

Eutrofiëring in Nederland

Inleiding

Nadat in 1980 de tweede eutrofiërings-enquête 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

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

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 monsternamen 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 anderszins 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.



L. LIJKLEMA
Landbouwniversiteit Wageningen
vakgroep waterzuivering

J. H. JANSE
RIVM Bilthoven



R. M. M. ROIJACKERS
Landbouwniversiteit Wageningen
vakgroep waterzuivering

M.-L. MEIJER
DBW-RIZA
Lelystad

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.

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

Doelstelling

Het doel van deze derde eutrofiërings-enquête 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 Veluwe-randmeren 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 (mg/l)	54 niet gesaneerd	0,46	0,44	0,45	0,44
	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 (mg/l)	54 niet gesaneerd	4,36	3,87	3,80	3,83
	4 Veluwe randmeren	3,67	3,01	2,93	1,92
	4 Loosdrecht	-	-	-	-
chlorofyl-a (mg/m ³)	54 niet gesaneerd	98	112	106	102
	4 Veluwe randmeren	219	221	164	85
	4 Loosdrecht	106	168	182	149

De relatie fosfaatbelasting-fosfaat-concentratie

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 particulier 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:

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

Omdat er gegevens bekend zijn over de concentraties in het inlaatwater en het meerwater is het mogelijk te onderzoeken of

TABEL II – Maximaal toelaatbare totaal P-belasting (g/m² · 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-~)

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):

$$R_p = -0,161 \log q_s + 0,655$$

$$r = 0,38 \quad n = 30 \quad \sigma = 0,25 \quad (1987) \tag{2a}$$

$$R_p = -0,148 \log q_s + 0,586$$

$$r = 0,68 \quad n = 14 \quad \sigma = 0,14 \quad (1980) \tag{2b}$$

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.

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

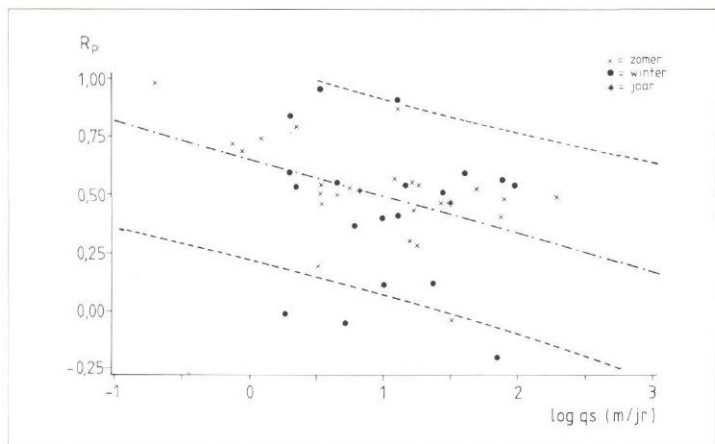
De betrouwbaarheidsintervallen zijn nogal wijd. Uit de tabel is bijvoorbeeld af te lezen dat voor een willekeurig meer met H = 2 m en τ = 0,5 jr er bij een oppervlaktebelasting (q_s, P_{in}) van 1,4 g P/m² · jr een 50% kans is dat de fosfaatconcentratie minder dan 0,15 mg P/l zal zijn. Deze kans neemt toe tot 90% wanneer de belasting daalt tot 0,7 g P/m² · 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:

$$R = 0,176 \cdot P_{in} + 0,361 \quad r = 0,44 \quad \sigma = 0,241 \tag{3}$$

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:

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

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:

$$a = 1,02 \quad b = 0,88 \quad (\text{OECD, 1982}) \quad (5)$$

$$a = 0,698 \quad b = 0,88 \quad (\text{CUWVO, 1987}) \quad (6)$$

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 basis-kwaliteitsnorm 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:

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

voor de 80 meren waarin N-totaal:P-totaal groter dan 10 is. $[A]$ is de chlorofylconcentratie in $\mu\text{g/l}$. Omdat veel meren voorsnog 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:

$$A = 625 \cdot [P] \quad (\text{CUWVO 1987}) \quad (8)$$

$$A = 776 \cdot [P] - 15,53 \quad (\text{CUWVO 1980}) \quad (9)$$

terwijl voor de meren met draadvormige blauwalgen geldt:

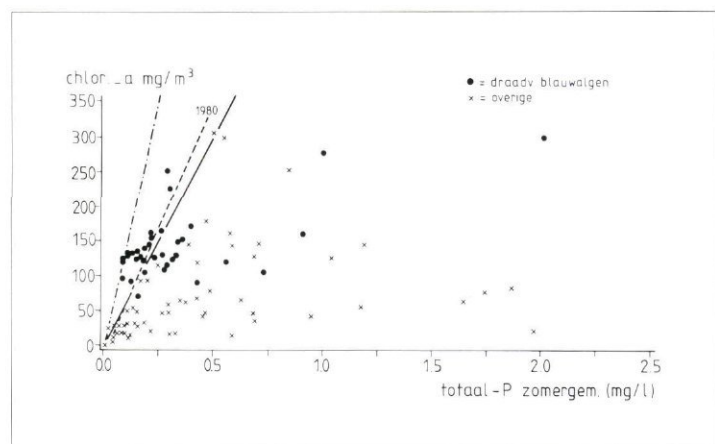
$$A = 1428 \cdot [P] \quad (\text{CUWVO 1987}) \quad (10)$$

In het databestand van 1980 kon geen onderscheid worden gemaakt tussen de verschillende soorten dominerende algen. Uit het (vrijwel) ontbreken van een 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 zelfbeschaduwende 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 Hoesper en Meijer [1986]. Omdat er een basiskwaliteitsnorm voor chlorofyl is geformuleerd: 100 $\mu\text{g/l}$, 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 $\mu\text{g/l}$ chlorofyl in 'draadvormige-blauwalgmeren' bij 0,07 mg P/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 $\mu\text{g/l}$ 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).

algemeen 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 tussen 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:

$$[N] = 2,06 [N_{in}/(1 + \sqrt{\tau})]^{0,42} \quad (11)$$

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

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)

grenswaarde voor stikstof van 2 mg N/l. Waarom deze grenswaarde is gekozen zal nader worden toegelicht in een volgende paragraaf.

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 zomer-gemiddelde chlorofyl-gehalte tegen het overeenkomstige stikstofgehalte is uitgezet, zie afb. 3.

De vergelijking voor de lijn die de bovengrens aangeeft is:

$$A = -89,6 + 89,6 N \quad (12)$$

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

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-coëfficiënt 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 'verdwindiepte' 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:

$$\epsilon = \epsilon_0 + \beta \cdot A \quad (13)$$

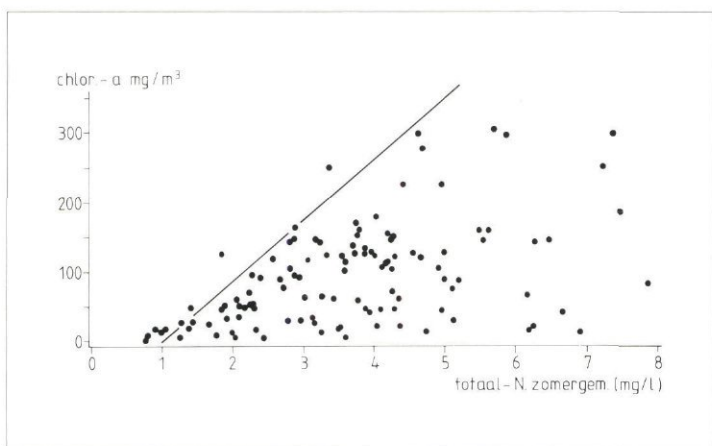
waarin ϵ_0 de achtergrondextinctie van het water is in 1/m, β de specifieke extinctie van chlorofyl-a in m^2/mg en A de chlorofylconcentratie in $\mu g/l$,

dan kan met behulp van de wet van Beer die de exponentiële uitdoving van licht in water beschrijft worden aangetoond dat $\epsilon = 1,6 \cdot S$, zodat:

$$1/S = 1/S_0 + \beta \cdot A/1,6 \quad (14)$$

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



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

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

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

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) $\mu\text{g/l}$ en voor ondiepe meren 58 (14-143) $\mu\text{g/l}$ 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 verliesteren. Bij toename van de algenconcentratie neemt de netto groei minder dan evenredig met de biomassa toe terwijl de verliesteren (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: $A \cdot H$ en de waterdiepte H en het achtergronddoorzicht S_0 (zie onder andere Lorenzen en Mitchell [1975] en Oskam [1977]). De algemene vorm voor zulke relaties is:

$$[A] \cdot H = \text{Constante 1} - (\text{Constante 2}) \cdot H/S_0 \quad (16)$$

waarbij in constante 1 onder andere de verhouding tussen maximale groeisnelheid en de sterfnesnelheid 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_0 en de specifieke extinctie β . In de huidige enquête werd deels op grond van de theorie, deels 'op het oog' uit

grafieken van $[A] \cdot H$ tegen H of tegen H/S_0 , 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_0 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

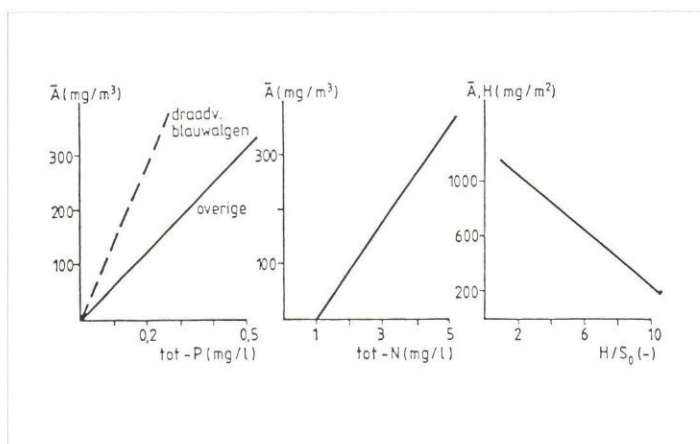
Slechts bij benadering kan een schatting worden gemaakt van de maximaal per m^2 bereikbare algenbiomassa bij lichtlimitering.

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
Braassemmeer	—	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
Langeraaarse Plassen	N	N	Hoogheemr. v. Rijnland, 1984
Reeuwijkse Plassen	P, (N)	N, P	Hoogheemr. v. Rijnland, 1984
Grote Maarssveense 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 fosfaat-uitwisselingsprocessen tussen meersediment en oppervlaktewater; Enkele experimentele technieken bij de bestudering van fosfaatuitwisselingsprocessen tussen meersediment en oppervlaktewater. De interne fosfaatbelasting van het Veluwemeer*. H₂O (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 eutrofiëringenuquête. 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*. H₂O (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*. H₂O (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 nutrient 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.

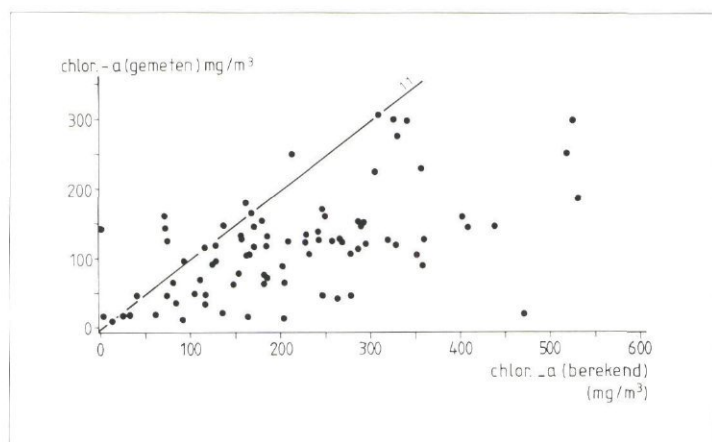
Lijklema, L. (1986). *Phosphorus accumulation in sediments and internal loading*. Hydrobiol. Bull. (20) 213-224.

OECD (1982). *Eutrophication of waters; monitoring, assessment 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 Grundlage 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).