deze afbeelding blijkt dat een groot aantal meren, die gelegen zijn in Rijnlands boezem (Kagerplassen, Braassemermeer, Westeinder plassen, Nieuwe Meer en Mooie Nel; afb. 1) ver rechts liggen van de in 1980 en 1987 vastgestelde CUWVO-lijnen, die het maximale (zomergemiddelde) chlorofyl-a gehalte weergeven bij een gegeven hoeveelheid fosfaat (lijnen A en B in afb. 2). Alleen al op grond van deze afbeelding zou de conclusie getrokken kunnen worden dat fosfaat in deze meren op dit moment geen belangrijke rol speelt als beperkende factor voor de algengroei.
De bewuste meren zijn gelegen in Rijnlands boezem, die in de zomer vooral gevoed wordt met eutroof Rijnwater en in de winter vooral gevuld is met – eveneens eutroof – polderwater [Van der Does & Klapwijk, 1987]. Alleen de Reeuwijkse en Nieuwkoopse plassen en de Amstelveense Poel liggen in de nabijheid van de lijnen, hetgeen aangeeft dat in deze plassen fosfaat – mogelijk naast andere stoffen – wel een belangrijke rol speelt voor de groeibeperking. Opvallend is dat in sommige plassen de punten zelfs links van de CUWVO 1980 lijn liggen, aangevend dat in deze plassen veel meer chlorofyl-a aanwezig is dan op grond van de fosfaatconcentraties verwacht zou mogen worden. Juist deze plassen worden gedomineerd door een permanente bloei van draadvormige blauwalgen, die blijkbaar zeer efficiënt met hun fosfaat kunnen omspringen en zeer hoge algenbiomassa's kunnen bereiken. Met name voor meren met een dergelijke algensamenstelling is naar aanleiding van de tweede CUWVO eutrofiëringsenquête een alternatieve relatie voorgesteld [Janse et al., 1987; Lijklema et al., 1988], waaraan deze meren redelijk voldoen (lijn C in afb. 2). Zie hieronder.

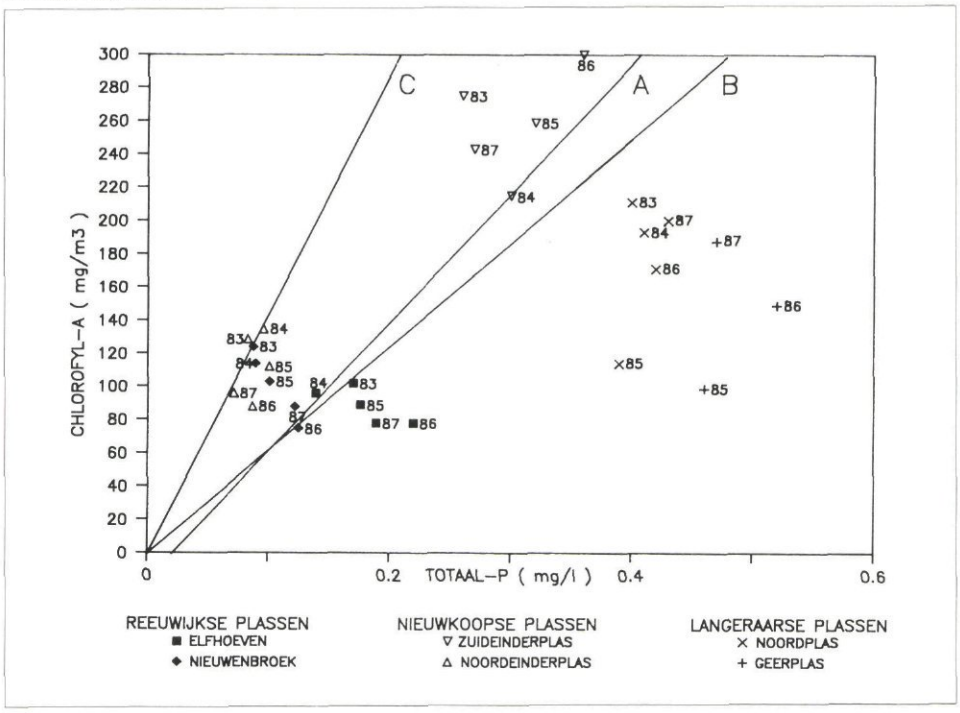
3. Integrale eutrofiëringsprojecten in Rijnland

In deze paragraaf zullen de bij Rijnland in ontwikkeling zijnde drie projecten worden toegelicht en zal de ontwikkeling van de waterkwaliteit in deze gebieden over de laatste jaren (1983-1987) nader worden besproken.

Reeuwijkse plassen

In de Reeuwijkse plassen (afb. 1) spitste het onderzoek zich vanaf 1983 toe op twee plassen, te weten Elfhoeven (112 ha) en Nieuwenbroek (110 ha). De verblijftijden van deze twee plassen zijn resp. 6 maanden en 2,5 jaar. Vóór de defosfatering was de fosfaatbelasting in Elfhoeven 1,6 g P/m²/jaar

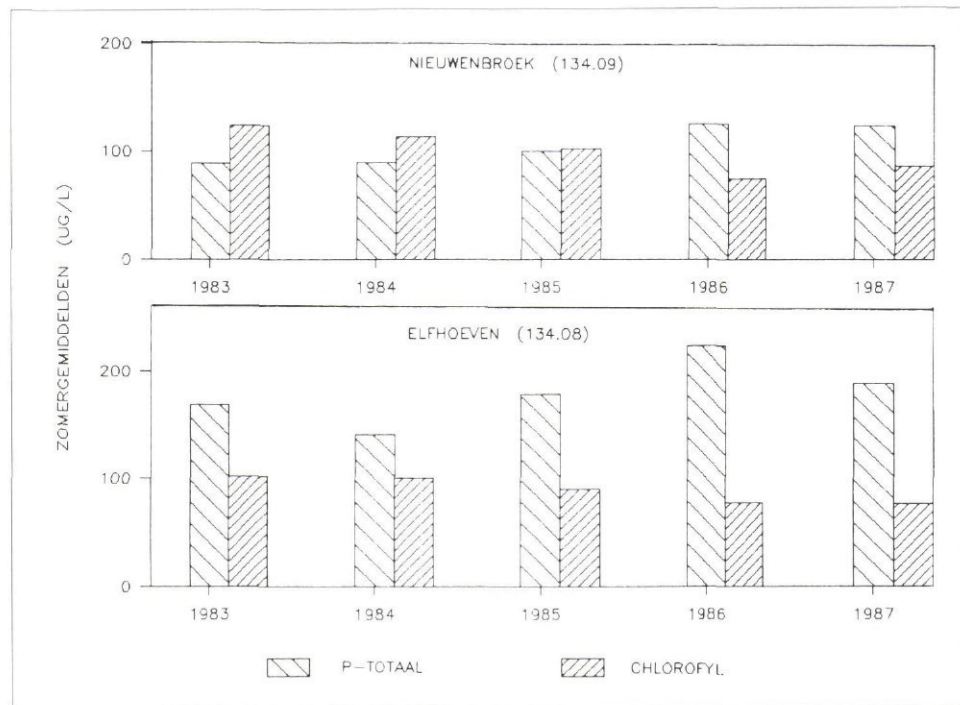
Afb. 3 - Verband tussen zomergemiddelden chlorofyl-a en totaal fosfaat in de Reeuwijkse, Nieuwkoopse en Langeraarse plassen in de periode 1983-1987.



en in Nieuwenbroek 0,5 g P/m²/jaar [Boulan et al., 1987]. De planktonsamenstelling in plas Elfhoeven is tamelijk divers, maar in plas Nieuwenbroek bestaat ze vrijwel uitsluitend uit draadvormige blauwalgen [Van der Vlugt et al., 1986]. Dit verklaart ook waarom de fosfaat-chlorofyl relaties in Elfhoeven vrij dicht bij de 'gewone' CUWVO-lijnen liggen, terwijl die van plas Nieuwenbroek links hiervan tegen de CUWVO 1987 lijn voor draadvormige blauwalgen liggen (afb. 3).

Peilbeheersing van de Reeuwijkse plassen vindt in belangrijk mate plaats via inlaat van water vanuit de Breevaart, waarop het effluent van de awzi Reeuwijk-Brug wordt geloosd. Vanaf april 1986 wordt op deze installatie gedefosfateerd. Hierdoor daalde de fosfaatconcentratie in de Breevaart van gemiddeld 0,8 mg P/l in de zomerhalfjaren van 1983-1985 naar 0,4 mg P/l in de zomerhalfjaren van 1986-1987. De totale P-belasting van de Reeuwijkse plassen nam hierdoor met 30% af, waardoor onder andere de bijdrage van de nog niet gerioleerde ongezuiverde lozingen verhoudingsgewijs toenam.

In 1986 en 1987 nam evenwel de fosfaatconcentratie in de plassen met 25% toe ten opzichte van de periode 1983-1985 (afb. 4). De hierbij behorende chlorofylconcentraties in 1986 en 1987 gaven echter een daling van 25% te zien ten opzichte van de jaren 1983-1985. Uiteraard is het verheugend dat de chlorofylconcentratie na de defosfatering is gedaald, maar het is niet zo logisch dat dit gebeurt bij een toenemende fosfaatconcentratie. Een verklaring voor de stijgende fosfaatconcentratie in het oppervlaktewater is zonder nauwkeurige stofbalans niet te geven. Op dit moment wordt dit nader onderzocht.

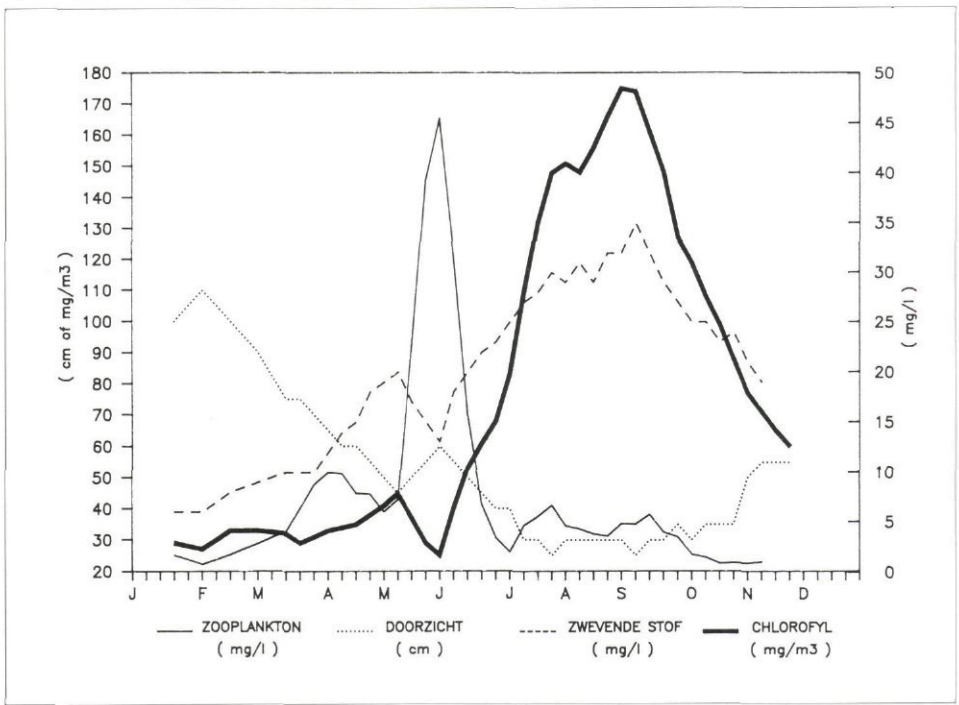


Afb. 4 - Totaal fosfaat en chlorofyl-a (zomergemiddelden) in de Reeuwijkse plassen van 1983-1987.

Alhoewel de twee onderzochte plassen in vergelijking met andere bij het CUWVO-onderzoek betrokken meren onderling weinig verschil in ligging vertonen ten opzichte van de CUWVO-lijnen (afb. 3), zijn de verschillen in absolute zin vrij groot [Van der Vlugt en Klapwijk, 1987]. In Nieuwenbroek, een typische blauwalgenplas komt bij een bepaalde hoeveelheid fosfaat meer chlorofyl voor dan in Elfhoeven. In Elfhoeven daarentegen is de zoöplanktonbiomassa op bepaalde momenten zo groot dat een duidelijke invloed op de ontwikkeling van het fytoplankton wordt waargenomen (afb. 5). In de periode mei-juni 1987 bijvoorbeeld gaat een sterke toename in de zoöplanktonbiomassa gepaard met een forse daling in het zwevende stof- en het chlorofylgehalte. Het doorzicht neemt gelijktijdig toe van 40 naar 60 cm. Dat het zoöplankton na 1 juni weer sterk in hoeveelheid afneemt is niet zo verwonderlijk omdat vanaf dat moment de jongste generatie plankton etende vis zijn invloed doet gelden.

Vanaf eind juni is de dynamiek in de zoöplanktonbiomassa weer bijna geheel verdwenen. Een met het afnemen van het zoöplankton gelijktijdig sterk toenemen van zowel chlorofyl als zwevende stof brengt het doorzicht weer snel terug naar 40 cm en later naar 30 cm. Andermaal geeft dit aan dat een hoge fosfaatconcentratie alleen niet altijd hoeft te leiden tot een hoge algenconcentratie. Andere factoren zoals de grootte van de zoöplanktonbiomassa en de aanwezigheid van een bepaalde vispopulatie kunnen eveneens bepalend zijn voor de uiteindelijke algenbiomassa. De in de plassen aanwezige brasem schakelt niet alleen het zoöplankton uit, maar zorgt er door zijn woelgedrag ook voor dat vooral in de zomer gesedimenteerd seston in de waterfase komt. Met het oog hierop worden plannen ontwikkeld om in 1988 in samenwerking met de

Afb. 5 - Zwevende stof, zoöplankton, doorzicht en chlorofyl-a in de plas Elfhoeven (Reeuwijkse plassen) in 1987.



Organisatie ter verbetering van de Binnenvisserij in één van de kleine plassen de brasempopulatie uit te dunnen. Gelijktijdig zal snoek worden uitgezet om een verdere uitbreiding van de witvis tegen te gaan.
In een aangrenzende even grote plas zal mogelijk $FeCl_3$ gedoseerd gaan worden om de zwevende stof te doen neerslaan en zo het doorzicht te verbeteren. Langs deze weg zal getracht worden de groei van hogere waterplanten te stimuleren en zo een geschikt biotoop te creëren voor de roofvispopulatie. Defosfateren is een maatregel die noodzakelijk is om de toevoer van fosfaat te verminderen, maar visstandbeheer lijkt even noodzakelijk om de vicieuze cirkel te doorbreken en een waterkwaliteitsverbetering te versnellen.

Nieuwkoopse plassen
Het Nieuwkoopse plassengebied (afb. 1) heeft binnen het Hoogheemraadschap van Rijnland de hoogste waterkwaliteitsdoelstelling vanwege de toegekende functie, namelijk natuurgebied met hoge aquatische waarde. Dit houdt in dat er indien mogelijk gestreefd moet worden naar waterkwaliteitsklasse II (zomergemiddelde chlorofyl-a < 25 mg/m^3). De huidige waterkwaliteit in het gebied wordt gekarakteriseerd door een gradiënt situatie van slecht vanaf het inlaatpunt bij de Ziendesluis in het zuidwesten tot redelijk naar het noordoosten. Van de grote open wateren is de Zuideinderplas sterk eutroof. Het zomergemiddelde van het chlorofyl-a gehalte in 1986 bedroeg 300 mg/m^3, hetgeen extreem hoog genoemd mag worden bij een zomergemiddeld totaalfosfaatgehalte van 0,36 mg P/l. De Noordeinderplas daarentegen is minder eutroof, het chlorofyl-a gehalte varieert rond de 100 mg/m^3, terwijl het zomergemiddelde van het totaalfosfaatgehalte kleiner is dan 0,1 mg P/l. Beide genoemde plassen worden gekenmerkt door een permanente dominantie van blauwalgen (*Lyngbya limnetica* en *Oscillatoria redekei*).
Bij vergelijking van de chlorofyl- en fosfaatgegevens van de periode 1983-1987 met de CUWVO-lijn van 1980 blijkt duidelijk, dat de Zuideinderplas en de Noordeinderplas links van de lijn (A) zijn gelegen (afb. 3). Nog slechts één punt ligt aan de linkerzijde van de nieuwe CUWVO-lijn (C) van 1987 voor plassen die gedomineerd worden door draadvormige blauwalgen. In de Zuideinderplas lijkt de eutrofiëring tot aan 1986 toegenomen. In de Noordeinderplas is het fosfaatgehalte geleidelijk gedaald tot circa 0,07 mg P/l in 1987. Ondanks deze relatief lage waarden voor het fosfaat zijn de blauwalgen de dominante algensoort gebleven. Dit is niet in overeenstemming met de verwachting van Lijklema et al. [1988], die geen dominantie van blauwalgen verwachten bij een fosfaatgehalte lager dan 0,08 mg P/l. Naar onze mening zijn er echter in Nederland onvoldoende waarnemingen beschikbaar om het gedrag van blauwalgen bij lage fosfaatconcentraties te voorspellen.

Voor de Nieuwkoopse plassen is een gecompliceerd plan gereed om het ingelaten water te defosfateren, het landbouwgebied te scheiden van het plassengebied, het beperken van de waterdoorvoer naar omringende polders en het rioleren en/of opvangen van ongezuiverde lozingen. Aan dit plan zal binnenkort een apart artikel in dit blad worden gewijd. De externe P-belasting van het doelgebied zal door de voorgestelde maatregelen worden verlaagd van 0,92 g P/m^2/jaar naar circa 0,18 g P/m^2/jaar.

Geerplas
De Langeraarse plassen (afb. 1) bestaan uit 3 onderling met een enkele doorgang verbonden plassen met een gezamenlijke oppervlakte van 174 ha, waarbij de meest noordelijk gelegen Geerplas circa 25 ha groot is, exclusief de 20 ha grasland, moerasbos en trilveen, dat deze plas omringt. De Geerplas met omringend gebied vormt een natuurgebied, dat voor het grootste gedeelte eigendom is van Staatsbosbeheer. De Langeraarse plassen zijn vanouds zeer sterk geëutrofieerd en zijn zomer en winter erg troebel door het dominant voorkomen van – met name draadvormige – blauwalgen (onder andere *Oscillatoria agardhii*), waardoor de plassen een zeer geringe zichtdiepte hebben (<25 cm). De fosfaat-, stikstof- en chlorofylgehaltes zijn erg hoog (gemiddeld respectievelijk circa 0,4 mg P/l, 3,6 mg N/l en 200 mg Chl/m^3) als gevolg van vroegere lozingen van huishoudens en groenteverwerkende bedrijven. Hoewel deze lozingen al een aantal jaren geleden gesaneerd zijn, is nog geen duidelijke verlaging van de fosfaat- en chlorofylgehaltes te zien in de loop van de jaren (afb. 3).
Op deze afbeelding liggen de fosfaat-chlorofylpunten voor de Langeraarse plassen rechts van de CUWVO-lijnen, waarschijnlijk omdat de algengroei wordt beperkt door licht. Al vanaf het begin van deze eeuw maken beroeps- en sportvissers zich zorgen om de toegenomen verbraseming van de plassen [Redeke, 1923; Hofstede & Blok, 1964].
De externe fosfaatbelasting is op dit moment niet bijzonder hoog meer (circa 0,9 g P/m^2/jaar), doordat de groenteverwerkende bedrijven zijn gesaneerd of verhuisd en de bebouwing vrijwel geheel is gerioleerd, in tegenstelling tot de interne P-belasting vanuit de bodem die wel extreem hoog is (4,1 g P/m^2/jaar; [Waterloopkundig Laboratorium, 1985]). Het sediment heeft in de loop der jaren zoveel fosfaat geaccumuleerd, dat iedere zomer een grote algenbloei in stand wordt gehouden door uit het sediment bij stijgende pH (als gevolg van de algengroei) vrijkomend fosfaat. In het najaar zakt dit fosfaat (in dode algencellen) weer naar de bodem en kan daaruit het volgende jaar opnieuw vrijkomen. Met name de fosfaatconcentratie in de bovenste 25 cm van het sediment is relatief hoog. Uit bioassays met sediment is gebleken [Hoogheemraadschap van Rijnland, 1984] dat niet alleen de fosfaatconcentratie in het sediment afneemt met de diepte, maar dat ook de relatieve beschikbaarheid voor algengroei minder wordt bij grotere diepte.
Om de jaarlijkse groeicyclus te doorbreken, is het dus noodzakelijk dat de bovenste sedimentlaag wordt verwijderd. Daarom is voor het noordelijkste en meest geïsoleerd liggende deel van de plassen, de Geerplas, een integraal eutrofiëringsplan opgesteld en uitgewerkt door het ingenieursbureau Oranjewoud bv [Oranjewoud, 1987], dat de volgende maatregelen omvat:
a. Isoleren van de Geerplas van de overige Langeraarse plassen door het afsluiten van de enige verbinding met de zuidelijker gelegen plas. Er zal wel een mogelijke doorgang voor roeiboten blijven bestaan. De Geerplas krijgt bovendien een eigen waterinlaat vanuit, en een bemaling naar de Drecht.
b. Baggeren van de bovenste fosfaatrijke sliblaag (123.000 m^3) met een speciale 'stofzuiger'-techniek. Voorkomen moet namelijk worden dat door opwoeling tijdens baggeren het slib alsnog fosfaat afgeeft.
c. Defosfateren van het in de zomer voor het peilbeheer noodzakelijk in te laten Drechtwater (circa 100.000 m^3/jaar). Hierdoor zal het fosfaatgehalte van het inlaatwater naar verwachting dalen van 0,71 mg P/l naar 0,14 mg P/l.
d. Na de defosfateringsinstallatie zal het inlaatwater nog geleid worden door een zogenaamd helofytenmoeras, bijv. riet, waarin nog een extra nareiniging zal plaatsvinden. Hierdoor zal nog eens een fosfaatreductie van 15% tot 40% mogelijk zijn.
Als al deze maatregelen zijn uitgevoerd zal de fosfaatbelasting van de Geerplas naar verwachting zijn teruggebracht tot circa 0,08g P/m^2/jaar, hetgeen extreem laag is.

4. Tot besluit

Voor bovengenoemde plannen heeft Rijnland een subsidietoezegging ontvangen in de investeringskosten van de ministeries van V & W en L & V, terwijl daarnaast het ministerie van VROM zal bijdragen in de exploitatiekosten van de fosfaatverwijdering. Alle eutrofiëringsprojecten worden begeleid door projectgroepen, waarin behalve Rijnland en de subsidiegevende ministeries ook de

• *Slot op pagina 493*

Restauratieproject Ankeveense en Kortenhoefse Plassen

Samenvatting en conclusies
Ten aanzien van het proefproject integrale bestrijding eutrofiëring Ankeveense en Kortenhoefse Plassen is in principe besloten tot vervanging van het gebiedsvreemd, nutriëntenrijk boezemwater door gebiedseigen, nutriëntenarm kwelwater uit de randzone van de Horstermeerpolder. In een gemiddeld jaar kan met het zoete kwelwater uit de randzone van de Horstermeerpolder voorzien worden in de waterbehoefte van de omliggende polders. Hiermee is een aanzienlijke reductie mogelijk in de P-belasting. Uit de P-balansstudie blijkt dat met deze alternatieve suppletie en met de reeds uitgevoerde saneringsmaatregelen op het gebied van de afvalwaterlozingen de P-belasting kan worden teruggebracht tot niveaus die doorgaan voor maximaal toelaatbaar bij de geldende beleidsdoelstellingen. Verder blijkt dat dit plan, uitgaande van de huidige waterhuishouding, technisch haalbaar is, zij het dat, met het oog op de kwaliteit van het kwelwater alsook op de agrarische belangen in de Horstermeerpolder, het plan moet worden uitgebreid met eenvoudige waterbehandelingsvoorzieningen en doorspoelvoorzieningen voor het centrum van de Horstermeerpolder; dit laatste met het oog op verziltingsbestrijding ten behoeve van de landbouw. Voor wat betreft de plassen moet in elk geval voor de Kortenhoefse Plassen en waarschijnlijk de Hollands Ankeveense Plassen rekening gehouden worden met aanvullende baggermaatregelen.

1. Inleiding

Van de Vechtplassen rond de Horstermeerpolder (afb. 1), vanouds bekend vanwege de bijzondere ecologische waarden, is de laatste decennia de waterkwaliteit sterk verslechterd. In ecologisch opzicht voltrok zich een sterke verarming en nivellering. Ongewenste eutrofiëringsverschijnselen namen toe; van helder water en kwel afhankelijke vegetatietypen namen af of verdwenen. De belangrijkste oorzaken van deze ontwikkeling zijn:

P. J. T. VERSTRAELEN
Zuiveringsschap Amstel- en Gooiland

R. M. M. ROIJACKERS
Landbouwuniversiteit Wageningen, Vakgroep WaterZuivering, Sectie Hydrobiologie

J. E. F. LANDMAN
Zuiveringsschap Amstel- en Gooiland

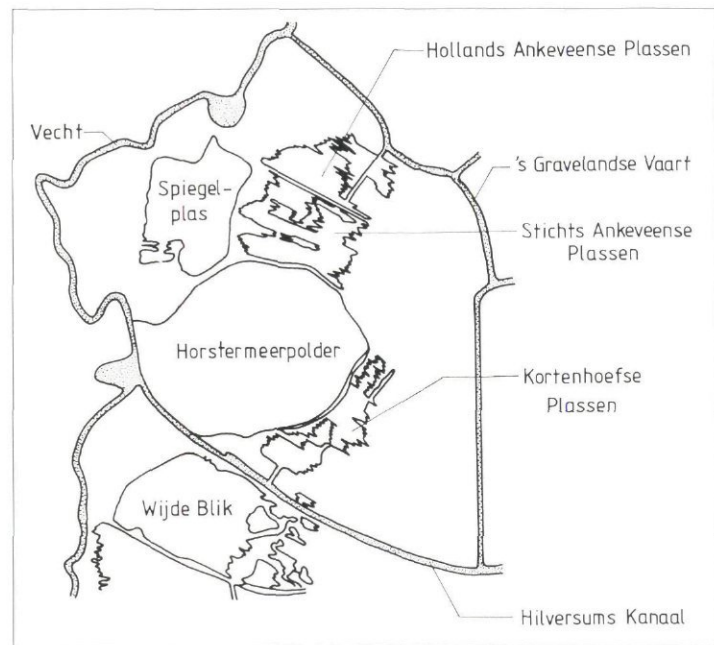
afname van de ondiepe grondwaterkwel, de als gevolg daarvan noodzakelijke inlaat van gebiedsvreemd, nutriënten- en chloriderijk Vechtwater en/of IJmeerwater, alsook de lozing van afvalwater.
Onderzoek naar alternatief waterbeheer, gericht op het herstel van de plassen, wees uit, dat vervanging van de huidige suppletie door zoet kwelwater uit de randzone van de Horstermeerpolder, de voorkeur genoot, vanwege de goede kwaliteit en het gebiedseigen karakter [5,10]. De nadere invulling van deze beheersvariant is vervolgens in de periode 1986-1987 onderzocht en momenteel bevindt het project zich in de bestekfase.
In verband met de ver voortgeschreden eutrofiëring en verzilting van de plassen is het beleid gericht op een zo snel mogelijke sanering van de bestaande afvalwaterlozingen en het stopzetten van de inlaat van Vechtwater. Dit doel is in 1986 met de inbedrijfstelling van de regionale rwzi-Horstermeer en de verregaande riolering in de verschillende buitengebieden slechts gedeeltelijk gerealiseerd [4].
Van belang is voorts dat de Ankeveense en Kortenhoefse Plassen zijn aangemerkt als zogenaamd categorie 1 gebied, waarvoor de aanpak van de fosfaatbelasting een hoge prioriteit heeft, omdat deze naar verwachting een significante verbetering zal bewerkstelligen in de trofietoestand. Mede in verband hiermee is het restauratieproject Ankeveense en Kortenhoefse Plassen door de ministeries van Landbouw en Visserij, Verkeer en Waterstaat en Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu aangewezen als één van de proefprojecten voor integrale eutrofiëringsbestrijding die in aanmerking komen voor subsidie van de stichtingskosten van de te nemen waterhuishoudkundige en zuiveringstechnische maatregelen. In dit artikel wordt ingegaan op de eerste resultaten van het voorbereidend onderzoek.

2. Geohydrologie

De geohydrologische situatie kan in het kort als volgt worden geschetst. Neerslag in de Gooische stuwwal infiltreert de pleistocene bodem en stroomt voor een deel over de eerste waterscheidende laag af naar de lager gelegen Vechtstreek.
Plaatselijk kan het grondwater aan de oppervlakte treden onder invloed van een opwaarts gerichte druk (grondwaterkwel). De tweede waterhoudende laag voert brak water van marine oorsprong. Ter hoogte van het centrum van de Horstermeerpolder ontbreekt de eerste waterkerende kleilaag; daar is sprake van brakke kwel.

3. Uitgangssituatie

Waterkwaliteit
Afb. 2 geeft het verloop in de gehaltes aan totaal-P en chlorofyl-a. De verschillen in trofieniveau zijn evident. De fosfaatgehaltes zijn laag in de Stichts Ankeveense Plassen, resulterend in een gelimiteerde algengroei. In de Kortenhoefse Plassen en in mindere mate in de Hollands Ankeveense Plassen zijn de nutriëntengehalten echter hoog. Dit uit zich in de hoge algengroei. De opheffing van



Afb. 1 - Situering van de Ankeveense en Kortenhoefse Plassen.

Tabel I – *Gemiddelde fosfaatbelasting.*

	Kortenhoefse Plassen (bergingsoppervlakte circa 710 ha)			Hollands Ankeveense Plassen (bergingsoppervlakte circa 215 ha)			Stichts Ankeveense Plassen (bergingsoppervlakte circa 200 ha)		
	voor 1984	1987	na 1992	voor 1984	1987	na 1992	voor 1984	1987	na 1992
P-belasting in kg/jaar:									
IN:									
Neerslag op open water	440 (100)	440 (100)	440 (100)	170	170	170	190	190	190
Inlaat: – Vecht	4.540 (700)	4.540 (700)	– (–)	–	–	–	–	–	–
– 's-Grav. Vaart	3.150 (3.150)	– (–)	– (–)	740	740	–	1.150	1.150	–
– Spiegelglas	– (–)	– (–)	– (–)	–	–	–	220	220	–
– Horstermeerpolder	– (–)	– (–)	520 (100)	–	–	60	–	–	290
Uit- en afspoeling	1.950 (460)	1.950 (460)	1.950 (460)	310	310	310	540	540	540
Kwel (m.n. dijkkwel vanuit 's-Grav. Vaart)	2.400 (2.400)	2.400* (2.400)*	360* (360)*	2.290	2.290*	340*	850	850*	130*
Lozingen	3.180 (2.970)	320 (90)	320 (90)	440	130	130	770	–	–
UIT:									
Uitslag: – Vecht	390 (–)	390* (–)	390* (–)	580	580*	580*	–	–	–
– 's-Grav. Vaart	2.450 (–)	2.450* (–)	2.450* (–)	–	–	–	–	–	–
– Spiegelglas	– (–)	– (–)	– (–)	–	–	–	–	–	–
Retentie	12.820 (9.780)	6.810 (3.750)	750 (1.110)	3.370	3.060	430	3.720	2.950	1.150
Belasting in $g \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$	1,8 (5,2)	1,0 (2,0)	0,1 (0,6)	1,6	1,4	0,2	1,9	1,5	0,6
Max. toelaatbare P-belasting		0,4 - 0,8			0,1 - 0,2			0,4 - 0,8	

( ) Noordwestzijde Polder Kortenhoef (bergingsopp. circa 187 ha) * geleidelijk afnemend

de rwzi's Bussum en Hilversum-west blijkt een ingrijpend effect te hebben op de nutriëntengehaltes in de 's-Gravelandse Vaart. De gevolgen daarvan en van de omvangrijke sanering van ongezuiverde huishoudelijke afvalwaterlozingen voor de waterkwaliteit van de plassen blijft, afgezien van een geringe doch significante daling in het P-gehalte van de Kortenhoefse Plassen, echter nog uit.

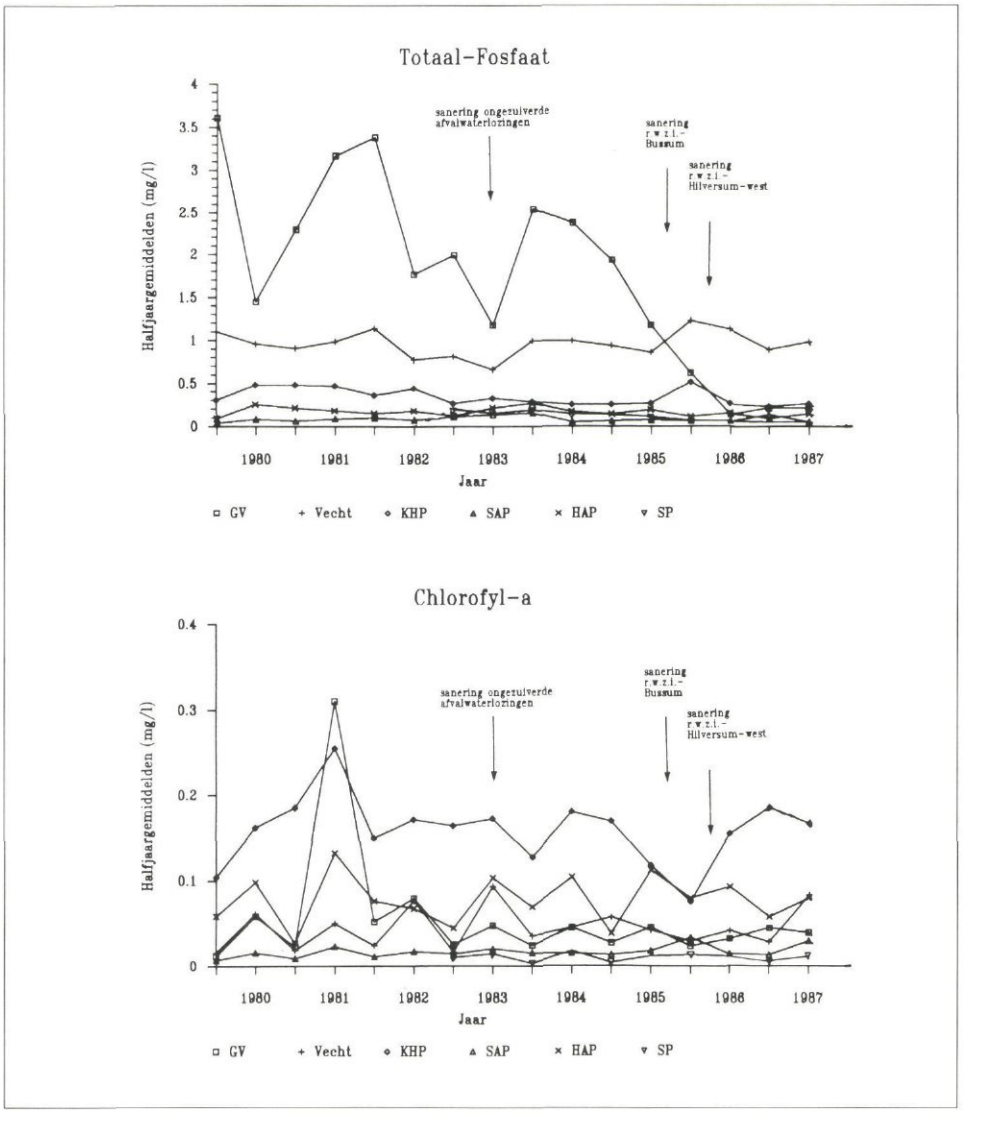
Uit onderzoek naar de samenstelling van de levensgemeenschappen van hogere waterplanten en fytoplankton blijkt dat de Stichts Ankeveense Plassen hun oorspronkelijke mesotrofe karakter grotendeels behouden hebben. Daarentegen zijn de Hollands Ankeveense Plassen en de Kortenhoefse Plassen wel sterk beïnvloed door het suppletiewater en zijn ze respectievelijk eutroof en hypertroof [6, 12].

Waterhuishouding

Voor de Horstermeerpolder, de Kortenhoefse Polder, de Hollands Ankeveense Polder en de Stichts Ankeveense Polder zijn waterbalansen opgesteld om inzicht te krijgen in de haalbaarheid van het restauratieplan [2, 5, 10, 11].

De relatief diep gelegen Horstermeerpolder (zomerpeil NAP –3,45 m) bezit op jaarbasis een wateroverschot van 34,8 miljoen m^3. Hiervan bestaat ongeveer de helft uit zoete kwel (<100 mg Cl^-/l); in de vier droge maanden is dit ruim 5 miljoen m^3. De waterhuishouding van de polders waarin de beschouwde plassen liggen hangt nauw samen met de ligging ten opzichte van de Horstermeerpolder. De Stichts Ankeveense Polder (zomerpeil NAP –1,35 m) en de noordwestzijde van de Polder Kortenhoef (zomerpeil NAP –1,18 m) grenzen direct aan de Horstermeerpolder en kennen dan ook

Afb. 2 - Totaal-P en chlorofyl-a (halfjaargemiddelden) in de drie Vechtplassen (KHP = Kortenhoefse Plassen; HAP = Hollands Ankeveense Plassen; SAP = Stichts Ankeveense Plassen) en de voornaamste suppletiebronnen (GV = 's-Gravelandse Vaart; SP = Spiegelglas).



een permanent watertekort. Daarentegen bezitten de Hollands Ankeveense Polder (zomerpeil NAP –1,26 m) en de zuidoostzijde van de Polder Kortenhoef gedurende het natte seizoen een wateroverschot.
De waterbalans van de Hollands Ankeveense Polder is in de zomerperiode in principe in evenwicht.

Fosfaatbalansen
Tabel I geeft de gemiddelde P-belasting van de polders Kortenhoef en Ankeveen in de periode voorafgaand aan de sanering (voor 1984), volgend op de sanering (peiljaar 1987) en tenslotte na de realisatie van de suppletie met zoet kwelwater uit de Horstermeerpolder (peiljaar 1992).
Vanwege de grote interne verschillen in waterhuishouding en P-belasting is voor de polder Kortenhoef tevens een beeld geschetst van het deelgebied noordwest.
Het blijkt dat de sinds 1983 gerealiseerde sanering van de bestaande afvalwaterlozingen reeds tot aanzienlijke reducties in P-belasting heeft geleid. Uitgaande van de maximaal toelaatbare P-belasting voor de verschillende plassen [1], blijven de resterende P-belastingen echter zo groot dat van P-limitatie in de situatie van 1987 geen sprake kan zijn. De belangrijkste resterende posten zijn dijkkwel vanuit de 's-Gravelandse Vaart, de inlaat van suppletiewater en de uit- en afspoeling vanuit het landoppervlak.
De dijkkwel zal geleidelijk afnemen onder invloed van de gesaneerde effluentlozingen. Voorlopig wordt rekening gehouden met een uiteindelijke reductie in de P-belasting via deze bron evenredig aan die in de 's-Gravelandse Vaart. De uit- en afspoeling wordt beschouwd als een constante belastingspost. De belasting via de inlaat van suppletiewater daarentegen kan verder worden teruggedrongen middels vervanging van de huidige suppletiebronnen door zoet kwelwater uit de Horstermeerpolder.
Met een P-gehalte ≤0,1 mg/l in het nieuwe suppletiewater wordt de P-belasting teruggebracht tot waarden die lager zijn dan of liggen rond de waarden die gelden als maximaal toelaatbaar.

4. Strategie

Uit eerder genoemde waterbalansstudies blijkt dat de vervanging van suppletie met boezemwater door zoet kwelwater uit de randzone van de Horstermeerpolder uitzicht biedt op het herstel en behoud van de goede waterkwaliteit van de drie Vechtplassen.
Op grond hiervan is besloten deze optie nader uit te werken [5, 10], waarbij twee punten centraal staan: de technische haalbaarheid, alsook de factoren die kunnen leiden tot vertraging of zelfs tenietdoen van de beoogde doelstellingen. De technische haalbaarheid omvat onderzoek naar de mogelijkheden het zoete kwelwater uit de randzone van de Horstermeerpolder te winnen en af te voeren naar de drie plassen waarbij tevens de agrarische belangen met name in de Horstermeerpolder ruime aandacht dienen te krijgen. Dit laatste in verband met het effect van een toename van de verzilting in het centrale deel van de polder. Het tweede punt gaat in op de eutrofiëringsproblematiek met daarin als leidraad een aantal uitgangspunten die wellicht kunnen leiden tot aanvullende maatregelen die op hun beurt op laboratorium en/of veldschaal alsook aan de beschikbare literatuur getoetst moeten worden. Onder 5 en 6 wordt op een en ander nader ingegaan.

5. Waterhuishouding in de Horstermeerpolder

Waterkwantiteit
Het kwelwater in de Horstermeerpolder is in het centrum brak (plaatselijk > 4.000 mg Cl^-/l) en in de randgebieden zoet (<100 mg Cl^-/l). Om het zoet water te kunnen winnen wordt de polder gedurende de droge periode middels schuiven verdeeld in een drietal aparte bemalingsgebieden [7, 9]:
– een noordelijk bemalingsgebied dat overtollig (zoet) water uitslaat naar de Ankeveense Plassen;
– een zuidelijk bemalingsgebied dat overtollig (zoet) kwelwater uitslaat naar de Kortenhoefse Plassen;
– een centrumgebied dat via het bestaande gemaal overtollig (brak) water uitslaat op de Vecht.
De huidige afwateringssituatie is computermatig gesimuleerd. Na calibratie is dit model gebruikt om de toekomstige situatie te simuleren. Daarnaast is een grondwatermodel ontwikkeld om, uitgaande van de grondwaterhuishouding in de Gooi- en Vechtstreek [7, 8], grondwaterstromingspatronen en -hoeveelheden te berekenen. De hoeveelheden voor suppletie beschikbaar water zijn weergegeven in tabel II en vergeleken met de benodigde hoeveelheden water in 1987 (huidige situatie), 1990 (situatie na de realisatie van het suppletieplan) en 1996 (situatie na de reductie van de grondwaterwinningen in het Gooi). De totale hoeveelheid zoet kwelwater (Cl^- < 100 mg/l) bedraagt circa $17 * 10^6$ m³ per jaar.

Uit tabel II blijkt dat de Horstermeerpolder omstreeks 1996 op basis van een gemiddeld jaar vrijwel geheel kan voldoen aan de waterbehoefte van de omliggende polders.

Waterkwaliteit in de noordelijke en zuidelijke bemalingsgebieden
Uit nadere analyse van gegevens omtrent de kwaliteit van het toekomstige suppletiewater volgde [13], dat het chloridegehalte binnen de beoogde randzone van de Horstermeerpolder overal voldoet aan de gestelde eisen (<110 mg/l) in tegenstelling tot het zuurstofgehalte (eis: >5 mg/l) dat, onder invloed van de kwel, overal te laag is. Het ijzergehalte (eis: <2 mg/l) is hoog tot zeer hoog (gemiddeld 7 mg/l; range: 3 tot 20 mg/l) en het fosfaatgehalte (eis: totaal-P < 0,1 mg/l) varieert sterk in ruimte en tijd (gemiddeld 0,16 mg/l; range: 0,07 tot 0,40 mg/l). Met het oog op deze resultaten zijn in het plan eenvoudige waterbehandelingsvoorzieningen zoals beluchting en bezinking opgenomen.

Tabel II – *Beschikbare en benodigde hoeveelheden zoet kwelwater (10^6 m³ per jaar).*

	Beschikbaar	Benodigd 1987	1990	1996
Noordelijk bemalingsgebied:				
– gehele jaar	3,7	2,9	2,9	2,6
– natte periode	2,5	1,0	1,0	1,0
– droge periode	1,2	1,9	1,9	1,8
Zuidelijk bemalingsgebied:				
– gehele jaar	13,3	10,1	7,0	5,8
– natte periode	8,9	4,1	2,0	1,2
– droge periode	4,4	6,0	5,0	4,6

Waterkwaliteit in het centrum
De chloridegehaltes in het centrum van de Horstermeerpolder zullen, onder invloed van de zoetwaterwinning in de randgebieden, toenemen. Dit betekent dat de agrarische gebruiksmogelijkheden, die toch al beperkt zijn, verder zullen afnemen. Daarom is het plan uitgebreid met doorspoelvoorzieningen, waarbij IJmeerwater door het centrumgebied van de polder wordt geleid.

6. Aanvullende beheersmaatregelen in de Vechtplassen

Sedimentsamenstelling
Uit de fosfaatbalans en de waterkwaliteitgegevens blijkt dat in de drie plassen fosfaat accumuleert in het sediment. Omdat dit fosfaat onder omstandigheden weer in oplossing kan gaan, is de potentiële fosfaatnaleveringscapaciteit van het sediment onderzocht. Het slib in de drie plassen is circa 10 (SAP), 35 (HAP) en 70 cm (KHP) dik, heeft een laag drogestofgehalte (<10%) en bezit een hoog organisch stofgehalte (>50%).

In tabel III zijn de totaal-P-gehaltes in het slib alsook de door algen tijdens bioassays gemobiliseerde P-fracties samengevat.
De gehaltes geven een indruk van de petgaten binnen de drie polders. Waarschijnlijk

Tabel III – *Totaal-P en biobeschikbaar P van het sediment.*

	Totaal-P (mg P/g d.s.)	Biobeschikbaar P (mg P/g d.s.)	(% totaal-P)
SAP	1,2- 2,0	0,2-0,3	12 - 22
KHP	0,5- 4,6	0,1-0,9	10 - 65
HAP	3,5-14,7	1,0-9,3	29 - 63

zijn de gehalten in het sediment van de plassen lager.
De gevonden totaal-P-gehaltes in het slib zijn vergeleken met andere plassen in West-Nederland hoog, evenals de percentages biobeschikbaar P [3]. Uitgaande van de gemiddelde slibdikten moet in de toekomst rekening gehouden worden met vertraging van het herstel van de plassen als gevolg van fosfaatnaleveringsprocessen vanuit het sediment.

Enclosure-experimenten
Om een beter inzicht te krijgen in het effect van de voorgenomen waterhuishoudkundige maatregelen zijn in het onderzoekprogramma semi-praktijkproeven opgenomen. Hierbij zijn in een aantal geïsoleerde cilinders (enclosures met een diameter van 1,75 m) twee beheersvarianten getoetst:
1. Suppleren met zoet kwelwater uit de Horstermeerpolder en
2. als onder 1., uitgebreid met verwijderen van de sliblaag [14].

Suppletie met zoet kwelwater resulteert in beduidend lagere P-gehaltes, wanneer tevens de sliblaag verwijderd wordt. Bij de fosfaatnalevering speelt opwerveling van het slib door de wind en andere processen (bioturbatie e.d.) een belangrijke rol.
Omdat in de toekomstige situatie wordt uitgegaan van uitsluitend peilhandhaving en geen doorspoeling, moet rekening gehouden worden met een aanzienlijke vertraging in het herstelproces tenzij aanvullende baggermaatregelen genomen worden. Tenslotte is uit de enclosure-experimenten ook gebleken dat het wegbaggeren van de sliblaag kan leiden tot een toename van de wegzijging vanuit de plassen en derhalve een toename van de kwel in de randzone van de Horstermeerpolder.

Literatuur

1. Janse, J. H., Lijklema, L. en Roijackers, R. M. M. (1987). *Concept-rapport Vergelijkend Onderzoek naar de Eutrofiëring Nederlandse Meren en Plassen.* LU Wageningen/RIZA, Dienst Binnenwateren.
2. Koster, J. C. H. (1982). *Water- en fosfaatbalans van de Hollands-Ankeveense Plas.* Vakgroep Gezondheidstechniek, Technische Hogeschool Delft.
3. Klapwijk, S. P., Kroon, J. M. W. and Meijer, M. L. (1982). *Available phosphorus in lake sediments in The Netherlands.* Hydrobiologia (92), 491-500.
4. Prins, E. G. M. en Verstraelen, P. J. T. (1986). *Waterbeheer in de Noordhollandse Gooi- en Vechtstreek.* H_2O (19), 213-217.
5. Provinciale Waterstaat van Noord-Holland (1985). *Inventarisatie watervoorzieningsmogelijkheden in de zone tussen Gooi en Vecht.*
6. Roijackers, R. M. M. and Verstraelen, P. J. T. (1988). *Ecological investigations in three shallow lakes of different trophic level in The Netherlands.* Verh. Internat. Verein. Limnol. (23), 489-495.
7. Schouten, P. H., Verstraelen, P. J. T. and Buntsma, J. J. (1987). *Restoration of the Vecht Lakes Ecosystems surrounding the Horstermeerpolder: a feasibility study.* Symposium Proceedings Agrohydrology, International Agricultural Centre Wageningen, The Netherlands.
8. Witmer, M. C. H. (1986). *Management of ground water and surface water resources in the infiltration area 'Het Gooi' and adjacent wetlands. In:* I.A.H.S. Publ. no. 156, Conjunctive water s.e., Proceedings of the Budapest symposium, July.
9. Witteveen en Bos (1987). *Wateraanvullingsproject Horstermeerpolder en omliggende polders.*
10. Zuiveringschap Amstel- en Gooilang (1985-a). *Alternatieve watervoorziening van de Kortenhoefse en de 's-Gravelandse Polder.*
11. Zuiveringschap Amstel- en Gooiland (1985-b). *Aanzet tot een waterkwaliteitsmodel voor de Kortenhoefse Plassen.* Verslag in het kader van een post-doctorale stage door J. Janse.
12. Zuiveringschap Amstel- en Gooiland (1986). *De waterkwaliteit in de Noordhollandse Ondiepe Vechtplassen 1978-1984.*
13. Zuiveringschap Amstel- en Gooiland/Landbouwuniversiteit Wageningen (1985(1)). *Fosfaatnaleveringscapaciteit van het onderwatersediment in de Kortenhoefse Plassen.* Verslag van een praktijk- en doctoraalonderzoek door J. Freije.
14. Zuiveringschap Amstel- en Gooiland/Landbouwuniversiteit Wageningen (1986). *Effect-analyse suppletie Kortenhoefse Plassen met zoet kwelwater uit de randzone van de Horstermeerpolder.*

• • •

Eutrofiëring in Noordwest-Overijssel
• *Slot van pagina 473*

tot succes in de bestrijding van de algengroei zou kunnen leiden. Aangezien het bij fosfaat om de minst moeilijk te beheersen verontreinigingsbron gaat, lijkt een aanpak van de fosfaatemissie het meest voor de hand liggend. Door de CUWVO [1987] wordt daarbij voor meren met een dominantie door blauwalgen aanbevolen om het fosfaatgehalte te doen dalen tot minder dan 0,08 mg P/l.
Voor Noordwest-Overijssel zou dit betekenen dat de fosfaatbelasting nog eens met circa 20 ton P per jaar verminderd zou moeten worden, er van uitgaande dat de interne fosfaatbelasting niet zal stijgen.
Deze reductie is alleen te bereiken door defosfatering van oppervlaktewater (tabel II).
Gezien het belang van een goede waterkwaliteit in Noordwest-Overijssel heeft het zuiveringschap zich in beginsel positief uitgesproken om in het kader van de bijdrageregeling van het ministerie van VROM een maatregel te nemen die het defosfateren van circa 60-100 miljoen m^3 (oftewel het elimineren van 15-20 ton P) behelst. Gezien de grote schaal van deze maatregel bleek een grondige voorstudie naar de praktische haalbaarheid noodzakelijk. Dit heeft er toe geleid dat er een veldexperiment heeft plaatsgehad en dat er momenteel een modelstudie wordt uitgevoerd. Overigens wordt de maatregel gezien als symptoombestrijding voor de korte termijn. Het wordt gewenst geacht om op langere termijn de verontreinigingsbronnen zelf aan te pakken.
Bovenvermelde maatregel om de fosfaatbelasting te reduceren zal echter niet op zichzelf kunnen staan. Vooral wanneer ook de natuurwaarden in de gebieden die in de periferie van de Beulaker- en Belterwijde zijn gelegen hersteld en behouden moeten worden, zijn ingrepen nodig om onder meer de wegzijging vanuit het boezemgebied en de vermindering van de kwel naar het boezemgebied tegen te gaan.

Literatuur

Caris, M. M. T. C. (1982). *Sedimentonderzoek in Noordwest-Overijssel.* Stagerapport LH Wageningen/zuiveringsschap West-Overijssel.
CUWVO (1980). *Ontwikkeling van grenswaarden voor doorzicht chlorophyl, fosfaat en stikstof.* Resultaten van de tweede eutrofiëringsenquête. Uitgave RIZA te Lelystad.
CUWVO (1983). *Aanbevelingen voor de bestrijding van de eutrofiëring van de Nederlandse oppervlaktewateren.*
CUWVO (1987). *Vergelijkend onderzoek naar de eutrofiëring in Nederlandse meren en plassen.* Uitgave LU te Wageningen (concept).
Horssen, H. J. M. V. en Henskens, P. F. T. J. (1984). *Het effect van waterinlaat op de waterkwaliteit en voedingsstoffenhuishouding in het laagveengebied De Weerribben.* Rapport nr. 158. Laboratorium voor Aquatische Occologie KU te Nijmegen.
Leentvaar, P. (1956). *Voorjaarsplankton van enige Nederlandse meren.* De Levende Natuur 59, p. 132-137.
Leentvaar, P. (1966). *Hydrobiologie van het gebied rond de Venematen, Noordwest-Overijssel.* Mededelingen van de Hydrobiologische Vereniging *1*, 1.
Schroevers, P. (1972). *De hydrobiologische betekenis van het plassengebied van Noordwest-Overijssel.*
Wirdum, G. van (1979). *Dynamische aspecten van trofiegradiënten in een kraggelandschap.* H_2O (12) 1979, p. 46.

• • •

Worden de Loosdrechtse Plassen weer helder?

M. A. DE RUITER
Provinciale Waterstaat
Utrecht

B. F. M. KAL
Instituut voor Aardwetenschappen
Vrije Universiteit van Amsterdam

L. VAN LIERE
Limnologisch Instituut
Nieuwersluis

J. J. BUYSE
Instituut voor Aardwetenschappen
Vrije Universiteit van Amsterdam

Samenvatting

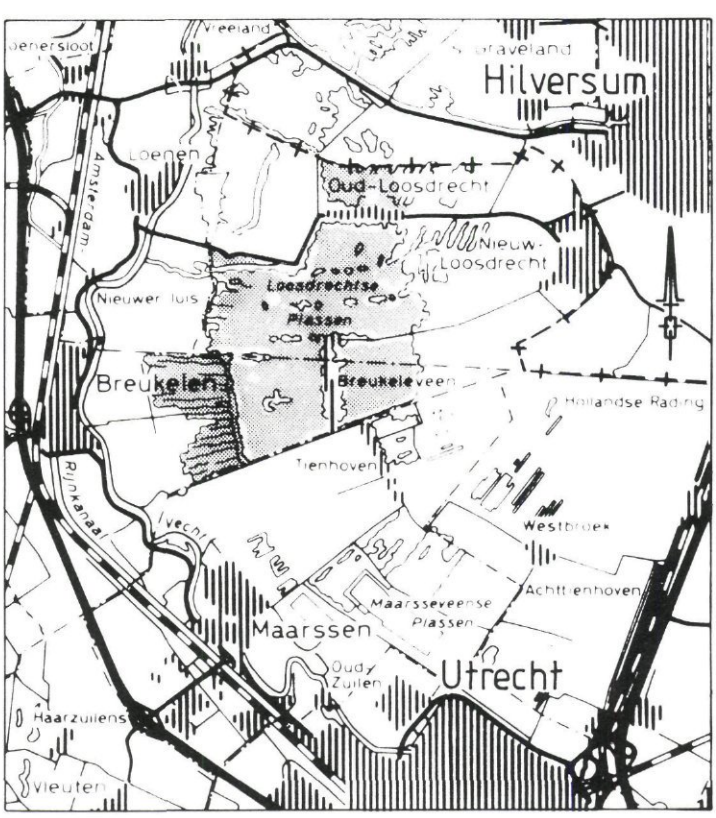
De Loosdrechtse Plassen (oppervlakte 16 km², gemiddelde diepte 2 m) zijn geëutrofieerd door jarenlange toevoer van huishoudelijk afvalwater en inlaat van fosfaatrijk Vechtwater; het laatste om het gewenste peil te handhaven. De helderheid van het water verminderde aanzienlijk, het doorzicht verminderde van 2 m tot 30 cm.
De plassen worden gedomineerd door hoge massa's fytoplankton, ondergedoken hogere waterplanten zijn geheel verdwenen. In de jaren 1970-1985 werden de omliggende dorpen gerioleerd. Het rioolwater wordt afgeleid naar zuiveringsinstallaties buiten het plassengebied. Sinds 1984 wordt geen Vechtwater meer ingelaten, maar gedefosfateerd Amsterdam-Rijnkanaalwater. Dit heeft de externe fosforbelasting teruggebracht van 1,6 naar 0,3 g P m^{-2} $jaar^{-1}$. De totaal-fosforconcentratie daalde tot 0,1 mg P l^{-1}.
Na vier jaar worden de Loosdrechtse Plassen echter nog steeds gedomineerd door fytoplankton. De werkgroep WOL (Waterkwaliteits Onderzoek Loosdrechtse Plassen) verricht fundamenteel wetenschappelijk onderzoek aan het Loosdrechtse Plassensysteem, en biedt hierdoor de waterkwaliteitsbeheerder optimale mogelijkheden voor de keuze van additionele maatregelen.

1. Historie, morfologie en hydrologie van de plassen

De Loosdrechtse Plassen zijn gelegen in het veengebied dat zich uitstrekt van de stad Utrecht in het zuiden tot aan Muiden in het noorden (afb. 1 en 2). De oostgrens wordt gevormd door de hogere zandgronden van de Utrechtste Heuvelrug en het Gooi, in de ijstijden door opstuwing ontstaan.
De westelijke grens wordt gevormd door de stroomrug van de Utrechtste Vecht.

Dit veengebied, voornamelijk in het Atlanticum ontstaan, is in de 12e en 13e eeuw tot landbouwgebied door de mens ontgonnen door het graven van ontwateringssloten onder andere naar al bestaande veenriviertjes zoals de Drecht.
Zo ontstonden boeren-nederzettingen als Oud en Nieuw Loosdrecht, Breukeleveen en Tienhoven. De kern van het veengebied bestond uit voor landbouwgebieden inferieur mosveen. Vooral dit mosveen vormde een uitstekende grondstof voor het vervaardigen van turf.
Reeds vanaf de 15e eeuw, maar vooral in de 17e en 18e eeuw werden grote delen akkergrond tot circa 2 meter onder de waterspiegel afgegraven. In het midden van elk perceel liet men smalle stroken staan, de legakkers, waarop de bagger tot turf werd gedroogd, waarna deze per schip via de Vecht werd afgevoerd naar onder andere Utrecht en Amsterdam. De legakkers verdwenen grotendeels door golfslag en clandestiene vervening en aldus ontstond een plassengebied van circa 16 km² met een, door de lengte van de baggerbeugel bepaalde, diepte van 2 meter. Midden 19e eeuw werden de eerste plannen gemaakt om dit plassengebied, door min of meer illegale delfstofwinning ontstaan, weer droog te leggen.
Als eerste stap hiertoe werd, dankzij particulier initiatief, een zuidelijk gelegen plas in 1866 drooggelegd.
Deze droogmakerij, de Bethunepolder, bleek géén succes. Een sterke kwelstroom, via de ondergrond afkomstig van de hogere gelegen zandgronden en vanuit de

Afb. 1 - Situatie Loosdrechte Plassengebied.

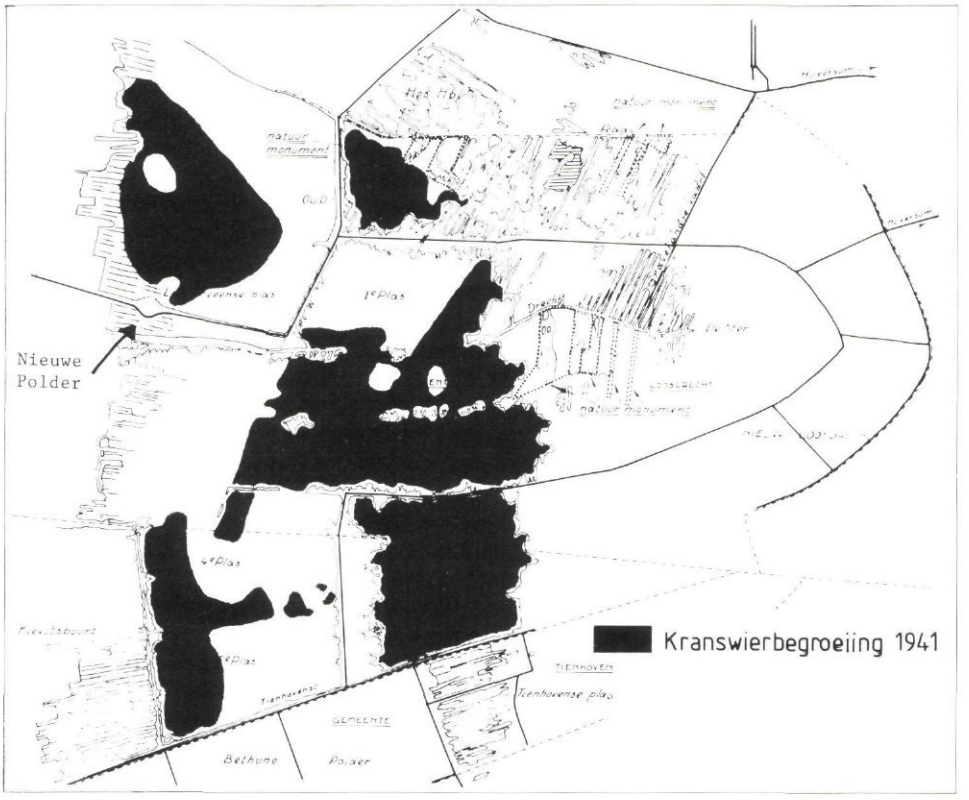


Afb. 2 - Overzicht Loosdrechtse Plassen.

Loosdrechtse Plassen, veroorzaakte zeer hoge bemalingskosten. Overwogen werd de bemaling weer te staken. Als redder in de nood nam de gemeente Amsterdam begin deze eeuw de bemaling op zich, niet alleen van de Bethunepolder maar van het gehele plassengebied. Als tegenprestatie verkreeg zij het recht, vastgelegd in het Plassencontract van 1930, om alle water uit het gebied voor zijn drinkwatervoorziening te mogen benutten. Vanaf die tijd werd het wateroverschot via de Loenderveense Plas, waar het een voorzuivering ondergaat, met een pijpleiding afgevoerd naar de zuiveringinstallaties te Driemond en vandaar naar Amsterdam. In droge perioden met veel verdamping was de drinkwaterbehoefte groter dan het wateroverschot en moest, om de plassen op peil te houden, Vechtwater worden ingelaten.

2. De waterkwaliteitsproblematiek

Tot in de jaren vijftig was het water van de Loosdrechtse Plassen nog zo helder dat onder normale omstandigheden de bodem, op circa 2 meter diepte, op de meeste plaatsen zichtbaar was.
Alleen na een periode met sterke wind was het water kortstondig bruin gekleurd door weggeslagen veen. Een bewijs voor deze helderheid vormde de aanwezigheid van kranswieren, die het grootste deel van de bodem bedekten [Leentvaar & Mörzer Bruijns, 1962]. Na de jaren vijftig is dit fraaie beeld veranderd. Het plassenwater werd bruin-groen, het doorzicht nam af tot circa 30 cm en in 1961 was van de kranswierbegroeiing nog slechts een schamele rest over in het meest oostelijke deel (afb. 3).
Nu, ruim dertig jaar later, moeten we aannemen dat deze achteruitgang vooral veroorzaakt is door toegenomen fosfaatconcentraties. De belangrijkste bronnen van het fosfaat waren de ongezuiverde lozingen van de bebouwing en recreanten enerzijds en het jaarlijks ingelaten Vechtwater anderzijds. Vooral na de Tweede Wereldoorlog groeide de recreatie op en aan de Loosdrechtse Plassen explosief. Mogelijk mede aangetrokken door het heldere water, werden de aanliggende gemeenten 's zomers overspoeld met duizenden dag- en verblijfsrecreanten. Gelijktijdig groeide de vaste bevolking die in deze recreatie zijn brood ging verdienen.



Afb. 3 - Kranswierbegroeiing in 1941. Naar: Leentvaar en Mörzer-Bruijns [1962].

De achteruitgang van de kwaliteit van het ingelaten Vechtwater, de tweede grote fosfaatbron, werd enerzijds veroorzaakt door de achteruitgang van het Rijnwater, dat voor circa 80% de bron is voor het water van de Vecht en anderzijds door de toegenomen ongezuiverde lozingen van de omliggende gemeenten, vooral van de stad Utrecht.

Deze beide fosfaatbronnen, bebouwing en recreatie enerzijds en Vechtwater anderzijds, waren vóór 1970 ongeveer even groot, circa 13 ton P.jaar^{-1} of 0,8 g P.m^{-2}.jaar^{-1}.

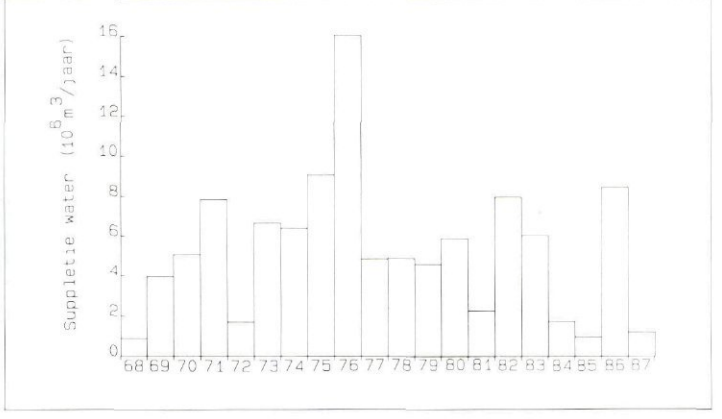
3. Maatregelen

3.1. *Rioleringsaanleg*

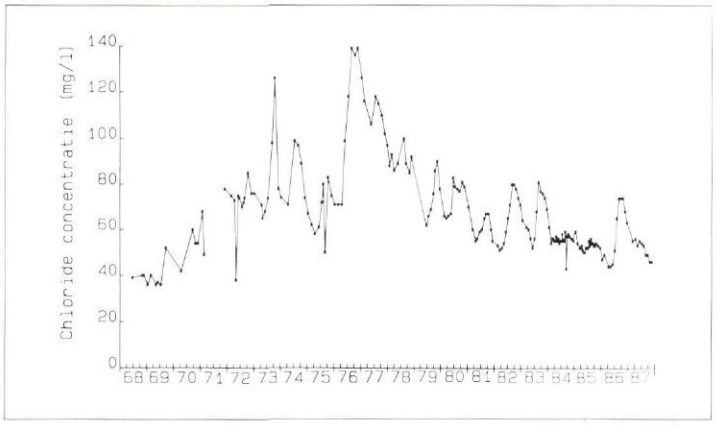
Het was vooral bezorgdheid over de bacteriologische verontreiniging van de plassen die de provincie Utrecht ertoe bracht in 1965 aan het ingenieursbureau DHV opdracht te verlenen tot het opstellen van 'een algemeen plan inzake de bestrijding van de waterverontreiniging van de Loosdrechtse Plassen' [Prov. Best. v. Utr., 1967]. In het rapport van DHV werd voorgesteld om rond het gehele plassengebied een ring van riolen aan te leggen waarin al het geproduceerde afvalwater maar zonder het regenwater, zou worden opgevangen en afgevoerd naar de rioolwaterzuiveringsinstallaties Hilversum-West en Maarssen, die hun effluent buiten het plassengebied lozen.

Zuivering ter plaatse en lozing op de plassen werd terecht toen al niet acceptabel geacht. In de periode 1970-1986 is deze riolering moeizaam tot stand gekomen. Door de slappe funderingsgrondslag, de verspreide bebouwing en de geringe financiële draagkracht respectievelijk het niet altijd even grote enthousiasme van de desbetreffende gemeenten, heeft het zestien jaar geduurd voordat het plan van DHV was uitgevoerd.

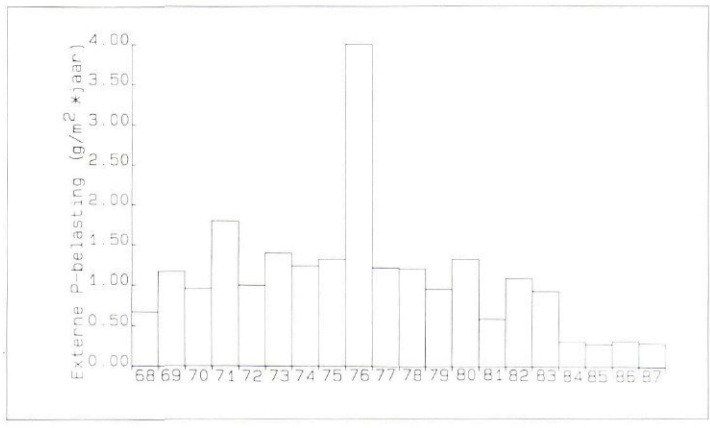
Zonder de toen bestaande Korthalsregeling, de Terugploegregeling en de Bijdrageregeling Kostbare Rioleringen van het ministerie van VROM, zou deze riolering zelfs nu nog niet tot stand zijn gekomen.



Afb. 4 - Ingelaten Vecht - ARK water 1968-1987.



Afb. 5 - Chloride-concentraties 1968-1987.



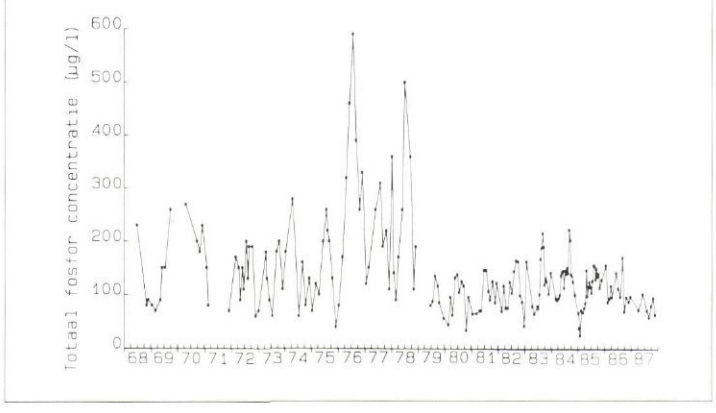
Afb. 6 - Externe Fosfaatbelasting 1968-1987.

3.2. *Vervanging van de Vechtwater-inlaat*
Het jaarlijks, vooral in de zomer, ingelaten Vechtwater vormde de tweede grote fosfaatbron. Begin van de jaren zeventig dreigde deze fosfaatbron aanzienlijk te zullen gaan groeien door plannen van Gemeentewaterleidingen Amsterdam om zijn drinkwaterwinning te vergroten waardoor op den duur in het geheel geen Bethunewater meer voor de plassen over zou blijven en dus nog meer Vechtwater ingelaten zou moeten worden. Het was het bezwaarschrift hiertegen van de Stichtse Milieufederatie van februari 1973 dat de aanleiding gaf tot een onderzoek van een commissie, bestaande uit vertegenwoordigers van PWU, RIN, RID en GWA, om hiervoor een oplossing te vinden. In november 1975 verscheen het rapport van deze commissie onder de pretentieuze titel 'Veiligstelling van de kwaliteit van het water van de Loosdrechtse Plassen' [Prov. Best. v. Utr., 1973[. De essentie van het rapport was het voorstel om de jaarlijkse fosfaatbelasting van de Loosdrechtse Plassen weer terug te brengen tot globaal het niveau van de jaren 1946-1948 (circa 3 ton P.jaar^{-1} of circa 0,2 g P.m^{-2}.jaar^{-1}) door de jaarlijkse inlaat van Vechtwater te vervangen door die van gedefosfateerd water uit het Amsterdam-Rijnkanaal.
Voor de uitbreiding van zijn drinkwaterwinning had GWA al besloten een leiding van het Amsterdam-Rijnkanaal naar de Loenderveense Plas aan te leggen.
Door deze leiding te vergroten zou ook het Loosdrechtse Plassengebied gesuppleerd kunnen worden. Door een eenvoudige toevoeging van ijzerchloride zou het fosfaatgehalte van het kanaalwater, dat reeds aanmerkelijk lager was dan het Vechtwater, nog eens met een factor tien verlaagd kunnen worden. Het gecoaguleerde fosfaat zou kunnen bezinken in de Nieuwe Polder, een deel van het plassengebied in het uiterste westen gelegen (afb. 3). Na veel aarzelingen besloot in 1983 de provincie Utrecht deze oplossing uit te voeren, aarzelingen die onder andere verband hielden met het feit dat GWA niet bereid bleek mee te betalen aan de meerkosten van de leiding, de desbetreffende defosfateringsinstallatie en de chemicaliënkosten. Ter zijde zij opgemerkt dat er nog een ander alternatief was, vooral aangevoerd door (hydro)biologen, doch niet genoemd in bovengenoemd rapport. Dat alternatief was dat de plassen gesuppleerd zouden worden met Bethunewater in plaats van met Vecht- of Amsterdam-Rijnkanaalwater.
Het Bethunewater is door kwel voor een groot deel afkomstig van de Loosdrechtse Plassen en zou door zijn samenstelling betere kansen geven voor het herstel van de oorspronkelijke flora en fauna. GWA zou dan echter niet méér maar juist minder Bethunewater kunnen gebruiken en dus meer kanaalwater moeten benutten.
Het water van het Amsterdam-Rijnkanaal is echter Rijnwater, dat meer zouten en ook meer potentieel toxische stoffen bevat dan het Bethunewater. Omdat de drinkwaterbelangen hier belangrijker werden geacht dan de onduidelijke aspecten van flora en fauna, is dit alternatief verder buiten de officiële discussie gebleven.

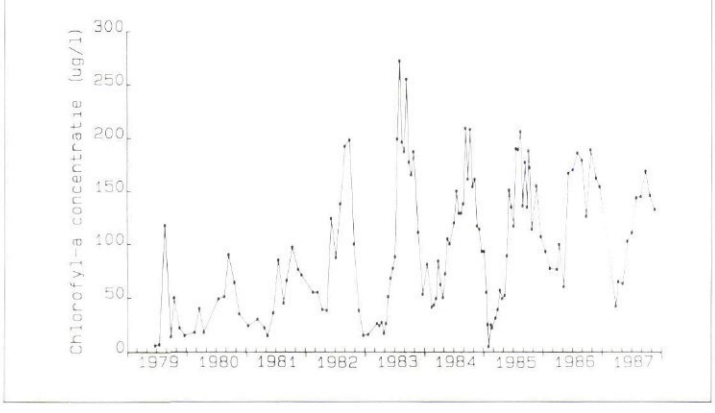
4. De resultaten

Op 22 mei 1985 werd de defosfateringsinstallatie officieel in gebruik gesteld.
In 1984 was bovendien al vrijwel geen Vechtwater meer ingelaten. Ook de aanleg van riolering was in 1984 reeds grotendeels voltooid. In feite wordt nu (1988) reeds vier jaar een fosfaatbelasting bereikt die vrijwel op het niveau ligt waarnaar gestreefd wordt, circa 0,3 g P.m^{-2}.jaar^{-1}. Wat zijn nu de resultaten van al deze maatregelen?
Uit de gegevens over de bacteriologische verontreiniging blijkt dat de aanleg van riolering een duidelijk effect heeft gehad. Mede door aanleg van toiletgebouwen, met opvang van faecaliën, op de recreatieeilanden voldoet het water bacteriologisch meestal aan de normen.

Afb. 7 - Fosforconcentraties 1968-1987.



Afb. 8 - Chlorofyl-a concentraties 1979-1987



De eutrofiëringssituatie ligt veel moeilijker. Vanaf 1980 wordt de ontwikkeling van waterkwaliteit gevolgd door de werkgroep Waterkwaliteits Onderzoek Loosdrechtse Plassen (W.O.L.). Deze werkgroep is een samenwerkingsverband van acht deelnemende instituten en instanties waarvan de belangrijkste zijn: het Limnologisch Instituut te Nieuwersluis, het Instituut voor Aardwetenschappen van de Vrije Universiteit van Amsterdam, het RIVM en het Laboratorium voor Microbiologie van de Universiteit van Amsterdam. Voor een belangrijk deel gefinancierd door het ministerie van VROM, de provincie Utrecht en de EEG en voor het overige deel vooral gefinancierd uit eigen middelen, wordt het aquatische ecosysteem van de plassen ten aanzien van vrijwel al zijn aspecten gevolgd en bestudeerd.

Dankzij de inspanningen van deze groep onderzoekers weten we nu veel meer van wat zich in deze plassen afspeelt, met name ten aanzien van de hydrologie, het fytoplankton, het zoöplankton, de chemie van water en bodem, de uitwisselingsprocessen tussen water en bodem en interacties tussen fyto- en zoöplankton en het visbestand. In het kader van dit artikel is het onmogelijk de resultaten van al deze studies hier te vermelden. Verwezen wordt naar Loogman en Van Liere, 1986.

Essentiëel voor de eutrofiëringsproblematiek is het beeld dat we nu van het ecosysteem van de Loosdrechtse Plassen hebben gekregen:

– een door blauwalgen gedomineerd systeem, in het bijzonder door een blauwalg die geen echte blauwalg is maar een tot nog toe onbekende prokaryoot [Burger-Wiersma et al., 1986];
– zoöplankton, gedomineerd door *Bosmina*-soorten, die weinig invloed hebben op de algendichtheden mede door het feit dat zij de dominante algensoorten niet consumeren [Gulati, 1984];
– een visbestand gedomineerd door slecht ontwikkelde brasems [Van Densen et al., 1986]. De belangrijkste roofvis is de snoekbaars.

Afb. 4 geeft voor de periode 1968-1987 het verloop aan van de per jaar ingelaten hoeveelheid Vechtwater. Duidelijk is het zeer droge 1976 te herkennen. Het chloridegehalte van de plassen (afb. 5) volgt het verloop van het ingelaten Vechtwater.

In afb. 6 is de fosfaatbelating van de plassen weergegeven over de periode 1968-1987. Duidelijk is te zien dat 1976 voor de plassen een 'rampjaar' is geweest. Dit blijkt ook uit verloop van het totaal-fosfaatgehalte in de plassen (afb. 7). Belangrijk is dat de totaal-fosfaatconcentratie nà 1976 in drie jaar tijd weer daalde tot globaal het niveau van vóór 1976. Over de jaren 1984 t/m 1987 was de fosfaatbelasting respectievelijk 0,31, 0,28, 0,32 en 0,29 g $P.m^{-2}.jaar^{-1}$, een niveau dat in circa 40 jaar niet meer is voorgekomen.

In afb. 8 is het verloop van de chlorofyl-concentraties over de laatste jaren weergegeven. Daaruit blijkt dat er géén duidelijke afname is gemeten, de plassen reageren nauwelijks op de sterk verminderde fosfaatbelasting, het doorzicht is, net als de afgelopen 20 jaar circa 30 cm, ondanks de nu reeds vier jaar optredende lage fosfaatbelasting. De totaal-fosfaatconcentratie over de zomerperiode daalde enigszins tot circa 0,10 mg $P.^{-1}$ doch de 'blauw'algen bleven het ecosysteem domineren.

Het verlagen van de fosfaatconcentratie tot 0,10 mg $P.l^{-1}$ blijkt géén of nauwelijks effect te hebben op het ecosysteem van dit watertype. Omdat na het rampjaar 1976 de fosfaat concentraties binnen drie jaar daalden tot het niveau van de jaren ervoor, is er nu weinig hoop meer op een aanzienlijk verdere verlaging van de fosfaatconcentraties in de nabije toekomst. Het lijkt erop dat het einddoel in Loosdrecht, een doorzicht tot op de bodem, nog lang niet is bereikt.

Het fundamentele onderzoek van WOL biedt de mogelijkheden voor de waterkwaliteitsbeheerder om te kiezen welke aanvullende maatregelen genomen moeten worden.

De volgende alternatieven worden nu bestudeerd:

– Actief biologisch beheer.
– Baggeren.
– Chemisch vastleggen van de fosfaten in de bodem.
– Doorspoelen.
– Afleiding van het wateroverschot uit het landbouwgebied ten oosten van de plassen.
– Defosfateren van het Bethunewater.

De uiteindelijke keuze zal vooral worden bepaald door de financiële consequenties en de kans op effecten ten aanzien van de helderheid van het water.

Literatuur

Burger-Wiersma, T. Veenhuis, M., Korthals, H. J., Wiel, C. C. M. van der en Mur, L. R. (1986). *A new prokaryote containing chlorophylls* a *en* b. Nature (320), 262-264.
Densen, W. L. T. van, Dijkers, C. en Veerman, R. (1986). *Fishcommunity of the Loosdrecht Lakes and the perspective for biomanipulation.* Hydrobiol. Bull (20), 147-163.
Gulati, R. D. (1984). *Zooplankton and its grazing as measures of trophy in the Loosdrecht Lakes.* Verh. Internat. Verein. Limnol. (22), 863-867.
Leentvaar, P. en Mörzer Bruijns, M. F. (1962). *De verontreiniging van de Loosdrechtse Plassen en haar gevolgen.* De Levende Natuur (65), 42-47.
Loogman, J. G. en Liere, L. van (1986). *Proceedings of the WQL-symposium 'Restoration of shallow lake ecosystems, with emphasis on Loosdrecht Lakes'.* Hydrobiol. Bull (20), 1-259.
Provinciaal Bestuur van Utrecht (1967). *Rapport inzake de bestrijding van de waterverontreiniging van de Loosdrechtse Plassen.* Ingenieursbureau DHV Amersfoort, dossiernr. 1-2074-10, september.
Provinciaal Bestuur van Utrecht (1973). *Veiligstelling van de kwaliteit van het water van de Loosdrechtse Plassen.*

● ● ●

Summaries

• *End of page 461*

recovery process in two out of three lakes is expected unless dredging measures are also included in the restoration project.

H_2O (21) 1988, nr. 17: 486
U.D.C. 504.455.062.4 (492.822)

M.-L. MEIJER and E. J. B. UUNK:

Recovery of Lake Veluwe. Predicted by CUWVO-relations?

In 1986 the third CUWVO eutrophication survey was carried out. In this paper, the predictions resulting from that survey are compared with measured waterquality in Lake Veluwe.
Since 1979, the waterquality of Lake Veluwe was improved considerably as a result of restoration measures. Until 1985, the measured phosphorus concentrations are higher than those predicted by the CUWVO-relations. This is mainly caused by the overestimation of phosphate outflow with downward seepage. According to the CUWVO model, the decrease of chlorophyl-a from 1980 is related to the decrease of phosphorus.
The decrease of the chlorophyl-a concentration is accompanied by a change in algal composition from exclusively blue green algae to a more varied algal composition, as predicted by the CUWVO-relations. Secchi depth has improved in recent years, but a summer-average of 0.5 m is still not achieved. Secchi depth is lower than predicted by the CUWVO model, due to a relatively high algal biovolume and/or scattering by inorganic particles (calcium carbonate).

H_2O (21) 1988, nr. 17: 482
U.D.C. 556.555.8 (492*1321)

M. A. DE RUITER, L. VAN LIERE, B. F. M. KAL and J. J. BUYSE:

The Loosdrecht Lakes, are they clearing?

The shallow Loosdrecht Lakes (16 km^2 surface area, mean depth 2 m) in the centre of The Netherlands are eutrophic, caused by domestic sewage from surrounding villages, and by the inlet of pollute riverwater. During 1945-1960 the clarity of the lakewater markedly reduced; Secchidisk-depth changed from 2 meter to 0.3 m, at present the phytoplankton are dominated by blue-green algea and the submersed waterplants (*Characeae*) have disappeared. In the years 1970-1985 a ring of sewers was constructed around the lakes. The sewage is diverted to purification-plants outside the lake-district, since 1984 the inlet of polluted riverwater has been changed with an inlet of dephosphorized water from the Amsterdam-Rhine Canal, thus reducing the phosphate loading from 1.6 to 0.3 g $Pm^{-2}\,year^{-1}$. Total phosphorus concentration in the lake has decreased to 0.1 mg $P\,l^{-1}$. However, after four years the blue-green algea are still the dominant species, Secchi disk depth is not changed. Research is in progress to indicate additional measures to be taken in the future.

H_2O (21) 1988, nr. 17: 490
U.D.C. 556.555.8 (492.71)

F. J. KLINK and T. H. L. CLAASSEN:

Eutrophication and the Frisian lakes

The results of the third eutrophication inquiry in the Netherlands (about the years 1983-1985) are discussed for the province of Friesland and compared with the second inquiry (1977). Since 1977 there has been no decrease in N-, P- and chlorophyll-concentrations. According to the modelling formulas of the third inquiry there is no P-, N- or light-limitation in the Frisian lakes. This means that compared with 1977 even more reduction of phosphate-loading is needed to fight eutrophication. Up till now removal of phosphate in effluents hasn't reduced algal bloom.
An experiment with reducing the amount of bossomwater did result in less algal bloom.

Het herstel van het Veluwemeer, voorspeld door CUWVO-relaties?

M.-L. MEIJER
DBW/RIZA

E. J. B. UUNK
DBW/RIZA

1. Inleiding

In 1986 is de derde (CUWVO) eutrofiëringsenquête onder Nederlandse waterbeheerders uitgevoerd. Elders in dit blad worden de resultaten van deze enquête belicht [Lijklema et al., 1988]. Deze resultaten kunnen in specifieke situaties worden gebruikt om een schatting te maken van:
– nutriëntengehalten op basis van bestaande of geprojecteerde nutriëntenbelastingen (en omgekeerd),
– de beperkende factoren voor de algengroei,
– het chlorofylgehalte als maat voor de algenbiomassa en
– het doorzicht.

Een en ander is voor waterbeheerders vooral van belang, wanneer in een bepaald meer saneringsmaatregelen worden overwogen.

In het Veluwemeer, dat in de jaren zeventig werd gekenmerkt door troebel water, een hoge algenbiomassa en permanente dominantie van blauwalgen (*Oscillatoria agardhii*, [Berger, 1975]), zijn de afgelopen jaren de volgende saneringsmaatregelen getroffen:
– defosfatering op de rioolwaterzuivering van Harderwijk (vanaf voorjaar 1979)
– winterdoorspoeling met polderwater uit Flevoland (vanaf winter 1979/1980)
– zomerdoorspoeling met polderwater uit Flevoland (vanaf juli 1985).

De maatregelen hebben onder andere geleid tot een duidelijke daling van de nutriëntengehalten en van de algenbiomassa, een doorbreking van de permanente *Oscillatoria* dominantie, en tot enige verbetering van het doorzicht [Hosper, 1983, 1985; Hosper en Meijer, 1986; Hosper et al., 1986].

In dit artikel wordt getoetst of en zo ja, in hoeverre, het herstel van het Veluwemeer tot dusverre is verlopen conform de nieuwe en oude CUWVO-relaties [CUWVO, 1980; Hosper, 1978; Hosper, 1980; Janse et al., 1987; Lijklema et al., 1988].
In het eerste deel van het artikel wordt ingegaan op de relatie tussen verblijftijd, nutriëntenbelasting en nutriëntengehalten. Het tweede deel gaat over de relatie tussen nutriënten, chlorofyl en het lichtklimaat.

2. Relatie verblijftijd, nutriëntenbelasting en nutriëntengehalten

Op basis van halfjaargegevens over verblijftijd, nutriëntenbelasting en nutriëntengehalten van een groot aantal meren uit de eutrofiëringsenquête zijn relaties afgeleid tussen deze grootheden. Als verblijftijd is gekozen de verblijftijd van opgeloste stoffen. Deze is te berekenen als het quotiënt van het meervolume en de som van oppervlaktewaterafvoer en wegzijging.
In tabel I is aangegeven welke fosfaatgehalten met behulp van de gehanteerde relatie[1] voor het Veluwemeer worden berekend in een aantal zomersituaties. Een dergelijke berekening, maar dan met behulp van de 'oude' CUWVO-relaties [CUWVO, 1980] leidt tot 10-20% hogere fosfaatgehalten.

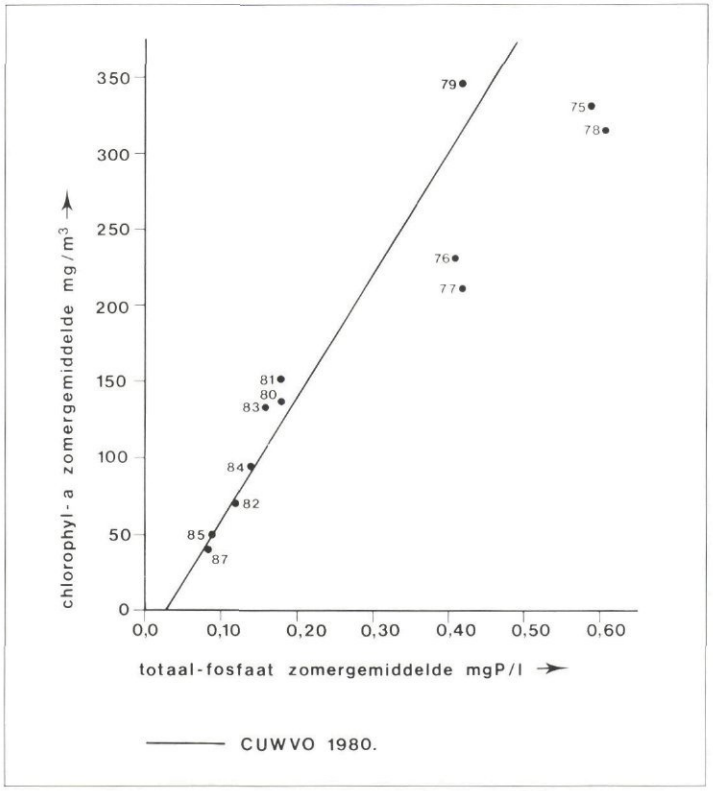
TABEL I – *Berekende en gemeten totaal fosfaatgehalten in het Veluwemeer (diepte 1,2 m) in het zomerhalfjaar.*

Zomer	P-belast. gP/m² · jr	Verblijftijd jr	Fosfaatgehalten CUWVO 1988 berekend gP/m³	Fosfaatgehalten CUWVO 1988 gemeten gP/m³
1978	2,8	0,49	0,46	0,62
1979	1,3	0,27	0,13	0,42
1980-1983	0,8	0,37	0,11	0,16
1985-1987*	1,1	0,20	0,09	0,10

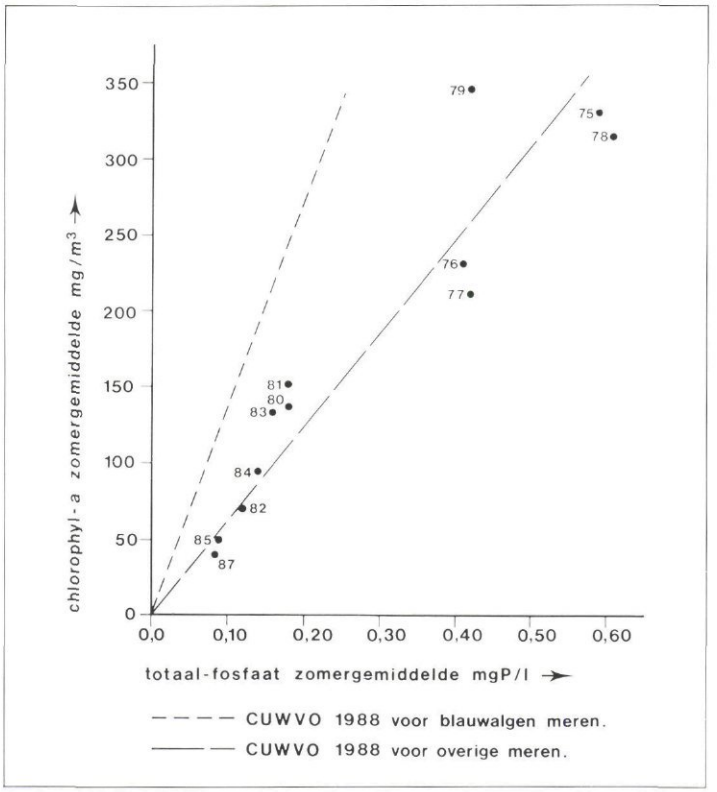
* als 1980-1983 + 45 × 10^6 m³ zomerdoorspoeling met P-gehalte van 0,11 mg P/l.

[1] Fosfaatgehalte = fosfaatbelasting * verblijftijd * (0,345 + 0,161 * log (diepte/verblijftijd))/diepte [Janse et al., 1987].

Afb. 1 - Verband tussen zomergemiddelde chlorofyl-a gehalte en fosfaatgehalten CUWVO 1980. Ingetekend: meetwaarden Veluwemeer 1975-1987. 1986 is weggelaten in verband met onnauwkeurige chlorofylbepaling.



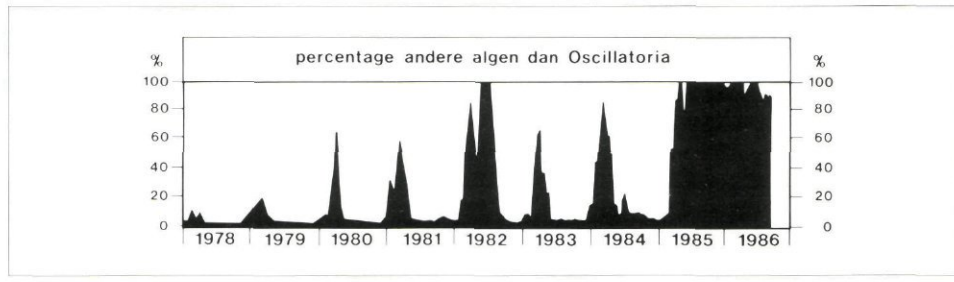
Afb. 2 - Verband tussen zomergemiddelde chlorofyl-a gehalte en fosfaatgehalten CUWVO 1988. Ingetekend: meetwaarden Veluwemeer 1975-1987. 1986 is weggelaten in verband met onnauwkeurige chlorofylbepaling.



Bij vergelijking met meetwaarden uit het Veluwemeer blijkt dat de CUWVO-berekeningen voor het Veluwemeer over het geheel genomen als eerste benadering een redelijk beeld schetsen, maar bij nadere beschouwing in vrijwel alle jaren te laag uitkomen.
Mogelijke redenen hiervoor zijn:
1. In het Veluwemeer is de interne belasting (= fosfaatafgifte vanuit de meerbodem), in vergelijking met de externe fosfaatbelasting, groter dan gemiddeld het geval is in de meren van de eutrofiëringsenquête. Bij de CUWVO-benadering wordt verondersteld dat de interne belasting een vaste fractie van de externe belasting vormt.
2. In het Veluwemeer is de fosfaatafvoer geringer dan in meren met een vergelijkbare verblijftijd, doordat een belangrijk deel van de waterafvoer bestaat uit wegzijging naar het nabije laaggelegen Flevoland. Hierbij wordt wel opgelost fosfaat afgevoerd, maar geen aan zwevend stof (algen en slib) gebonden fosfaat. De laatstgenoemde fosfaatfractie is in het Veluwemeer juist belangrijk (in de jaren zeventig 60% en in de jaren tachtig meer dan 90% van het totaal fosfaat). Hierdoor kan het fosfaatgehalte met name in droge perioden toenemen. Dit proces wordt 'indikking' genoemd [Griffioen, 1984]. De tweede verklaring lijkt de belangrijkste, omdat het fosfaatgehalte ook 's winters wordt ondervoorspeld, wanneer de interne belasting verwaarloosbaar klein is [Janse et al., 1987]. Tevens bedraagt de interne belasting 's zomers in het Veluwemeer maximaal 20% van de externe belasting (behalve in 1979).

Van Raaphorst et al. [1987] schatten de fosfaatafgifte vanuit de meerbodem in 1978 en 1979 op 3,3 - 5,5 mg P/m² · dag en vanaf 1980 op 0,5 - 1,5 mg P/m² · dag (waarden voor de zomermaanden).
Vooral in 1979 is de afwijking tussen CUWVO-voorspelling en meting groot. Er was toen echter sprake van een overgangssituatie; in het zomerhalfjaar was ondanks de sinds het voorjaar sterk verlaagde externe fosfaatbelasting, net als in voorgaande jaren, sprake van een hoge algenbiomassa en een hoge fosfaatafgifte vanuit de meerbodem, resulterend in een hoog fosfaatgehalte (afb. 1).

Dat de fosfaatafgifte vanuit de meerbodem met slechts 1 jaar vertraging in vergelijkbare mate of al iets sterker kon afnemen dan de externe belasting, wordt toegeschreven aan de invloed van het calciumcarbonaat- en nitraatrijke doorspoelwater uit Flevoland. Een mogelijke verklaring is dat het calciumbicarbonaat uit dit water in het Veluwemeer neerslaat als kalk (calciumcarbonaat) waarbij fosfaat meeprecipiteert [Raaphorst et al., 1987]. Een andere mogelijkheid is dat het nitraat uit het polderwater de redoxcondities



Afb. 3 - Relatieve voorkomen van andere algen dan Oscillatoria agardhii in het Veluwemeer, als percentage van het totaal biovolume voor 1978 tot en met 1986.

en daarmee de fosfaatvastlegging in de meerbodem verbetert [Waterloopkundig Laboratorium, 1988].
De resultaten van de CUWVO-berekening stemmen voor de jaren 1985-1987 vrij goed overeen met de metingen. In deze zomers is de 'indikking' verhoudingsgewijs gering, doordat doorspoeling plaatsvindt met polderwater uit Flevoland.

3. CUWVO chlorofyl-fosfaat relatie 1980

Op basis van in de tweede eutrofiëringsenquête verzamelde gegevens zijn lijnen opgesteld, waarmee voorspellingen gedaan kunnen worden over de beperkende factoren voor de algengroei en de hoogte van het chlorofylgehalte in een meer [Hosper, 1978; CUWVO, 1980].
In afb. 1 is voor het Veluwemeer de ligging van het zomergemiddelde fosfaat- en chlorofylgehalte ten opzichte van de CUWVO-chlorofyl-fosfaat-lijn weergegeven voor de jaren 1975 tot en met 1987. Een ligging bij de lijn duidt op een beperking van de algengroei door fosfaat [Hosper, 1978].
Uit de afb. blijkt dat van 1975 tot en met 1978 het chlorofylgehalte niet door fosfaat werd beperkt. In 1976 en 1977 zijn weliswaar bij een lager fosfaatgehalte lagere chlorofylgehalten gemeten dan in 1975 en 1978, maar de waarde van 1979 geeft aan dat op basis van het fosfaatgehalte in 1976 en 1977 een hoger chlorofylgehalte mogelijk was.
Voor de jaren 1975 tot en met 1979 lijkt ook stikstof in voldoende mate aanwezig te zijn geweest. Bij de aanwezige nutriëntengehalten had dus een hoger chlorofylgehalte voor kunnen komen. Volgens het in de CUWVO-nota [1980] opgestelde verband tussen het lichtklimaat en het chlorofylgehalte lijkt de algengroei in 1974, 1975 en 1979 te worden beperkt door licht. De relatief lage chlorofylconcentraties van 1976 en 1977 moeten door andere factoren zijn veroorzaakt, zoals bijvoorbeeld sedimentatie en graas. Vanaf 1979, het jaar waarin het fosfaatgehalte en het chlorofylgehalte de CUWVO-lijn raken, is het chlorofylgehalte bij verdere daling van het fosfaatgehalte in de jaren tachtig ongeveer volgens de chlorofyl-fosfaatlijn omlaag gegaan. Volgens de CUWVO-relaties werd de algengroei in 1979 zowel beperkt door fosfaat als door licht.
Uit de afb. is af te lezen dat het fosfaatgehalte van 1975 tot 1987 is gedaald van 0,60 tot 0,08 mg P/l, hetgeen heeft geleid tot een afname van het chlorofylgehalte van 355 tot 41 mg chlorofyl/m³. Fosfaat is dus in het Veluwemeer kennelijk een belangrijke groeibeperkende factor geworden, hetgeen in overeenstemming is met de resultaten van opname kinetiek experimenten [Kerkum, 1983[.

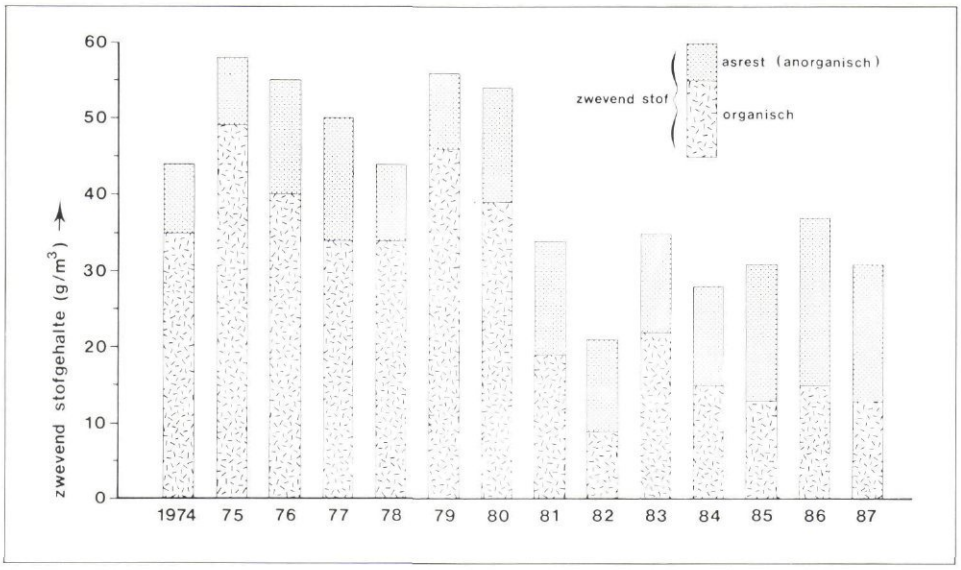
4. Algensamenstelling

Naast een afname van het chlorofylgehalte is door de sanering een wijziging in de algensamenstelling opgetreden.
In afb. 3 is het percentage andere algen dan blauwalgen aangegegeven [Hosper et al., 1986]. Hieruit blijkt dat tot en met 1979 de algenpopulatie voor vrijwel 100% uit blauwalgen bestond. Alleen in februari en maart kwam incidenteel (bijvoorbeeld in 1976) een bloei van kiezelwieren voor.
Vanaf 1980 is van het begin van de doorspoeling in november tot en met mei een bloei van groenalgen en kiezelwieren opgetreden (40-60% van het totale biovolume). Vanaf juni bestond het biovolume weer voor meer dan 80% uit blauwalgen.
De overgang van blauwalgen naar groenalgen tijdens de doorspoeling is waarschijnlijk het gevolg van de lage concentraties algen en slib (dus grote helderheid) van het water waarmee wordt doorgespoeld. Groenalgen en kiezelwieren hebben een hogere groeisnelheid dan Oscillatoria bij hogere lichtintensiteiten [Mur et al., 1978]. De verlaging van de ent van algen aan het begin van het groeiseizoen werkt extra in het nadeel van de blauwalgen omdat de blauwalgen langzame groeiers zijn.
In 1982 werd de algenpopulatie tot september gedomineerd door groenalgen en kiezelwieren. Dit wordt toegeschreven aan de lange periode van ijsbedekking, waardoor de ent van algen aan het begin van het groeiseizoen extra laag is geweest, de lage temperaturen in het voorjaar en een zeer heldere (windstille) periode in mei [Hosper, 1985]. In 1985 zijn door de grote helderheid van het water groenalgen en kiezelwieren tot

juli dominant gebleven, welke dominantie – wellicht door de zomerdoorspoeling – tot op heden heeft stand gehouden. Vanaf november 1984 tot op heden (maart 1988) heeft *Oscillatoria agardhii* maximaal 10% van het totale biovolume gevormd.

5. CUWVO chlorofyl-fosfaat relatie 1988

In 1986 is de eutrofiëringsenquête herhaald. In deze derde CUWVO-eutrofiëringsenquête [Janse et al., 1987; Lijklema et al., 1988] worden twee chlorofyl-fosfaatlijnen onderscheiden, een voor wateren met een permanente dominantie van draadvormige blauwalgen en een voor meren met een meer diverse algensamenstelling. Bij een bepaald fosfaatgehalte wordt in een meer met een permanente blauwalgendominantie een hoger chlorofylgehalte verwacht dan in een meer met een diverse algensamenstelling. Het Veluwemeer behoort tot en met 1979 tot de meren met een permanente blauwalgendominantie. Op basis van de blauwalgenlijn van de derde eutrofiëringsenquête kan worden geconcludeerd dat in de jaren zeventig de algengroei niet werd beperkt door fosfaat (afb. 2). Ook in 1979 zou een andere factor beperkend zijn. Dit is in tegenspraak tot de op grond van de tweede eutrofiëringsenquête geconstateerde fosfaat- en/of lichtbeperking. Volgens de desbetreffende relatie uit de derde eutrofiëringsenquête is in 1979 ook geen lichtbeperking opgetreden. Overigens voorspelt deze nieuwe relatie in een onwaarschijnlijk laag aantal situaties lichtbeperking [Janse et al., 1987]. Vanaf 1980 nam het aandeel van de andere algen toe. In 1980, 1981 en 1983 lag de fosfaat/chlorofylverhouding ongeveer tussen de lijn voor meren met een permanente blauwalgendominantie en de meren met een diverse algensamenstelling.
De ligging van de chlorofyl-fosfaatverhouding van 1982 bij de lijn met diverse algensamenstelling bevestigt de juistheid van de onder andere in de enquête gestelde hypothese dat bij een overgang van blauwalgen naar groenalgen het chlorofylgehalte aanzienlijk afneemt. In 1982 was het aandeel blauwalgen namelijk relatief gering. In 1983 was het chlorofylgehalte bij een hoger percentage blauwalgen direct weer aanzienlijk hoger en lag de chlorofyl-fosfaatverhouding meer in de richting van de blauwalgenlijn. Vanaf januari 1985 zijn groenalgen en kiezelwieren in het Veluwemeer de belangrijkste algensoorten geworden en volgt het Veluwemeer ongeveer de chloforyl-fosfaatlijn voor meren met een diverse algensamenstelling.
In het Veluwemeer heeft de overgang van blauwalgen naar groenalgen reeds plaatsgevonden bij een totaal fosfaatgehalte van 0,11 mg P/l. Op basis van de verzamelde gegevens is in de recente CUWVO-enquête geconstateerd dat een overgang van blauwnaar groenalgen plaatsvindt bij een fosfaatgehalte van ongeveer 0,08 mg P/l [Lijklema et al., 1988]. In 1987 is echter in de Noordeinderplas van Nieuwkoop bij een fosfaatgehalte van 0,07 mg P/l nog een permanente dominantie van blauwalgen aangetroffen [Klapwijk et al., 1988].
De overgang van blauwalgen naar groenalgen in het Veluwemeer bij een in verhouding hoog fosfaatgehalte lijkt, zoals in het bovenstaande al naar voren kwam, vooral te danken te zijn aan de doorspoeling.

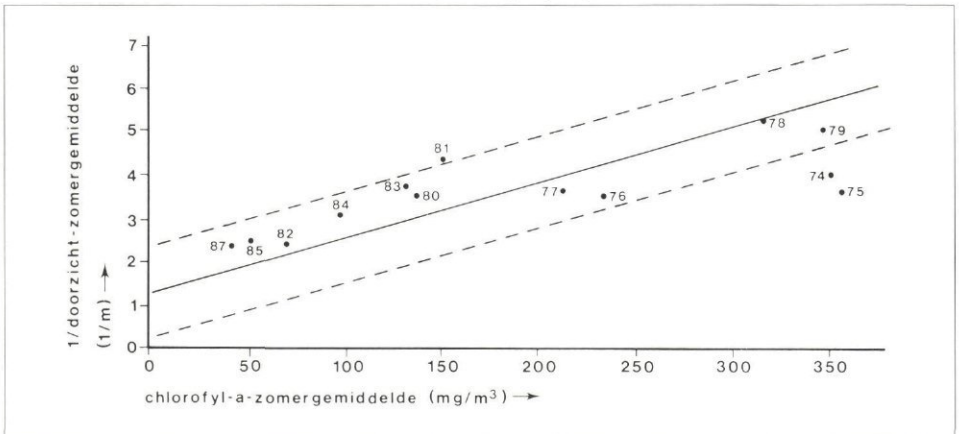


Afb. 5 - Zomergemiddeld zwevende stof- en asrestgehalte in het Veluwemeer, 1974-1987.

6. Relatie chlorofyl-doorzicht

Op basis van doorzicht- en chlorofylgegevens uit de eutrofiëringsenquête zijn relaties tussen beide grootheden afgeleid [Janse et al., 1987]. Uit afb. 4 blijkt dat het gemeten doorzicht in de jaren zeventig wat hoger was dan voorspeld op basis van de gegevens van de ondiepe meren uit de derde eutrofiëringsenquête.
In de jaren tachtig is het gevonden doorzicht juist lager dan de voorspelde waarde.
Het gemeten doorzicht valt wel binnen de spreiding van het model. Uit de afb. is af te lezen dat het doorzicht van 1974 tot 1987 is toegenomen van 25 tot 42 cm bij een afname van het chlorofylgehalte van 355 tot 41 μg/l.
In eerdere artikelen [Hosper, 1985; Hosper et al., 1986] is de ten opzichte van de chlorofylafname geringe doorzichtvergroting toegeschreven aan een afgenomen chlorofyl-biovolume verhouding. Terwijl de adsorptie van licht door chlorofyl met circa 50% is afgenomen, is de verstrooiing van licht door het biovolume van de algen met slechts 25% verminderd. Voor een verbetering van de helderheid van het water is tevens het achtergrondsdoorzicht van belang. Het achtergrondsdoorzicht (doorzicht zonder algen) wordt bepaald door de gehalten aan detritus, slib en opgeloste stoffen, voorzover deze niet rechtstreeks aan het chlorofylgehalte gekoppeld zijn.
Uit de recente CUWVO-nota is gebleken dat in ondiepe meren het achtergrondsdoorzicht ongeveer 0,8 m bedraagt.

Afb. 4 - Zomergemiddelde chlorofyl-doorzicht relaties CUWVO 1988. Ingetekend: meetwaarden Veluwemeer 1974-1987. 1986 is weggelaten in verband met onnauwkeurige chlorofylbepaling.



In deze CUWVO-nota is gesuggereerd dat het achtergrondsdoorzicht in gesaneerde wateren op den duur zou verbeteren door een afname van het detritus en op termijn het verhinderen van opwoeling door de terugkeer van waterplanten. Hoewel uit recente luchtfoto's is gebleken dat reeds grote velden met waterplanten voorkomen in het Veluwemeer en er aanwijzingen zijn dat het gehalte aan detritus is afgenomen, is geen duidelijke tendens tot verbetering van het achtergrondsdoorzicht te constateren. In de periode 1974-1987 is de verhouding tussen anorganisch en organisch zwevend stof toegenomen (afb. 5). De organische fractie wordt steeds kleiner, maar de anorganische neemt enigszins toe. Mogelijk draagt, naast andere factoren (meer kiezelwieren) de sinds de doorspoeling toegenomen kalkvorming (zie 2.) bij aan de hogere asresten.
Deze kalkdeeltjes kunnen door hun sterk lichtverstrooiende eigenschappen een grote invloed hebben op het doorzicht [Effler et al., 1987] en kunnen een snelle verbetering van het doorzicht in de weg staan.

7. Evaluatie en conclusies

De sterke daling van het fosfaatgehalte in het Veluwemeer vanaf 1978 wordt door de desbetreffende CUWVO-relaties in grote lijnen voorspeld. De daling is waarschijnlijk, behalve aan de verlaging van de externe fosfaatbelasting, in belangrijke mate toe te schrijven aan de (winter en zomer) doorspoeling.
Meer in algemene zin lijkt het niet mogelijk om met behulp van de CUWVO-relaties de effecten van voorgenomen saneringsmaatregelen op nutriëntengehalten te voorspellen, indien indikeffecten (door wegzijging) of interne processen (P-nalevering bodem) een rol (gaan) spelen.
Het Veluwemeer voldoet in vrijwel alle jaren aan de CUWVO-1980-fosfaatlijn. In de jaren waarin de blauwalgen minder dan 10% van het totale biovolume uitmaken, volgt het Veluwemeer de CUWVO-lijn van de derde eutrofiëringsenquête voor diverse algensamenstelling. Het Veluwemeer voldoet niet aan de blauwalgenlijn (door doorbreking permanentie en geen P-beperking).
De chlorofylgehalten in het Veluwemeer bevestigen de bevinding van de eutrofiëringsenquête CUWVO 1988 dat een overgang van blauwalgen naar groenalgen gepaard gaat met een aanzienlijke daling van het zomergemiddelde chlorofylgehalte.
De afwijking van het Veluwemeer van de blauwalgenlijn doet vermoeden dat een tijdelijke dominantie van kiezelwieren en groenalgen al een aanzienlijke verlaging van het chlorofylgehalte tot gevolg kan hebben.
De overgang van blauwalgen naar groenalgen heeft in het Veluwemeer bij een hoger P-gehalte plaatsgevonden dan in de CUWVO-nota wordt genoemd. Dit geeft aan dat ook andere factoren dan het fosfaatgehalte belangrijk zijn voor deze overgang.
Ondanks een aanzienlijke verlaging van het fosfaatgehalte en het chlorofylgehalte voldoet het Veluwemeer nog niet aan de basiskwaliteitsnorm van een doorzicht van 0,5 m. De toename van het doorzicht volgt de CUWVO-relatie tussen doorzicht en chlorofyl, wanneer de spreiding in aanmerking wordt genomen. In het Veluwemeer is nog geen duidelijke verbetering van het achtergrondsdoorzicht geconstateerd.
In de jaren tachtig wordt het doorzicht in het Veluwemeer meer dan in de jaren zeventig bepaald door anorganisch slib, mogelijk mede door een neveneffect van de doorspoeling (meer kalkdeeltjes in het water).
Op basis van de beschouwde gegevens lijkt een herstel van het doorzicht tot de zwemwaternorm van 1,0 m voorlopig niet haalbaar [zie ook Hosper et al., 1986].
Voor een verbetering van het doorzicht is zowel een verdere verlaging van de algenbiomassa als een vermindering van het achtergrondsdoorzicht noodzakelijk.
Het eerste kan worden gerealiseerd door verdere verlaging van de fosfaatbelasting en bevordering van de verwijdering door graas door zoöplankton en uitspoeling.
Het achtergrondsdoorzicht kan toenemen door verlaging van slibgehalten door bijvoorbeeld de aanleg van slibvangen, het bevorderen van waterplantengroei, het wegvangen van brasem en het creëren van luwte [Hosper et al., 1986, 1987].

Literatuur

Berger, C. (1975). *De eutrofiëring en het voorkomen van Osc. agardhii Gom. in de randmeren van Flevoland.* H_2O (8) 1975, nr. 17, p. 240-350.
CUWVO (1980). *Ontwikkeling van grenswaarden voor doorzicht, chlorofyl, fosfaat en stikstof.* Resultaten van de tweede eutrofiëringsenquête.
Effler, S. W., Greer, H., Perkins, M. G., Field, S. D. and Mills, E. (1987). *Calcium carbonate precipitation and transparency in lakes; a case study.* ASCE. Journ. Env. Eng. Div. 11,1.
Griffioen, A. (1984). *Evaluatie doorspoelen Veluwemeer; aanbevelingen voor aanvullende maatregelen.* Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater, nota nr. 84-104.
Hosper, S. H. (1978). *Ontwikkeling van richtlijnen voor fosfaatconcentratie en fosfaatbelasting voor de Nederlandse wateren.* H_2O (11) 1978, nr. 15, p. 329-334.
Hosper, S. H. (1983). *Herstel van het Veluwemeer en het Drontermeer door aanpak van de fosfaatbelasting en doorspoeling met polderwater.* H_2O (16) 1983, p. 172-177.
Hosper, S. H. (1985). *Restoration of Lake Veluwe, the Netherlands, by reduction of phosphorus loading and flushing.* Wat. Sci. Tech. Vol. 17, 757-768.
Hosper, Harry en Meijer, Marie-Louise (1986). *Control of phosphorus loading and flushing as restoration methods for Lake Veluwe, the Netherlands.* Hydrobiological Bulletin 20 (1/2): 183-194.
Hosper, S. H., Meijer, M.-L. en Eulen, J. R. (1986). *Herstel van het Veluwemeer, recente ontwikkelingen.* H_2O (19) 1986, nr. 18, p. 416-420.
Hosper, S. H., Meijer, M.-L. en Jagtman, E. (1987). *Actief Biologisch Beheer, nieuwe mogelijkheden bij het herstel van meren en plassen.* H_2O (20) 1987, nr. 12, p. 274-279.
Janse, J. H., Lijklema, L. en Roijackers, R. M. M. (1987). *Vergelijkend onderzoek naar de eutrofiering in Nederlandse meren en plassen.* LU Wageningen, concept CUWVO rapport Werkgroep VI.
Kerkum, F. (1983). *De invloed van het doorspoelen met polderwater op het fytoplankton van het Veluwemeer.* H_2O (16) nr. 8, p. 186-190.
Klapwijk, S. P., Does, J. van der en Vlugt, J. C. van der (1988). *Eutrofiëring in Rijnland.* H_2O, dit nummer.
Lijklema, L., Janse, J. H., Roijackers, R. M. M. en Meijer, M.-L. (1988). *Eutrofiëring in Nederland.* H_2O, dit nummer.
Mur, L. R., Gons, J. G. and Liere, L. van (1978). *Competition of the green alga Scenedesmus and the blue green alga Oscillatoria.* Mitt. Int. Verein. Limn. 21, 473-479.
Raaphorst, W. van, Brinkman, A. G., Lijklema, L. en Straten, G. van (1987). *De interne fosfaatbelasting van het Veluwemeer.* H_2O (20) 1987, nr. 26, p. 669-674.
Waterloopkundig Laboratorium (1988). *Eutrofiëringsmodellering Veluwerandmeren.* Rapport WL (in voorbereiding).

• • •

Eutrofiëring en de Friese meren

Inleiding

In de 3e en nieuwste eutrofiëringsenquête [Janse et al, 1987] inzake eutrofiëring van Nederlandse meren en plassen zijn gegevens verwerkt van 15 waterkwaliteitsbeheerders, waaronder de provincie Friesland. Ook in de 2e eutrofiëringsenquête [CUWVO, 1980] waren gegevens van Friese meren verwerkt. Met het nieuwe overzicht van de 3e enquête kan een aantal interessante onderwerpen nader worden beschouwd:

MW IR. F. J. KLINK
afdeling waterkwaliteits-
beheer, provincie Friesland

DR. T. H. L. CLAASSEN
afdeling waterkwaliteits-
beheer, provincie Friesland

– Vergelijking van de resultaten voor Friesland van deze twee enquêtes: de 3e enquête heeft betrekking op de jaren 1983 tot en met 1985, de 2e enquête op het jaar 1977.
– Hoe gedragen de Friese meren in de 3e enquête zich ten opzichte van het landelijke beeld.

Afb. 1 - Ligging van de onderzochte meren in Friesland.

– In welke mate kan de provincie Friesland de resultaten van deze 3e enquête gebruiken bij haar waterkwaliteitsbeheer.

Na een korte gebiedsbeschrijving komen onder ander deze onderwerpen aan bod.

Korte gebiedsbeschrijving

In de 3e eutrofiëringsenquête zijn gegevens van 121 meren beschouwd waarvan 17 in Friesland (waaronder het Friese deel van het Lauwersmeer), zie afb. 1 en tabel I. Van acht

TABEL I – *Waterkwaliteitsgegevens en berekende chlorofyl-waarden voor 17 Friese meren (1).*
(1983/1984/1985 uit de 3e eutrofiëringsenquête) (1977 uit de 2e eutrofiëringsenquête).

Code Naam	o-P mg/l	P-Part mg/l	t-P mg/l	NO_{23} mg/l	NH_4 mg/l	N-Part mg/l	t-N mg/l	t-N/ t-P	Drz m	ALim (P) mg/m³	ALim (N) mg/m³	ALim (L) mg/m³	ALim mg/m³	Chl-a mg/m³	Lim F
1983 tot en met 1985															
1 Langweerder Wielen	0,03	0,19	0,22	0,38	0,13	3,69	4,20	19,1	0,28	314	287	759	287	154,2	
2 Koevorder	0,03	0,16	0,19	0,48	0,13	3,10	3,70	19,5	0,28	271	242	1.032	242	138,8	
3 Grote Brekken	0,03	0,14	0,17	0,70	0,11	2,92	3,73	21,9	0,33	243	245	658	243	127,5	
4 Slotermeer	0,02	0,14	0,16	0,16	0,09	3,61	3,86	24,1	0,25	229	256	516	229	134,5	
5 Fluessen	0,16	0,18	0,34	0,26	0,09	3,89	4,24	12,5	0,23	486	290	547	290	148,6	
6 Heegermeer	0,16	0,20	0,36	0,27	0,11	3,87	4,26	11,2	0,23	514	292	550	292	151,4	
7 Smalle Eesterzand.	0,15	0,23	0,43	1,37	0,52	3,11	5,00	11,6	0,29	614	358	1.308	358	89,8	
8 De Leijen	0,50	0,41	0,91	1,10	0,46	3,23	5,49	6,0	0,17	1.300	402	708	402	160,2	
9 Bergumermeer	0,26	0,30	0,56	0,91	0,62	3,13	4,66	3,3	0,28	800	328	763	328	120,3	
10 Zandmeer	0,10	0,22	0,32	0,61	0,20	3,48	4,29	13,4	0,25	457	295	764	295	122,1	
11 Sitebuurster Ee	0,10	0,19	0,29	0,79	0,25	3,15	4,19	14,5	0,30	414	286	406	286	113,9	
12 Pikmeer	0,09	0,18	0,27	0,61	0,24	3,11	3,96	14,7	0,29	386	265	617	265	128,8	
13 Sneekermeer	0,06	0,17	0,23	0,46	0,15	3,26	3,87	16,8	0,41	328	257	716	257	126,1	
14 Wijde Ee	0,08	0,20	0,28	0,30	0,21	3,09	4,10	14,6	0,32	400	278	629	278	108,0	
15 Tjeukemeer	0,02	0,20	0,22	0,44	0,04	3,32	3,79	17,2	0,32	314	250	584	250	161,0	
16 Brandemeer	0,03	0,15	0,18	0,36	0,11	3,07	3,54	19,7	0,33	257	228	821	228	124,3	
17 Lauwersmeer	0,49	0,24	0,73	1,12	0,31	3,49	4,92	6,7	0,30	1.042	351	367	351	105,4	
1977															
4 Slotermeer	0,00	0,19	0,19	0,20	0,00	3,20	3,40	17,9	0,39	132	215	356	132	105,0	P
15 Tjeukemeer	0,08	0,12	0,20	0,64	0,18	1,48	2,30	11,5	0,45	140	117	261	117	86,0	N

(1) alle waarden op basis van zomergemiddelden
P-Part = particulier P = totaal-P minus ortho-P
N-Part = particulier N = Kjeldahl-N minus ammonium-N
Drz = doorzicht
ALim(P) = berekende, maximaal bereikbare fytoplanktonconcentratie in geval van fosfaatlimitering (mg Chl-a/m³; berekend met behulp van tot.-P)
ALim(N) = berekende, maximaal bereikbare fytoplanktonconcentratie in geval van stikstoflimitering (mg Chl-a/m³; berekend met behulp van tot.-N)
ALim(L) = berekende, maximaal bereikbare fytoplanktonconcentratie in geval van lichtlimitering (mg Chl-a/m³; berekend met behulp van diepte en doorzicht zonder algen)
ALim = het minimum van [ALim(P), ALim(N), ALim(L)]
Chl-a = gemeten chlorofyl-a gehalte
Lim F = limiterende factor

meren (Koevorder, Grote Brekken, Slotermeer, Bergumermeer, Sneekermeer, Tjeukemeer, Brandemeer en Lauwersmeer) waren uitgebreider gegevens voorhanden, zodat nutriëntenbalansen opgesteld konden worden. Van alle 17 meren waren chlorofylgegevens voorhanden. Ter vergelijking: de 2e enquête betrof 17 wateren waarvan er 15 ook zijn opgenomen in de 3e enquête. Van slechts twee meren (Slotermeer en Tjeukemeer) waren indertijd ook chlorofylgegevens bekend. Bij de meeste waterkwaliteitsbeheerders zijn sinds de 2e enquête meer gegevens beschikbaar gekomen over waterkwaliteit, algensamenstelling en nutriëntenhuishouding.
Alle meren die in de enquête verwerkt zijn, met uitzondering van het Lauwersmeer, vormen een onderdeel van de Friese boezem en staan dus in vrije onderlinge verbinding. Het Lauwersmeer is een aparte waterhuishoudkundige eenheid en is als bergboezem te beschouwen voor de afwatering van de aangrenzende Groningse en Friese gebieden. Dertien meren zijn van het veentype en vier van het zandtype. Ze zijn ondiep (0,8 tot 2,1 m), alleen de vaargeulen in de meren zijn dieper (globaal 3,60 m diep).

Beschrijving waterkwaliteit, actueel beeld van de eutrofiëring in Friesland

In het CUWVO-rapport van 1983 inzake eutrofiëringsbestrijding worden voor Friesland de volgende categorieën wateren onderscheiden:
categorie I: merengebied van zuidwest Friesland;
categorie II: wateren van noordoost- en zuidoost-Friesland.
In de categorie I-gebieden diende eutrofiëringsbestrijding de hoogste prioriteit te krijgen, omdat maatregelen in deze gebieden naar verwachting zouden leiden tot significante verbetering van de eutrofiëringstoestand of omdat hierdoor verslechtering zou worden voorkomen.
Voor categorie II-gebieden bestond er nog onzekerheid ten aanzien van het mogelijke effect van te nemen maatregelen. De nadruk diende hier dan ook te liggen op onderzoek naar de relaties tussen maatregelen en effecten.
Afgezien van perioden met een groot neerslagoverschot is de stroomrichting van het boezemwater overwegend van het zuidwesten naar het noorden. Ook de waterkwaliteit van het boezemwater verandert in deze richting, zie tabel I. Alle gegevens zijn gebaseerd op zomergemiddelden (april t/m september). Globaal treedt een stijgend totaal-fosfaatgehalte op van zuidwest naar noordoost Friesland, overeenkomstig de beweging van het boezemwater. Voor totaal-stikstof geldt dit in veel mindere mate. Op de vier punten in noordoost Friesland (De Leijen, Bergumermeer, Lauwersmeer en Smalle Eesterzanding) zijn de totaal-fosfaatconcentraties 0,43 tot 0,91 mg P/l. In de wateren in het centrum en het zuidwesten van de provincie is dit 0,16 tot 0,36 mg P/l. De totaal-stikstofconcentraties in genoemde gebieden bedragen respectievelijk 4,66 - 5,49 mg N/l en 3,54 - 4,29 mg N/l. Het plankton in alle 17 meren wordt 's zomers gedomineerd door de draadvormige blauwalg *Oscillatoria agardhii*.
Uit afb. 2 blijkt dat de totaal-fosfaat- en chlorofyl-a-gehalten van de Friese meren in het algemeen 'middelmatig' zijn ten opzichte van die van de overige meren in Nederland, dat wil zeggen niet bijzonder hoog en niet bijzonder laag.

Vergelijking van de 2e en 3e enquête qua waterkwaliteit

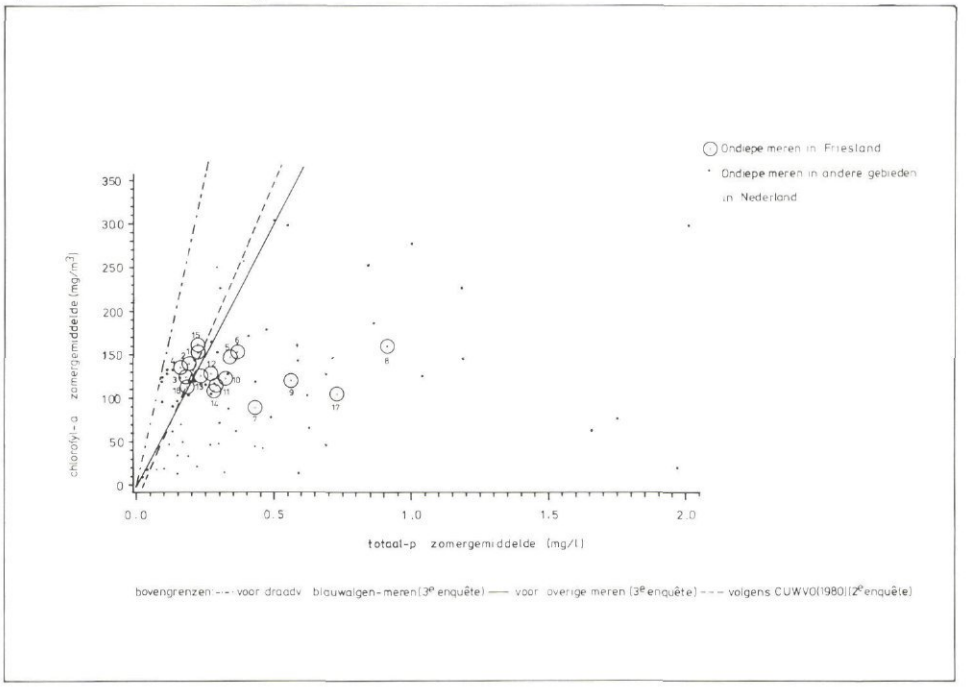
Vergelijking van de 3e enquête met de 2e enquête toont helaas geen sterke afname van totaal-stikstof-, totaal-fosfaat- of chlorofylgehalten in het Tjeukemeer en het Slotermeer. Dit ondanks de inspanningen om de eutrofiëring te bestrijden, die in het laatste deel van dit artikel besproken zullen worden.

Relatie tussen nutriëntenconcentraties en algenbiomassa

De analyse van de gegevens voor deze 3e eutrofiëringsenquête is gesplitst in twee onderdelen:
1. beschrijving van de relatie tussen nutriëntenbelasting en nutriëntenconcentraties;
2. beschrijving van de algenbiomassa als functie van de nutriëntenconcentraties en het onderwater-lichtklimaat.

Dit artikel beperkt zich tot het tweede onderwerp. De preciese werkwijze bij de 3e enquête wordt in andere artikelen in dit themanummer toegelicht. Globaal komt de werkwijze er op neer dat men na grafische verwerking van de vele meetgegevens van de waterkwaliteitsbeheerders gekomen is tot modellijnen die het maximale chlorofyl-a-gehalte aangeven bij een bepaalde totaal-fosfaatconcentratie, een totaal-stikstofconcentratie, of een bepaalde lichtintensiteit. Deze modellijnen zijn voornamelijk op het oog vastgestelde bovengrenzen. In afb. 2 is het chlorofyl-a-gehalte tegen het totaal-fosfaatgehalte van de ondiepe meren van Nederland uitgezet. De Friese meren zijn hierin apart aangegeven evenals de bovengrenzen uit de 2e en 3e enquête. Voor fosfaat resulteerde de 3e enquête in twee modellijnen: de opstellers van het rapport maken onderscheid tussen meren gedomineerd door draadvormige blauwalgen en de overige meren.
Ligt de waargenomen chlorofyl-a-concentratie onder de berekende maximale chlorofyl-a-concentratie bij een bepaald gehalte fosfaat of stikstof of een bepaald lichtklimaat, dan lijkt de algenconcentratie in het onderzochte water volgens deze methode niet gelimiteerd door respectievelijk fosfaat, stikstof of licht. Tevens betekent dit dat bij bijvoorbeeld sanering van de fosfaatlozingen op een meer het bijbehorende meetpunt eerst naar links verschuift tot aan de desbetreffende bovengrens, alvorens de chlorofyl-a-concentratie zal gaan dalen. In tabel I zijn naast de gemeten chlorofyl-a-gehalten ook de berekende chlorofyl-gehalten volgens elk van deze drie modellen opgenomen. Vervolgens

Afb. 2 - Verband tussen chlorofyl-a en totaal-P.



is de laagste van deze drie berekende gehalten geplaatst naast het gemeten chlorofyl-a-gehalte. Komt deze laagste waarde redelijk overeen met de gemeten chlorofyl-a-concentratie dan geeft de desbetreffende modellijn de limiterende factor aan.
Toepassing van de drie modellijnen op de 17 Friese meren die in deze enquête meededen, leert dat geen van deze meren volgens deze methode fosfaat-, stikstof- of lichtgelimiteerd zou zijn. De gemeten chlorofyl-a-concentraties liggen ruim onder de modellijnen.

Vergelijking van de 2e en 3e enquête qua relatie tussen nutriëntenconcentraties en algenbiomassa

Zoals gezegd zijn de chlorofylgegevens van het Tjeukemeer en het Slotermeer zowel in de 2e als in de 3e enquête verwerkt.
Naar aanleiding van de 2e enquête werd geconcludeerd dat het Slotermeer P-gelimiteerd was en het Tjeukemeer N-gelimiteerd. De berekende chlorofyl-waarden lagen toen ook hoger dan de destijds gemeten waarden maar het verschil was minder dan 50% ten opzichte van de gemeten waarde.
Als criterium voor een redelijke overeenkomst tussen berekende en gemeten chlorofylgehalten werd in de 2e enquête een afwijking van 50% of minder ten opzichte van de gemeten waarde aangehouden.
Het toegenomen verschil tussen berekende en gemeten chlorofylconcentraties voor het Tjeukemeer en Slotermeer in de 3e enquête komt deels doordat ten opzichte van de 2e enquête de CUWVO-modellijn voor fosfaat in draadvormige blauwalgenmeren aanzienlijk verhoogd is. De helling is vrijwel verdubbeld tot chlorofyl-a = 1.428 * P(zomergem.) (zie afb. 2). Maar niet alleen het verschil tussen berekende en gemeten chlorofyl-a-concentraties is toegenomen, ook de absolute (gemeten) chlorofyl-a-concentraties zijn gestegen. Vergelijken we de waarden van Slotermeer en Tjeukemeer uit de 2e en 3e enquête dan zien we stijgingen van resp. 105 naar 135 en van 86 naar 161 mg chl-a/m^3. Dus ondanks de defosfateringsinspanningen zien we een toename van algenbiomassa tot enigszins boven de berekende bovengrenzen van de 2e enquête (zijnde resp. 132 en 117 mg chl-a/m^3).
De stikstofmodellijn is niet veranderd sinds de 2e enquête. Het toegenomen verschil tussen gemeten en berekende chlorofyl-a-waarden, wordt veroorzaakt doordat ten opzichte van de richtingscoëfficiënt van de modellijn, de totaal-stikstofconcentraties sterker zijn gestegen dan de (gemeten) chlorofylconcentraties.

Discussie

De rapporten inzake de twee enquêtes noemen een aantal mogelijke verklaringen voor een groot verschil tussen berekende en gemeten chlorofyl-a-gehalten:
- grote waterverversing waardoor uitspoeling van algen optreedt;
- relatief intensieve zoöplanktonactiviteit;
- een relatief grote fractie niet voor algen beschikbare stikstof en/of fosfaat;
- onnauwkeurigheden en fouten in de meetgegevens.

Daarnaast geldt dat met het gepresenteerde model slechts globale uitspraken kunnen worden gedaan over de gemiddelde situatie in het zomerhalfjaar. Gedurende kortere of langere tijd binnen dit zomerhalfjaar kan het voorkomen dat de gehalten aan stikstof en fosfaat beduidend lager zijn dan de gemiddelde waarden en dat in deze periode de rol van de nutriënten veel belangrijker kan zijn dan op grond van de gemiddelde situatie wordt afgeleid.

Een deel van het Oude Venengebied, genaamd 9 Mêd, is sinds 1985 afgesloten van de boezem. Het Limnologisch Instituut (Oosterzee) volgt de ontwikkelingen in deze plas. In 1984 waren in 9 Mêd nog vrij grote hoeveelheden blauwalgen aanwezig, maar in 1985 gaf 9 Mêd vrijwel geen blauwalgen meer te zien [Hoogveld, 1986]. De hoeveelheid nutriënten in 9 Mêd is echter nog steeds ruim. De totaal-fosfaatgehalten bedroegen in 1986 0,125 tot 0,465 mg/l [De Boer et al., 1987].
Hieruit blijkt dat de absolute hoeveelheden nutriënten niet altijd belangrijk zijn. Mogelijk zijn de aanwezigheidsvorm en daaraan gerelateerd de beschikbaarheid belangrijk. Uitspoeling van algen of grote zoöplanktonactiviteit lijken gezien diverse waarnemingen in de Friese meren minder goede verklaringen voor het verschil tussen berekende en gemeten waarden.

Naast de methode toegepast in de enquêtes zijn er ook andere methoden om te bepalen welke factor beperkend is voor de algengroei, zoals bioassays en de N/P-verhouding. Voor de Friese meren zijn geen bioassayproeven verricht zodat vergelijking tussen de twee methoden voor dit gebied niet mogelijk is. Mede op basis van de N/P-verhouding en de relatief lage fosfaatniveaus is destijds besloten tot defosfatering op de rioolwaterzuiveringsinstallaties (rwzi's) in het zuidwestelijk merengebied.
Dat volgens de resultaten van de 3e enquête de Friese meren niet fosfaat-, stikstof- of lichtgelimiteerd lijken te zijn, betekent dat bij verdere sanering van fosfaatbronnen het bijbehorende punt in afb. 2 eerst naar links zal verschuiven tot aan de desbetreffende bovengrens, alvorens de chlorofyl-a-concentratie zal gaan dalen. Het verdubbelen van de helling van de modellijn van fosfaat betekent derhalve dat nog sterkere sanering van fosfaatlozingen noodzakelijk is dan aan de hand van de 2e enquête werd verwacht.
Ook in het IMP-Water 1985-1989 wordt fosfaat als de belangrijkste factor voor de vermesting van eutrofiëringsgevoelige wateren beschouwd hoewel niet ontkend wordt dat er in bepaalde situaties andere limiterende factoren zijn. Het beleid blijft derhalve in de eerste plaats op de vermindering van de fosfaatbelasting gericht.
Door de landelijke aanpak van de enquête is de methode waarmee uitspraken over limiterende factoren worden gedaan, tamelijk grof. In hoeverre er belangrijke verschillen tussen de meren in de verschillende regio's over het hoofd worden gezien, blijft onbekend. Ook de tijdschaal (zomergemiddelden) is tamelijk grof.
Het belang van het verrichten van bioassays, waarmee ook uitspraken over limiterende factoren kunnen worden gedaan, wordt voor de provincie Friesland groter. Naast algemeen eutrofiëringsonderzoek, is ook regionaal onderzoek nodig om te letten op gebiedsspecifieke aspecten.

Tot slot wil dit artikel een impressie geven van de aanpak van de eutrofiëringsbestrijding in Friesland.

Aanpak van de eutrofiëringsbestrijding in Friesland

In de aanpak van de eutrofiëringsbestrijding zijn twee aspecten te onderscheiden: het uitvoeren van maatregelen (defosfatering) en het verrichten van onderzoek.

Defosfatering

In Friesland wordt gedefosfateerd op acht rwzi's, die in het zuidwestelijk merengebied (categorie I) liggen. Bij de keuze van de locaties is gelet op het tracé dat het boezemwater (IJsselmeerwater) volgt. In tabel II is aangegeven waar de rwzi's met defosfateringstrap zijn gevestigd en sinds wanneer deze defosfateringstrap functioneert.
Rwzi Warns buiten beschouwing gelaten ontvangen de overige zeven installaties 190 ton P/j en lozen 20 ton P/j. De biologische fosfaatverwijdering ligt reeds op ongeveer 45%. Door chemische defosfatering wordt de fosfaatverwijdering tot ongeveer 90% verhoogd waardoor ongeveer 85 ton P/j minder op de boezem geloosd wordt.

TABEL II – *Aanvang defosfatering op rwzi's in Friesland.*

rwzi	Aanvang defosfatering	Ontwerpcapaciteit in i.e.'s
Sloten	september 1979	16.500
Lemmer	december 1979	20.000
Sneek	januari 1984	40.000
Joure	januari 1984	47.000
Akkrum	juli 1984	12.000
Wolvega	juli 1984	45.000
Grouw	oktober 1984	15.000
Warns	september 1986	12.500

Het effect op de waterkwaliteit is minder eenvoudig vast te stellen in verband met weersinvloeden en variërende invloeden van de overige fosfaatbronnen. Hoewel qua algengroei de situatie nog geen verbetering te zien heeft gegeven, wordt niet aan het nut van de maatregelen getwijfeld. Wellicht blijven verdere verslechteringen uit, bovendien wordt de erfenis in de vorm van nutriëntenrijk bodemslib beperkt.

FOSFRI

De ministeries van VROM en V&W staan een integrale aanpak (meersporenbeleid) van de eutrofiëring voor. In het kader van deze integrale aanpak is onderzoek nodig om aan te geven welk pakket van maatregelen het meest effectief is.
Hiertoe werd in 1984 het modelmatige FOSFRI-onderzoek gestart. FOSFRI staat voor 'FOSfaateutrofiëringsonderzoek in FRIesland'. Het FOSFRI-gebied ligt in het zuidwestelijke merengebied en omvat onder andere het Tjeukemeer en het Slotermeer. Het onderzoek zal naar verwachting eind 1988 resulteren in een beleidsgerichte rapportering. Meer informatie inzake het FOSFRI-project is te vinden in Van Huet et al. [1987].

Oude Venen

Er is een proefproject integrale eutrofiëringsbestrijding in voorbereiding voor delen van het gebied bij Oude Venen. De Oude Venen liggen globaal in het centrum van de provincie. Dit natuurgebied met uitgestrekte laagveen-moerassen is van grote waarde. Voor een uitgebreidere beschrijving zie Klink [1987]. Het proefproject heeft tot doel de eutrofiëring in de Oude Venen terug te dringen door het uitvoeren van een pakket van kwaliteits- en kwantiteitsmaatregelen: afsluiten van de boezem, baggeren en visbeheer. De resultaten zullen gevolgd worden door middel van een uitgebreid meetprogramma. Met de ervaringen opgedaan in dit gebied, kan ook in andere gebieden integrale eutrofiëringsbestrijding uitgevoerd worden.

Conclusies

In het algemeen en ook in Friesland blijkt dat eutrofiëringsbestrijding een gecompliceerd en moeizaam proces is. De 3e enquête maakt het er niet eenvoudiger op. Doordat de maximale algengroei bij een bepaalde totaal fosfaatconcentratie nog hoger lijkt te kunnen zijn dan volgens de 2e enquête, zou de te leveren saneringsinspaning nog groter moeten worden voordat de algenbiomassa daadwerkelijk afneemt.
De waterkwaliteitsbeheerder moet blijven zoeken naar methoden om de blauwalgendominantie met alle bijbehorende vervelende consequenties voor het ecosysteem, terug te dringen. Het 9 Mêd-experiment geeft aan dat terugdringing van de invloed van boezemwater mogelijkheden biedt om de dominantie van blauwalgen terug te dringen.

Referenties

Boer, T. de, Kramer, H., Schrotenboer, J. en Voerman, J. (1987). *Hydrologisch, fysisch en chemisch onderzoek in twee petgaten in 'de Alde Feanen' bij Eernewoude (Friesland) – verslag van de resultaten over 1986.* Limnologisch Instituut Oosterzee/Nieuwersluis intern verslag nr. 1987-3.
CUWVO (1980). *Ontwikkeling van grenswaarden voor doorzicht, chlorofyl, fosfaat en stikstof.* Resultaten van de tweede eutrofiëringsenquête.
CUWVO (1983). *Aanbevelingen voor bestrijding van de eutrofiëring van de Nederlandse oppervlaktewateren.*
Janse, J. H., Lijklema, L. en Royackers, R. M. M. (1987). *vergelijkend onderzoek naar de eutrofiëring in Nederlandse meren en plassen (derde eutrofiëringsenquête).* CUWVO, Landbouwuniversiteit Wageningen.
Huet, H. J. W. J. van, Haan, H. de en Claassen, T. H. L. (1987). *Fosfaateutrofiëringsonderzoek in het merengebied van zuid-west Friesland.* H_2O (20) 1987, nr. 6, p. 131-1135.
Hoogveld, H. L. (1986). *Fytoplankton van Eernewoude 1985.* Limnologisch Instituut Oosterzee/Nieuwersluis intern verslag nr. 1986-11.
Klink, F. J. (1987). *Waterbeheer in Friesland. De voordrachten tijdens de NVA-voorjaarsvergadering samengevat.* H_2O (20) 1987, nr. 21, p. 519-521.

● ● ●

Eutrofiëring in Rijnland

• *Slot van pagina 477*

provincie Zuid-Holland en de desbetreffende gemeenten en andere belanghebbenden zijn vertegenwoordigd. Zowel voor als na de uitvoering van de maatregelen zal de waterkwaliteit uitgebreid worden gevolgd door middel van fysisch, chemisch, fyto- en zoöplankton-, waterplanten-, bioassay- en sedimentonderzoek. Afhankelijk van de resultaten in de eerste jaren na de maatregelen zal worden bezien of aanvullende maatregelen, bijvoorbeeld in de vorm van actief visstandbeheer, gewenst en noodzakelijk zijn.

Literatuur

Boulan, R. P., Donze, M. en Klapwijk, S. P. (1987). *Fosfaatbalans van de polder Reeuwijk en een aantal deelgebieden.* Meded. nr. 10 Vakgroep Gezondheidstechniek en Waterbeheersing, TU Delft.
CUWVO (1980). *Ontwikkeling van grenswaarden voor doorzicht, chlorophyl, fosfaat en stikstof. Resultaten van de tweede eutrofiëringsenquête.* Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren CUWVO werkgroep VI, Rijksinstituut voor zuivering van afvalwater.
Does, J. van der en Klapwijk, S. P. (1985). *Effecten van fosfaatverwijdering op de waterkwaliteit in Zuid-Oost Rijnland.* H_2O (18) 1985, nr. 18, p. 381-387.
Does, J. van der and Klapwijk, S. P. (1987). *Effects of phosphorus removal on the maximal algal growth in bioassay experiments with water from four Dutch lakes.* Int. Rev. ges. Hydrobiol. 72 (1): 27-39.
Golterman, H. L. (1979). *Defosfatering: de enige mogelijkheid algengroei te beperken, ook in de Rijnlandse meren.* H_2O (12) nr. 2, 40-44.
Hofstede, A. E. en Blok, E. (1964). *Visserij-biologische waarnemingen in de Langeraarse plassen.* Documentatierapport nr. 4 Inspectie der Visserijen te Utrecht.
Hoogheemraadschap van Rijnland (1984). *Rapport betreffende het onderzoek naar de effecten van fosfaatverwijdering op de awzi's Gouda, Bodegraven en Nieuwveen.* Rapport technische dienst van Rijnland.
Hosper, S. H. (1978). *Stikstof, fosfaat en eutrofiëring.* H_2O (11) 1978, nr. 18, p. 385-387.
Hosper, S. H. (1980). *Development and practical application of limiting values for the phosphate concentration in surface waters in the Netherlands.* Hydrob. Bull. 14: 64-72.
Janse, J. H., Lijklema, L. en Roijackers, R. M. M. (1987). *Vergelijkend onderzoek naar de eutrofiëring in Nederlandse meren en plassen.* Rapport LU Wageningen onder auspiciën van de CUWVO.
Klapwijk, S. P.(1981). *Limnologisch onderzoek naar effecten van defosfatering in Rijnland.* H_2O (14) 1981, nr. 20, 472-483.
Lijklema, L., Janse, J. H., Roijackers, R. M. M. en Meijer, M.-L. (1988). *Eutrofiëring in Nederland.* H_2O: dit nummer.
Oranjewoud bv (1987). *Plan integrale eutrofiëringsbestrijding Geerplas.* Projectnr.: 87-17261. Oranjewoud bv, Oosterhout.
Pater, J. (1981). *Fosfaatbalans voor de polder Reeuwijk 1979/1980.* Hoogheemraadschap van Rijnland, Technische Dienst. Leiden.
Redeke, H. C. (1923). *Rapport over onderzoekingen aangaande den groei van den Brasem in verschillende wateren.* Verhandelingen en Rapporten Rijksinstituten voor Visscherij-onderzoek 1 (2): 221-254.
Schmidt-van Dorp, A. D. (1975). *Fosfaat en eutrofiëring binnen het Hoogheemraadschap van Rijnland.* H_2O (8) 1975, nr. 13, p. 254-258.
Schmidt-van Dorp, A. D. (1978). *De eutrofiëring van ondiepe meren in Rijnland.* Rapport Technische Dienst, Hoogheemraadschap van Rijnland, Leiden. 254 p.
Unie van Waterschappen (1983). *Regionaal eutrofiëringsonderzoek 1976-1981.* Rapport van de Werkgroep Eutrofiëring.
Vlugt, J. C. van der, Klapwijk, S. P. en Eijk, J. A. A. M. van (1986). *Waterkwaliteitsonderzoek Reeuwijkse plassen WOR 1983-1985; Verslag van 3 jaar veldonderzoek.* Rapportnr. 840156001 RIVM.
Vlugt, J. C. van der en Klapwijk, S. P. (1987). *Waterkwaliteitsonderzoek in de Reeuwijkse plassen 1983-1985.* H_2O (20) 1987, nr. 4, p. 86-91.
Waterloopkundig Laboratorium (1985). *Waterkwaliteitsmodellering Rijnland.* Verslag onderzoek R 1651.

● ● ●