Vermindering van de stikstofbelasting: een middel om de eutrofiëring van plassen en meren te bestrijden?

Samenvatting

Bestrijding van de eutrofiëring in ondiepe meren in Nederland door middel van beperking van de fosfaatbelasting blijkt niet altijd even succesvol te zijn.
Door middel van een literatuurstudie is onderzocht of een vermindering van de stikstofbelasting kans op succes biedt. Dit lijkt het geval te zijn. De basiskwaliteit van 100 μg/l chlorofyl-a komt overeen met een totaal stikstofgehalte van 2,2 mg N/l. Dit gehalte kan blijkens een analyse van de stikstofhuishouding van een beperkt aantal meren worden bereikt bij een gehalte in het aanvoerwater van 3 tot 4 mg N/l. Door denitrificatie kunnen grote hoeveelheden stikstof uit een meer worden verwijderd, maar dit proces lijkt bij afnemende stikstofbelasting steeds minder belangrijk te worden. Het gevaar voor het optreden van een massale bloei van stikstoffixerende algen lijkt, door hun relatief grote lichtbehoefte, vooralsnog klein te zijn. De uitspoeling van stikstofverbindingen uit landbouwgronden reageert veel sneller dan de uitspoeling van fosfaat op een vermindering van de mestgift. Daarom kan mogelijk in die gevallen, waar een nutriëntenbelasting vanuit landbouwgronden een belangrijke rol speelt, langs het stikstofspoor aanzienlijk sneller resultaat worden geboekt dan langs het fosfaatspoor.

Inleiding

Een sterke toename van de hoeveelheid nutriënten heeft in veel Nederlandse oppervlaktewateren geleid tot een sterke toename van de biomassa van fytoplankton. Dit heeft weer een vermindering van het oorspronkelijke aantal planten- en diersoorten tot gevolg. De zo ontstane verarming van de aquatische levensgemeenschap kan uiteindelijk leiden tot een periodieke of zelfs permanente dominantie van blauwalgen.



P. C. M. BOERS
DBW/RIZA,
Lelystad



C. M. VISSER*
Landbouwuniversiteit
Wageningen,
Vakgroep Natuurbeheer

De periodieke of permanente blauwalgenbloei geeft ook de mens veel ongemakken: sommige soorten vormen drijflagen, die zich kunnen ophopen op stranden, bij havens en bij drinkwateronttrekkingspunten. Het water wordt ongeschikt als viswater of zwemwater en de filters van de waterwinbedrijven raken verstopt. De smaak van het water gaat achteruit en het kan op den duur gaan stinken.

Genoemde problemen resulteerden in een overheidsbeleid om de problemen rond de eutrofiëring in Nederland aan te pakken door de externe belasting met fosfaat te verminderen [fosfatennota, 1979]. Hoewel er al duidelijk aanwijzingen waren voor stikstoflimitatie [Schmidt-van Dorp, 1978] koos men fosfaat als de te sturen variabele. Argumenten hiervoor waren dat fosfaat van oudsher in de Nederlandse binnenwateren het beperkende nutriënt is en dat men de verwachting had dat de oude situatie zich weer zou herstellen door de fosfaatbelasting terug te dringen. Stikstof werd niet in aanmerking genomen omdat de belasting door stikstof vooral plaatsvindt via moeilijk te saneren diffuse lozingen vanuit de landbouw en vanuit de lucht, terwijl fosfaatlozingen plaats zouden vinden via makkelijker aan te pakken puntbronnen. Bovendien bestond de vrees dat bij stikstoflimitering de stikstoffixerende blauwalgen de overhand zouden krijgen, waardoor de stikstofbeperkende maatregelen geen enkel effect zouden hebben.

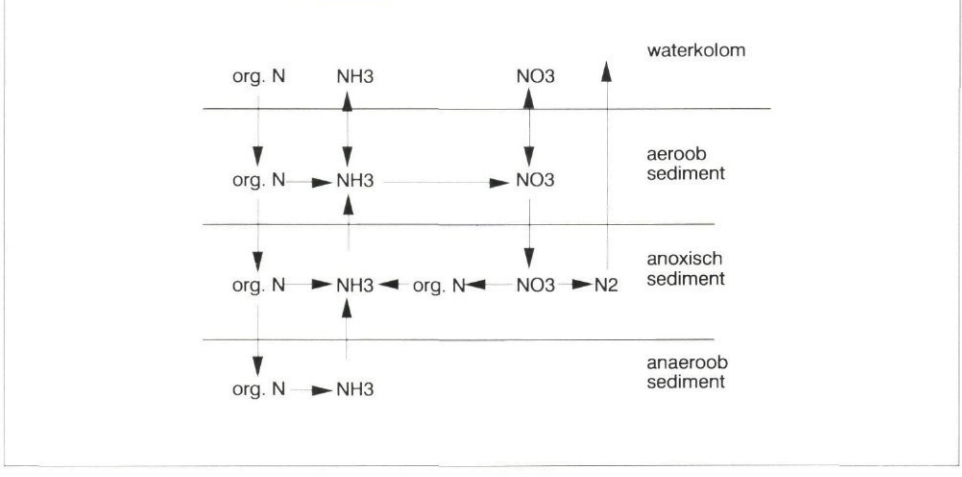
Tot nu toe heeft de fosfaataanpak in het algemeen nog niet geleid tot grote successen. De ervaring leerde dat een aantal van de bovengenoemde denkbeelden op z'n minst genuanceerd moeten worden. Zo bleek ook fosfaat vaak voor een groot deel afkomstig te zijn van diffuse bronnen, met name de landbouw [Vissers e.a., 1985; Rijkswaterstaat, 1989a]. Nalevering van fosfaat door de waterbodem manifesteerde zich als een belangrijk probleem.

Naar aanleiding van deze ervaringen is opnieuw de vraag gesteld of in Nederland een bestrijding van de eutrofiëring door middel van een vermindering van de stikstofbelasting in sommige gevallen niet meer kans van slagen heeft dan een aanpak gericht op vermindering van de fosfaatbelasting. Door middel van een literatuuronderzoek [Visser, 1989] is getracht op enkele belangrijke vragen een antwoord te geven:

- Naar welke stikstofconcentraties in het oppervlaktewater moet worden gestreefd?
- Welke externe stikstofbelasting is toelaatbaar en hoe kan deze worden verminderd?
- Is er sprake van een aanzienlijke interne belasting met anorganische stikstof (NO_3^- en NH_4^+) vanuit de bodem?
- Hoe groot is het aandeel van denitrificatie in de totale stikstofbalans van de Nederlandse oppervlaktewateren? Kan van dit proces een substantiële bijdrage aan de verwijdering van stikstof worden verwacht? Is het mogelijk dit te sturen?
- Is de vrees voor het voorkomen van stikstoffixerende blauwalgen onder stringente stikstoflimiterende condities gegrond?

In dit artikel worden enkele aspecten uit deze studie besproken. Achtereenvolgens komen aan de orde de stikstofgehalten in

Afb. 1 - Schematisch overzicht van de stikstofhuishouding van een ondiep meer (gewijzigd naar Snodgrass and Klapwijk, 1986).



* huidige werkgever: Rijkswaterstaat, directie Utrecht.

het water, externe bronnen van stikstofbelasting, de uitwisseling van stikstofverbindingen tussen water en bodem, de toelaatbare externe stikstofbelasting, de kans op het voorkomen van stikstoffixerende blauwalgen en de perspectieven van een eventuele bestrijding van de eutrofiëring door beperking van de stikstofbelasting.

Stikstofgehalten

De norm voor de basiskwaliteit van totaalstikstof is empirisch vastgesteld op 2,2 mg N/l [CUWVO, 1988; Rijkswaterstaat, 1989b]. De auteurs zijn daarbij uitgegaan van een refractaire stikstoffractie van 1,0 mg N/l en een basiskwaliteit van 100 μg/l chlorofyl-a.
Refractaire stikstof is het niet voor algen beschikbare stikstof, dat is gebonden in complexen zoals humuszuren.
Het is niet bekend hoe de refractaire stikstoffractie is opgebouwd, hoe groot de fractie is en of de fractie per watertype of zelfs per water verschillend is van samenstelling en hoeveelheid. Meer kennis hierover is gewenst, daar de concentratie ten opzichte van de basiskwaliteitsnorm vrij hoog is. De belangrijkste vraag is in welke mate deze fractie alsnog beschikbaar kan komen voor algengroei.

Stikstofbelasting

Om inzicht te verkrijgen in de mate van stikstofbelasting van het oppervlaktewater moet men de afzonderlijke bijdragen van de voornaamste bronnen kennen. Belangrijke bronnen van externe belasting van het oppervlaktewater zijn:
- inlaten van of doorspoelen met gebiedsvreemd water;
- aanvoer via affluenten;
- aanvoer via overstorten en regenwaterlozingen;
- lozingen vanuit niet gerioleerde bebouwing;
- aanvoer via de landbouw (afspoeling, uitspoeling; stal-, spoelwater);
- natte en droge depositie;
- kwel.

Hoewel de onderlinge verhouding tussen de verschillende bronnen plaatselijk sterk verschilt, blijkt toch dat in het algemeen de depositie, het inlaten van gebiedsvreemd water en landbouwkundige activiteiten de grootste bijdrage aan de totale stikstofbelasting van het oppervlaktewater leveren.
De totale stikstofdepositie is in de loop der jaren niet verminderd en bedraagt ca. 4,2 g N $m^{-2} \cdot j^{-1}$. Regionaal en plaatselijk kunnen verschillen optreden [Erisman e.a., 1987]. Deze depositie komt, indien betrokken op de natte neerslag, overeen met een gehalte van ongeveer 5,5 g N m^{-3}.
Een groot deel van het oppervlaktewater komt uiteindelijk in zee terecht.
Het gevaar is reëel dat de trofiesituatie ook daar een niet aanvaardbaar niveau bereikt. Van Buuren [1988] pleit dan ook voor een sterke vermindering van de stikstofbelasting, hetgeen in het Noordzee actieplan is overgenomen.

De uitwisseling tussen bodem en water

Het stikstofgehalte in een meer wordt in de zomermaanden behalve door de externe belasting ook sterk bepaald door de uitwisseling tussen bodem en water. Vooral in een ondiep meer spelen de interacties tussen bodem en water een belangrijke rol. In afb. 1 staan schematisch de belangrijkste processen weergegeven.
Door sedimentatie van organisch materiaal wordt organische stikstof van de waterkolom naar de bodem getransporteerd. In de bodem wordt het organisch materiaal deels afgebroken; hierbij wordt het organisch gebonden stikstof omgezet in ammonium. Een deel van dit ammonium kan door diffusie getransporteerd worden naar de waterkolom en wordt zo nageleverd. Bij de aanwezigheid van zuurstof in de bovenste sedimentlagen kan een ander deel van het ammonium door nitrificerende bacteriën worden geoxydeerd tot nitraat. Ook dit kan voor een deel worden nageleverd. Nitraat kan echter ook door denitrificerende bacteriën als electronenacceptor worden gebruikt voor de afbraak van organische stof en wordt dan met enkele tussenstappen omgezet in elementair stikstof (N_2).
Dit verdwijnt vervolgens naar de atmosfeer. Het resultaat is dat een deel van het ammonium, dat in het sediment wordt gevormd, niet wordt nageleverd, maar via de keten van processen mineralisatie, nitrificatie en denitrificatie uiteindelijk wordt omgezet in elementair stikstof en uit het systeem ontsnapt.
In welke mate dit daadwerkelijk gebeurt, hangt af van de efficiëntie van de laatste twee processen. Voor een efficiënte nitrificatie is nodig dat voldoende zuurstof aanwezig is in de bovenste sedimentlaag. Verder moet de temperatuur hoger zijn dan 5 °C en de pH tussen de 7 en 9 [Knowles, 1982]. Deze laatste factoren zullen 's zomers in het algemeen geen probleem zijn. Denitrificatie daarentegen is een anaëroob proces. Voor een goed verlopen ervan is vereist dat geen zuurstof aanwezig is, maar wel voldoende afbreekbaar organisch koolstof [Knowles, 1982].
Voor een goede omzetting van ammonium in elementair stikstof is dus nodig dat de beide verschillende milieus in elkaars onmiddellijke nabijheid bestaan.
Als hieraan wordt voldaan kan die omzetting vrijwel kwantitatief zijn.
Zo toonden Gardner e.a. [1987] aan dat in de bodem van Lake Michigan de omzetting van ammonium in stikstofgas vrijwel volledig is. Zij vermoeden dat de denitrificatie plaatsvindt in kleine anoxische gebiedjes in de onmiddellijke nabijheid van de aërobe nitrificerende zone. Een dergelijke situatie wordt bevorderd door de aanwezigheid van bodemalgen, omdat zij plaatselijk zuurstof in de bodem brengen. Onder minder gunstige omstandigheden verloopt de omzetting veel slechter. Zo toonden Verdouw e.a. [1985] aan dat in het door stratificatie geheel anoxische sediment van het plasje Vechten alle gevormde ammonium wordt nageleverd aan de waterkolom.
Belangrijk is te weten hoe efficiënt de denitrificatie zal zijn in een Nederlands meer waarin door beperking van de stikstofbelasting de algengroei wordt verminderd. Hoewel er in een aantal meren, echter alle buiten Nederland, onderzoek is gedaan naar de omvang van de denitrificatie, is dit slechts zelden gebeurd in combinatie met een kwantificering van overige aspecten van de stikstofhuishouding. Seitzinger [1988] geeft een overzicht van de beschikbare resultaten. Door denitrificatie wordt vaak 30 tot 50% van de externe stikstofbelasting verwijderd. Verder vindt stikstofverwijdering plaats door begraving van refractaire organische stikstofverbindingen in het sediment. Hierdoor blijkt ongeveer 20% van de externe belasting te worden vastgelegd in het sediment.

TABEL I – *Competitie tussen enkele blauwalgen onder diverse omstandigheden.*

	Anabaena flos-aque	Aphanizomenon flos-aque	Microcystis aurelia	Oscillatoria agardhii	Auteurs
< 45 W/m²			–	+	1
< 45 W/m²		–		+	1
< 45 W/m²	–	–	+		2
> 45 W/m²		+	–	–	1
lage lichtconditie	+		+	–	2
ondiep, troebel	–		–	+	2

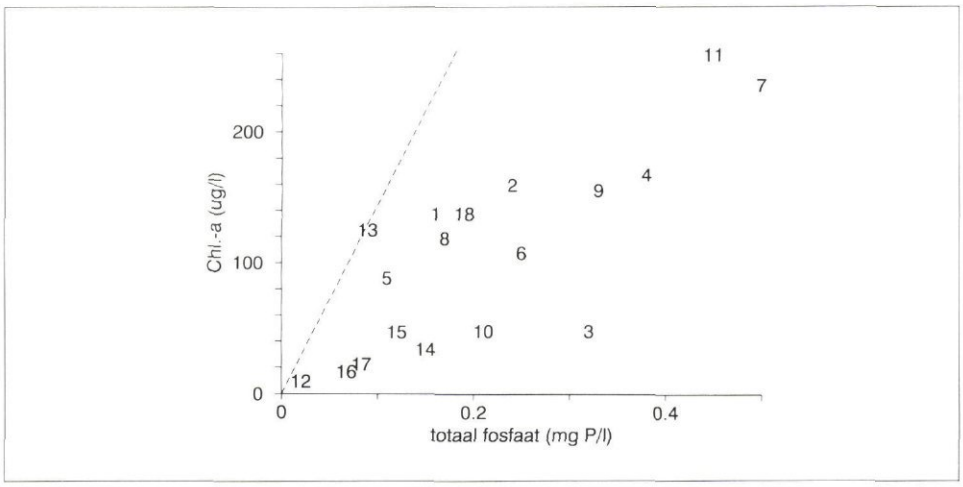
+ : goede concurrentiepositie
– : slechte concurrentiepositie

1: Zevenboom, 1980;
2: Kappers, 1984

De totale verwijdering van stikstof bedraagt meestal ongeveer 50%. Dit verwijderingspercentage geldt ook voor stikstof en fosfaat in Nederlandse meren [CUWVO, 1988]. Het enige proces dat bij de verwijdering van fosfaat een rol speelt is vastlegging in de bodem. De verwijdering van stikstof is dus niet efficiënter dan van fosfaat.
Verdere aanwijzingen voor het gedrag van stikstof bij lage stikstofbelasting zijn gezocht in een analyse van een aantal Nederlandse meren. De aandacht werd hierbij gericht op de relaties tussen stikstofconcentratie en algenbiomassa enerzijds en tussen stikstofbelasting en stikstofconcentratie anderzijds, met name bij relatief lage stikstofconcentraties.
De relatie tussen stikstofconcentratie en algenbiomassa werd onderzocht door uit de meest recente CUWVO eutrofiëringsenquête [1988] gegevens van ondiepe meren waarvan het totaal stikstofgehalte minder dan 5 mg N/l bedraagt te nemen. Afb. 2 geeft de relatie tussen totaal fosfaat en chlorofyl-a gehalten voor deze meren. Alle punten liggen rechts van de lijn die de maximaal bereikbare dichtheden van blauwalgen als functie van de fosfaatgehalten voorstelt. Afb. 3 geeft de relatie tussen totaal stikstof en chlorofyl-a gehalten. Ook hier zijn de maximaal bereikbare algendichtheden ingetekend. Op twee uitzonderingen na liggen alle punten rechts van de lijn. Uit deze twee afbeeldingen blijkt dat in vrijwel alle gevallen de algendichtheden niet beperkt worden door fosfaat of stikstof. Toch geeft het totaal stikstofgehalte een goede correlatie met chlorofyl-a:

$$\text{Chl.-a} = 65{,}4^{*}\ ([\text{N}]_{\text{totaal}} - 1{,}47) \quad (R^2 = 0{,}83) \qquad (1)$$

De relatie tussen stikstofbelasting en stikstofconcentratie werd onderzocht aan de hand van gegevens van de stikstofhuishouding van ondiepe meren, waarvan de externe stikstofbelasting minder dan 100 g N m^{-2} j^{-1} bedraagt, afkomstig van de CUWVO eutrofiëringsenquête [1988]. De relatie tussen stikstofgehalte en -belasting kan op verschillende wijzen worden benaderd:
In de CUWVO eutrofiëringsenquête [1988] wordt een empirische relatie gelegd tussen het stikstofgehalte in het aangevoerde water en het gehalte in het meer. Deze resulteert bij een gehalte in het aangevoerde water van minder dan 2 à 2,5 mg N/l in een negatieve retentie. De reden hiervoor is vermoedelijk dat de door het afleiden van de relatie gebruikte gegevens veelal betrekking hebben op meren met een nog hogere belasting dan 100 g N m^{-2} j^{-1}. Deze relatie is dus niet geschikt om het gedrag van stikstof in laag belaste meren te beschrijven.



Afb. 2 - Verband tussen fosfaat- en chlorofyl-a gehalten voor een aantal meren met lage stikstofconcentraties. — — — = maximale algenbiomassa in door blauwalgen gedomineerde meren. De cijfers verwijzen naar de meren (tabel II).

Een alternatieve benadering is een simpele regressie-analyse tussen de stikstofretentie, berekend uit de verhouding tussen de stikstofconcentraties in het meerwater en in het aangevoerde water, en het gehalte in het aangevoerde water (afb. 4):

$$\text{Retentie} = 0{,}029^{*}\text{Nin} + 0{,}27 \quad (R^2 = 0{,}74) \qquad (2)$$

De correlatie is veel beter dan die tussen fosfaatretentie en gehalte in het inlaatwater:

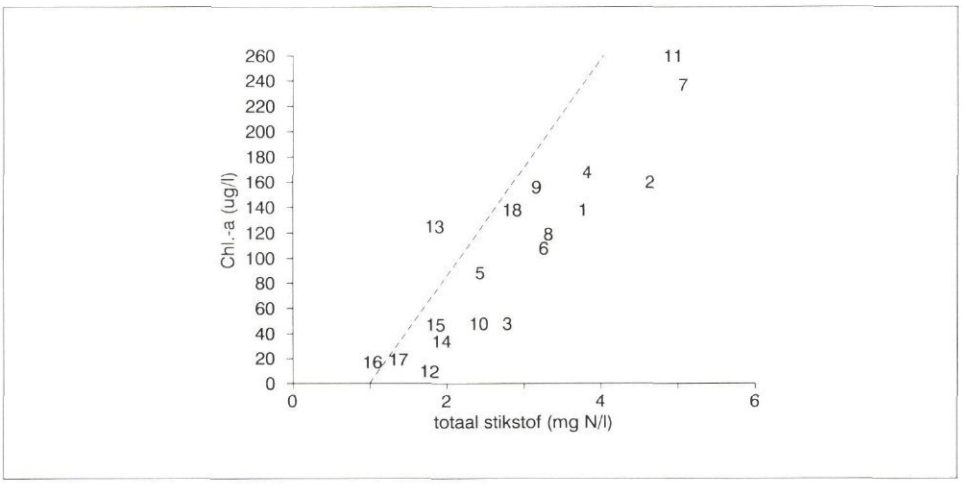
$$\text{Retentie} = 0{,}134^{*}\text{Pin} + 0{,}49 \quad (R^2 = 0{,}38) \qquad (3)$$

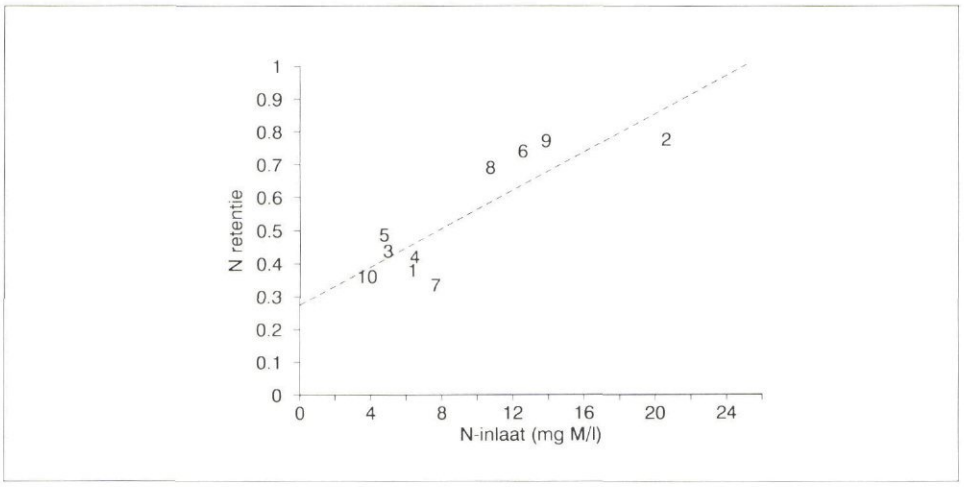
De gevonden empirische relatie tussen retentie en gehalte in het aangevoerde water kan worden gebruikt om het toelaatbaar gehalte in het aangevoerde water bij een gehalte in het meer van 2,2 mg N/l te berekenen. Dit resulteert in een gehalte in het aangevoerde water van 3,5 mg N/l. De standaarddeviatie bedraagt 0,5 mg N/l. Deze 3,5 mg N/l moet worden gezien als een richtlijn, omdat er in de dataset geen meren aanwezig zijn met een dergelijke lage concentratie in het aangevoerde water. Voor een meer van 2 m diep en een verblijftijd van 0,5 jaar komt dit gehalte overeen met een belasting van 14 g N m^{-2} j^{-1}.
In slechts een enkele van de beschouwde

TABEL II – *Overzicht van de bij de analyse van de stikstofhuishouding gebruikte meren.*

1 : Slotermeer	7 : Veluwemeer voor '80	13 : Nieuwkoopse Plassen (Noordeinder)
2 : Tjeukemeer	8 : Veluwemeer na '80	14 : IJmeer
3 : Westeinder Plassen	9 : Kortenhoefse Plas	15 : Naardermeer
4 : Langeraarse Plassen	10 : Waalboezem	16 : Het Hol
5 : Reeuwijkse Plassen	11 : de Poel - 't Zwet	17 : Stichts-Ankeveense Plas
6 : Wolderwijd	12 : Botshol	18 : Nieuwkoopse Plassen (Zuideinder)

Afb. 3 - Verband tussen stikstof en chlorofyl-a gehalten voor een aantal meren met lage stikstofconcentraties. — — — = maximale algenbiomassa. De cijfers verwijzen naar de meren (tabel II).





Afb. 4 - Verband tussen stikstofretentie en gehalte in het aangevoerde water voor meren met een relatief lage stikstofbelasting. — — — = vergelijking (2). De cijfers verwijzen naar de meren (tabel II).

meren was sprake van een duidelijke stikstoflimitatie. Toch is de algenbiomasse sterk gecorreleerd met het stikstofgehalte. Bovendien neemt de retentie af met afnemende gehalten in het ingelaten water. Het lijkt erop dat de retentie zich binnen zekere grenzen aanpast aan de omstandigheden, waarbij het overschot aan stikstof wordt verwijderd en er altijd net voldoende stikstof voorhanden is voor de algen. Dit betekent dat de stikstofverwijdering een soort restpost in de stikstofhuishouding is. Het belang van denitrificatie lijkt bij afnemende stikstofbelasting af te nemen. Volgens de regressie-analyse is de minimale stikstofretentie ongeveer 27%. Dat is dicht bij het aandeel van vastlegging in refractaire stikstofverbindingen in de bodem in de stikstofretentie [Seitzinger, 1988], zodat dit uiteindelijk het enige proces lijkt te zijn, dat nog bijdraagt aan de stikstofverwijdering.

Stikstoffixerende algen

In vele eutrofe meren domineren blauwalgen permanent of in de nazomer het fytoplankton. Veel voorkomende soorten zijn *Anabaena* spp., *Aphanizomenon* spp., *Nostoc* spp., *Oscillatoria* spp., *Lyngbya* spp. en *Microcystis* spp.
Enkele soorten, zoals *Anabaena* spp., *Aphanizomenon* spp. en *Nostoc* spp. zijn door middel van heterocysten (vegetatieve cellen) tot stikstoffixatie in staat.
Het vormen van heterocysten en de stikstoffixatie zelf kosten beide veel energie en zijn daarom alleen mogelijk bij aanwezigheid van voldoende en voldoende reserve-energie (polyfosfaten).
Het optreden van stikstoffixatie kan een poging de eutrofiëring te verminderen door de stikstofbelasting terug te dringen volledig frustreren. Wanneer als gevolg hiervan massaal stikstoffixerende blauwalgen opkomen, is immers niets bereikt. Een aantal blauwalgen (*Anabaena* spp., *Aphanizomenon* spp. en *Microcystis* spp.) bezitten gasvacuolen waarmee zij kunnen migreren naar diepten met de meest gunstige omstandigheden. *Oscillatoria*-soorten hebben een arm regulatiemechanisme; zij kunnen zich alleen in turbulente, troebele ondiepe wateren goed handhaven ten opzichte van de hierboven genoemde, sneller bewegende, soorten. In minder turbulente wateren kunnen de blauwalgen met gasvacuolen stratificeren op een waterdiepte met een voor hun geschikt lichtklimaat. De optimale lichtintensiteit verschilt per algensoort.

In de literatuur zijn enkele gegevens bekend ten aanzien van de competitie tussen de verschillende blauwalgensoorten. Deze gegevens zijn samengevat in tabel I. Men kan hieruit aflezen dat bij geringe lichtintensiteit (< 45 W/m^2) *Oscillatoria* spp. en *Microcystis* spp. de beste concurrentiepositie hebben.
In ondiepe, turbulente wateren is *Oscillatoria* spp. in het voordeel en in diepe wateren *Microcystis* spp. Bij hogere lichtintensiteit (> 45 W/m^2) is *Aphanizomenon* spp. in het voordeel. Voor een dergelijke lichtintensiteit is echter een doorzicht van ongeveer één meter nodig.
Over de bijdrage van stikstoffixatie aan de stikstofbalans van meren is nog maar weinig bekend. Gebleken is dat iedere onderzoeker een eigen methode hanteerde om de bijdrage te schatten. De procentuele bijdrage van stikstoffixatie door blauwalgen is voor slechts enkele meren geschat en bedroeg 1 tot 50%. Dit betrof telkens meren met een voor fixatie gunstig lichtklimaat en is niet vergelijkbaar met de lichtcondities in Nederlandse meren.
Uit de CUWVO eutrofiëringsenquête [1988] zijn enkele gegevens af te leiden, waaruit blijkt dat de kans op het massaal optreden van stikstoffixerende blauwalgen in ondiepe meren in Nederland onder de huidige condities klein is. Ten eerste zijn er momenteel geen ondiepe meren, waarin blauwalgen die hiertoe in staat zijn in het zomerhalfjaar permanent tot bloei komen. Dit is ook niet het geval in die meren, waarin blijkens de relaties tussen stikstof- en chlorofyl-a concentratie of bioassays sprake is van een sterke stikstoflimitatie. Voor zover heterocysten vormende blauwalgen in ondiepe meren tot bloei komen, is dit in de eerste helft van de zomer, wanneer de opgeloste stikstofconcentraties nog relatief hoog zijn en het doorzicht groot is. Wanneer echter in de nazomer de concentraties dalen tot mogelijk groeibeperkende waarden en het doorzicht afneemt, maken zij plaats voor andere blauwalgen die geen heterocysten vormen. Dit toont wel aan dat er momenteel geen stikstoffixatie van enige betekenis plaatsvindt in Nederlandse ondiepe meren.
Wel zijn er in Nederland enkele diepe meren met een dominantie van potentiële stikstoffixeerders [CUWVO, 1988].
In deze meren is het gemiddelde doorzicht enkele meters; bovendien staat niet vast of de algen in die meren ook daadwerkelijk stikstof fixeren.
Ongetwijfeld zullen bij een verregaande reductie van de stikstofbelasting ook in ondiepe meren stikstoffixerende blauwalgen gaan voorkomen en zelfs dominant worden. Of dit zal gebeuren in dichtheden die vergelijkbaar zijn met de dichtheden waarin thans *Oscillatoria* of *Lyngbya* species voorkomen is onzeker. Nader onderzoek op dit terrein is dan ook gewenst. Dit zou zich vooral moeten richten op de energiehuishouding van stikstoffixerende blauwalgen.

Perspectieven

In Nederland, maar ook daarbuiten, zijn (nog) geen pogingen ondernomen om meren te herstellen door middel van maatregelen om de externe stikstofbelasting terug te dringen.
Wanneer men overweegt de externe stikstofbelasting zover terug te dringen dat de basiskwaliteitsnorm voor stikstof wordt gehaald, is vermoedelijk een verlaging van het stikstofgehalte in het aangevoerde water tot 3 à 4 mg N/l nodig. Om dit te kunne realiseren dient men van het desbetreffende water te weten welke bronnen de belangrijkste bijdragen leveren. Hieruit kan men afleiden welke maatregelen het beste effect zullen resulteren. Zonodig zal men, naast de maatregelen op plaatselijk niveau, regionaal, landelijk of zelfs internationaal tot afspraken moeten

komen om de externe belasting te verminderen. Dit laatste is het geval wanneer sprake is van grensoverschrijdende stikstofbelasting via inlaten van gebiedsvreemd water, natte en droge depositie en grondwaterstromingen. Omdat de Nederlandse wateren over het algemeen op meerdere manieren met stikstof belast worden zal een integrale aanpak nodig zijn.

Hoewel er vaak een aanzienlijke stikstofbelasting is vanuit moeilijk controleerbare diffuse bronnen, zijn er op landelijk en internationaal niveau belangrijke acties gaande om de belasting met stikstofverbindingen uit diffuse bronnen terug te dringen. Vanwege het probleem van de zure neerslag moeten de ammoniak- en NO_x-emissies naar de atmosfeer drastisch worden verminderd, met als resultaat een daling van de stikstofbelasting op de oppervlaktewateren door depositie. Verder is vanwege de toenemende eutrofiëring van delen van de Noordzee tussen de staten in het stroomgebied van de Rijn het Rijn Actie Plan gesloten met als doel de stikstofvracht van de Rijn met 50% te verminderen. Deze belasting is, wat betreft Nederland, grotendeels afkomstig van de landbouw en in mindere mate van de rioolwaterzuiveringsinstallaties. Een vermindering van de stikstofbelasting vanuit Nederland zal dus grotendeels gerealiseerd moeten worden door middel van een aanpak van beide emissies.

Volgens de huidige inzichten zal een vermindering van de mestgift veel sneller leiden tot een vermindering van de uit- en afspoeling van stikstofverbindingen dan van fosfaatverbindingen [Rijkswaterstaat, 1988a]. Op het moment van het schrijven van dit artikel wordt een studie uitgevoerd naar de mogelijkheden van een stikstofverwijdering op de rioolwaterzuiveringsinstallaties. Wat betreft het verminderen van de externe stikstofbelasting zijn er dus op de middellange termijn zeker perspectieven.

In principe zijn na een vermindering van de belasting problemen met de interne belasting te verwachten. Lijklema [1983] berekende de verandering van nutriëntconcentratie in het sediment na een stapvormige verandering in de externe belasting van het sediment. Voor een relatief conservatieve vorm van stikstof zou in bepaalde omstandigheden de halfwaardetijd ca. 6 jaar zijn. Voor het conservatieve fosfor is de halfwaardetijd ca. 35 jaar. Deze uitkomsten zijn afhankelijk van de omstandigheden: duidelijk is wel het verschil in respons: voor stikstof is deze veel sneller dan voor fosfor. Wanneer men de externe stikstofbelasting terug weet te dringen kan de interne belasting door nitraat en ammonium een relatief grote rol gaan spelen. Van de andere kant kunnen in potentie aanzienlijke hoeveelheden stikstof door nitrificatie en denitrificatie uit het systeem worden verwijderd. Er is echter te weinig inzicht in het belang van deze processen bij een sterke beperking van de hoeveelheid beschikbaar stikstof. De beschikbare gegevens wijzen erop dat deze laatste twee processen bij een beperking van de aanvoer van stikstof steeds minder belangrijk worden.

De bezorgdheid voor de ontwikkeling van grote hoeveelheden stikstoffixeerders bij verlaging van de stikstofbelasting tot niveaus waarbij een sterke stikstoflimitatie optreedt is lang niet altijd gegrond. In de ondiepe, troebele meren in Nederland heeft de niet-fixeerder *Oscillatoria* spp. vooralsnog een betere concurrentiepositie dan de stikstoffixeerders als *Aphanizomenon* en *Anabaena*.
Bij voldoende licht (> 45 W/m^2) kan *Aphanizomenon Microcystis* in ondiepe meren wegconcurreren. Bij onvoldoende lichtsterkte (< 45 W/m^2) krijgt *Aphanizomenon* niet voldoende energie voor stikstoffixatie. Hierbij moet worden bedacht dat een gemiddeld lichtklimaat van 45 W/m^2 onder gemiddelde zomercondities overeenkomt met een zichtdiepte van circa 1 m, een situatie waar alle ondiepe meren in Nederland nog ver van zijn verwijderd.

Literatuur

Buuren, J. T. van (1988). *De Noordzee en eutrofiëring.* H_2O (21) 1988, 593-595, 591.
CUWVO (1988). *Vergelijkend onderzoek naar de eutrofiëring in Nederlandse plassen en meren.* CUWVO-DBW/RIZA-LU Wageningen.
Erisman, J. W., Leeuw, F. A. A. M. de en Aalst, R. M. van (1987). *Depositie van de voor verzuring in Nederland belangrijkste componenten in de jaren 1980 t/m 1986.* Rapportnummer 228473001, RIVM, Bilthoven.
Gardner, W. S., Nalepa, T. F. and Malzyck, J. M. (1987). *Nitrogen mineralization and denitrification in Lake Michigan sediments.* Limnol. Oceanogr. 32: 1226-1238.
Kappers, F. I. (1984). *On population dynamics of the cyanobacterium Microcystis aeruginosa.* Thesis, Universiteit van Amsterdam.
Knowles, R. (1982). *Denitrification.* Microbiol. Rev. 46: 43-70.
Lijklema, L. (1983). *Internal loading.* Wat. Supply 1: 35-42. IWSA.
Rijkswaterstaat (1989a). *Beleidsvisie eutrofiëringsbestrijding.*
Rijkswaterstaat (1989b). *Derde nota waterhuishouding.*
Schmidt-van Dorp, A. D. (1978). *De eutrofiëring van ondiepe meren in Rijnland. Onderzoek naar de invloed van fosfor- en stikstofverbindingen op de eutrofiëring van Rijnlands oppervlaktewater in relatie tot de verwachte gevolgen van fosfaatverwijdering.* Thesis, Technische Dienst van het Hoogheemraadschap van Rijnland, Leiden.
Seitzinger, S. P. (1988). *Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance.* Limnol. Oceanogr. 33: 702-724.
Snodgrass, W. J. and Klapwijk, A. (1986). *Lake oxygen model I: Modelling sediment water transport of ammonia, nitrate and oxygen.* In: Sly, P. S., ed. *Sediment and water interactions.* Proceedings of the third international symposium on interactions between sediments and water, held in Geneva, Switzerland, August 27-31, 1984. Springer-Verlag, New York, p. 243-250.
Visser, C. M. (1989). *Is eutrofiëring te bestrijden door middel van een stikstofaanpak?* Landbouwuniversiteit Wageningen, DBW/RIZA.
Vissers, H. J. S. M., Wit, N. H. S. M. de en Bleuten, W. (1985). *Ruimtelijke effecten van bemesting via ondiep grondwater. Bedreiging van de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater en gevolgen voor de natuur en waterwinningen op de Nederlandse zandgronden.* Rapport Vakgroep Fysische geografie, Rijksuniversiteit Utrecht.
Verdouw, H., Boers, P. C. M. en Dekkers, E. M. J. (1985). *The dynamics of ammonia in sediments and hypolimnion of Lake Vechten (the Netherlands).* Arch. Hydrobiol. 105: 79-92.
Zevenboom, W. (1980). *Growth and nutrient uptake kinetics of Oscillatoria agardhii. A comparative investigation of continuous cultures and natural populations of a cyanobacterium.* Thesis, Universiteit van Amsterdam.

● ● ●

Summaries

• *End of page 313.*

H_2O (23) 1990, nr. 12; 328

F. H. WAGEMAKER, H. DE HEER and E. VAN DULLEMEN:

'A compact treatment unit as a possible solution for the problem of residues of spraying pesticides'

A compact physical-chemical treatment unit, originally developed in the United Kingdom, offers good perspectives for reducing the diffuse contamination of the environment caused by disposal of spraying residues in agriculture. Research showed that treatment of spraying residues and rinsing water resulted in very high removal of the studied contaminants. In general also the toxicity of the effluent was reduced significantly by treatment. To a certain extend however, the treated effluent remained toxic for specific aquatic species. In the coming year further research will take place in order to examine whether the present set-up can be improved.