

Biotische indicatoren voor veranderingen in nutriëntenbelasting in sloten en beken

Biotische indicatoren voor veranderingen in nutriëntenbelasting in sloten en beken

Een literatuurstudie

**G.H.P. Arts
T.P. Leenders**

**Alterra-rapport 1324
Reeks Monitoring Stroomgebieden 6**

Alterra, Wageningen, 2006

REFERAAT

Arts, G.H.P. & T.P. Leenders, 2006. *Biotische indicatoren voor veranderingen in nutriëntenbelasting in sloten en beken; Een literatuurstudie*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1324. Reeks Monitoring Stroomgebieden 6. 53 blz.; 6 fig.; 4 tab.; 112 ref.

Een literatuurstudie is uitgevoerd naar de vraag welke biotische indicatoren geschikt zijn om effecten van een vermindering van de nutriëntenbelasting als gevolg van het mestbeleid te volgen. In het rapport worden relaties tussen nutriënten en biotische variabelen beschreven in kleine ecosystemen (beken en sloten).

In Nederland hebben we veelal te maken met zeer voedselrijke ecosystemen. Vooral omdat door het proces van hysteresis een reactie van biotische indicatoren niet voor de hele range aan nutriëntenconcentraties optreedt en biotische veranderingen niet altijd alléén aan een verandering in nutriëntentoestand kunnen worden gerelateerd, zijn biotische indicatoren in de huidige situatie in Nederland geen geschikte indicatoren om veranderingen in de nutriëntentoestand van beken en sloten als gevolg van het mestbeleid aan te tonen.

Voor het project Monitoren stroomgebieden hoeven daarom geen extra inspanningen te worden geleverd ten aanzien van biotische monitoring. Wel wordt aanbevolen om beschikbare metingen (al dan niet voor de Kaderrichtlijn Water) te analyseren om meer kennis te krijgen van de reactie van biotische indicatoren op kleine veranderingen in nutriëntenbelasting in de Nederlandse situatie.

Trefwoorden: nutriëntenbelasting, biotische indicatoren, hysteresis, monitoring, sloten, beken

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 20,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 1324. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2006 Alterra
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Aanleiding literatuurstudie	11
1.2 Doelstelling en methode	11
1.3 Afbakening	11
1.4 Leeswijzer	12
2 Methodiek	13
2.1 Beken versus sloten	13
2.2 Aanpak	14
2.3 Criteria biotische indicator	14
3 Biotische indicator voor stromende wateren (beken)	17
3.1 Kenmerken beeksystemen	17
3.2 Processen in beeksystemen in relatie tot nutriënten	17
3.3 Biotische indicatoren voor verandering in nutriëntenbelasting in beken	19
3.3.1 Fytoplankton (vrij zwevende algen in de waterlaag)	19
3.3.2 Fytobenthos (algen groeiend op natuurlijke substraten)	21
3.3.3 Macrovertebraten	22
3.3.4 Classificatie van Chlorofyl-a in stromende wateren	23
3.4 Voedselwebben	23
3.5 Discussie	24
3.6 Conclusies beken	25
4 Biotische indicator voor sloten	27
4.1 Kenmerken slootsystemen	27
4.1.1 Rol van stikstof en fosfor bij (de-)eutrofiëring van sloten	27
4.2 Processen in slootsystemen in relatie tot nutriënten	29
4.3 Biotische indicatoren voor verandering in nutriëntenbelasting in sloten	31
4.3.1 Macrofyten	31
4.4 Discussie: wanneer leidt een verminderde nutriëntenbelasting tot ecologisch herstel?	33
4.5 Conclusies sloten	37
5 Conclusies	39
6 Verklarende woordenlijst	43
Literatuur	45

Woord vooraf

Deze literatuurstudie naar biotische indicatoren voor veranderingen in nutriëntenbelasting in sloten en beken vormt een onderdeel van het project “Meerjarig monitoringsprogramma naar de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit landbouwgronden in stroomgebieden en polders” kortweg “Monitoring stroomgebieden”.

Het primaire doel van het project is het leveren van een bijdrage aan de evaluatie van het mestbeleid door het kwantificeren van het aandeel van de landbouw in de belasting van het oppervlaktewater en de verandering van dit aandeel van de landbouw als gevolg van (mest)beleid in een aantal representatieve stroomgebieden in karakteristieke landschappelijke regio's. Het secundaire doel is om een methodiek te ontwikkelen die het mogelijk maakt en perspectieven biedt om deze methodiek ook in andere stroomgebieden in te voeren.

Het project wordt aangestuurd door een stuurgroep. In de stuurgroep hebben de ministeries van LNV, VROM en V&W als opdrachtgevers en de Unie van Waterschappen als vertegenwoordiger van de participerende waterschappen zitting. STOWA en LTO zijn agendalid van de stuurgroep. Daarnaast is een klankbordgroep geformeerd met vertegenwoordigers van de instituten RIZA, RIVM en TNO. Deze klankbordgroep denkt kritisch mee bij de opzet van het monitoringsprogramma en de methodiekontwikkeling. Het project door Alterra Research Instituut voor de Groene Ruimte onderdeel van Wageningen universiteit en Researchcentrum.

Voor dit project zijn vier pilotgebieden geselecteerd: Drentse Aa, Schuitenbeek, Krimpenerwaard en Quarles van Ufford. De waterbeheerders Waterschap Hunze en Aa's, Waterlaboratorium Noord, Waterschap Veluwe, Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard en Waterschap Rivierenland participeren actief in dit project.

Informatie over het project “Monitoring Stroomgebieden” vindt u op www.monitoringstroomgebieden.nl of kunt u terecht bij:

Dorothee Leenders
0317 - 47 4279
dorothee.leenders@wur.nl

Frank van der Bolt
0317 - 47 43 70
frank.vanderbolt@wur.nl

Samenvatting

Het doel van dit literatuuronderzoek is om de vraag te beantwoorden welke biotische variabelen geschikt zijn om effecten van een vermindering van de nutriëntenbelasting, als gevolg van het mestbeleid, te volgen. Hiertoe worden relaties tussen nutriënten en biotische variabelen beschreven in kleine ecosystemen, zoals beken en sloten. Uitgaande van gevonden relaties tussen nutriënten en biotische variabelen is ten behoeve van monitoring een belangrijke vraag hoe groot de diagnostische waarde kan zijn van biotische variabelen voor veranderingen in de nutriëntenbelasting van sloten en beken. Biotische variabelen die sterk gerelateerd zijn met veranderingen in de nutriëntenbelasting, zijn zeer bruikbaar in een monitoringsprogramma met als doel een evaluatie van het mestbeleid. Deze studie probeert bovenstaande vragen te beantwoorden door middel van literatuuronderzoek. Voor beken is het grootste deel van de bevindingen in dit rapport gebaseerd op internationale literatuur. In Nederland is nauwelijks empirisch onderzoek verricht naar de effecten van eutrofiëring in beken. Voor sloten is juist het omgekeerde het geval. Krijgen meren relatief veel aandacht in de internationale literatuur, sloten blijven een typisch fenomeen van het Nederlandse polderlandschap. Binnen Nederland is zowel modelmatig, experimenteel als in het veld onderzoek verricht naar sloten en slootecosystemen.

In deze literatuurstudie wordt, aansluitend bij het project Monitoring Stroomgebieden, onderscheid gemaakt in stromende wateren (beken), waarin stroming een belangrijke, ecologisch bepalende factor is, en polderwateren (sloten) die delen van het jaar langzaam stromen, maar waarin stroming geen belangrijke ecologisch bepalende factor is. Dit onderscheid wordt gemaakt omdat de ecosystemen van sloten en beken, onder meer door het verschil in de factor stroming, zeer verschillend zijn. Verondersteld wordt dat in deze systemen het eutrofiëringsproces zich mogelijk op een andere wijze zou manifesteren. In stromende wateren (beken) blijkt de aard van de biotische interacties tussen algen en nutriënten weinig verschillend te zijn van die in sloten (en ondiepe meren). Interacties worden gedempt of veranderd door de afwijkende condities in stromende wateren, maar interacties komen wel tot uiting.

Biotische indicatoren

Een biotische indicator om effecten van een vermindering van de nutriëntenbelasting te volgen zou het meest geschikt zijn, als deze reageert op veranderingen in de nutriëntenbelasting en niet op andere veranderingen in het systeem. Echter, een dergelijke één op één relatie is vrijwel onmogelijk, aangezien organismen vrijwel altijd reageren op meerdere beïnvloedende factoren. Om een dergelijke één op één relatie zo dicht mogelijk te benaderen, kunnen biotische indicatoren voor de nutriëntentoestand het beste gezocht worden binnen de primaire producenten (algen en waterplanten), die direct van de nutriëntentoestand afhankelijk zijn.

Uit het literatuuronderzoek blijkt, dat relaties in stromende wateren het beste kunnen worden bestudeerd aan algen in het oppervlaktewater en op harde substraten en de bodem. Dat betekent dat monitoring dient te worden gericht op fytoplankton (als Chlorophyl-a) en op fyto bentos (als Chlorophyl-a en als soortensamenstelling van de diatomeeën). In sloten kan onderzoek aan relaties tussen nutriënten en biotische variabelen het beste gericht zijn op waterplanten (macrofyten). Omdat bij herstel van ecosystemen in zowel beken als sloten hysteresis een rol speelt en veelal stromende wateren en sloten in Nederland zich in een hypertrofe toestand verkeren, waarbij een hoge verzadigingsgraad is ontstaan van fosfor in zowel de bodem als de waterbodem, *hoeft* een vermindering van de nutriëntenbelasting nog geen verbetering van de ecologische toestand te betekenen. Voor een verandering ten gunste van het ecosysteem (bijv. reductie van de algengroei) vanuit een verslechterde toestand is namelijk een veel lagere nutriëntenbelasting vereist, dan voor een verslechtering van het ecosysteem uitgaande van een goede toestand (bijv. toename van de algengroei). Het voorgaande betekent, dat, uitgaande van een verslechterde toestand, pas bij lage nutriëntenbelastingen cq. nutriëntenconcentraties verbetering optreedt in de ecologische toestand.

Biotische indicatoren voor veranderingen in de nutriëntentoestand t.b.v. mestbeleid

Omdat biotische parameters door veel factoren worden beïnvloed en veranderingen niet direct aan een verandering in nutriëntentoestand kunnen worden gerelateerd, de reactietermijn niet altijd voorspelbaar is en een reactie niet voor de hele range aan nutriëntenconcentraties optreedt zijn biotische parameters geen geschikte indicatoren om in de huidige situatie in Nederland veranderingen in de nutriëntentoestand van beken en sloten als gevolg van het mestbeleid aan te tonen.

Voor het project Monitoren stroomgebieden hoeven daarom geen extra inspanningen te worden geleverd ten aanzien van het gebruik van biotische indicatoren. Wel kunnen bestaande metingen (al dan niet voor de Kaderrichtlijn Water) worden geanalyseerd om meer gegevens en kennis van de reactie van biotische indicatoren op veranderingen in het systeem in de Nederlandse situatie te krijgen. Vooral voor beken ontbreekt deze kennis.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding literatuurstudie

De aanleiding voor deze literatuurstudie ligt in het project Monitoring nutriënten in stroomgebieden en polders, kortweg Monitoring Stroomgebieden. Het hoofddoel van dit meerjarig monitoringsprogramma, dat gefinancierd wordt door drie ministeries (LNV, VROM en V&W), is de bijdrage aan de evaluatie van het mestbeleid en het kwantificeren van het aandeel van de landbouw in de belasting van het oppervlaktewater. Huidige en toekomstige situaties worden vastgelegd ten behoeve van beleidsevaluaties en ten behoeve van monitoring van de effecten van het mestbeleid. Een vraag vanuit het project Monitoring stroomgebieden is welke variabelen geschikt zijn om effecten van een vermindering van de nutriëntenbelasting te volgen.

In het huidige monitoringsprogramma, dat door de waterbeheerders in de betreffende stroomgebieden wordt uitgevoerd, worden vooral nutriënten, algemene parameters die sturend zijn voor nutriëntengerelateerde processen, Chlorophyl-a en in de polders ook bedekking van waterplanten meegenomen in de monitoring. Het huidige monitoringsprogramma is dus sterk chemisch gericht. Biotische variabelen, behalve waterplanten in de polders, maken nu geen deel uit van het monitoringsprogramma voor dit project. Uitgaande van gevonden relaties tussen nutriënten en biotische variabelen is ten behoeve van monitoring een belangrijke vraag hoe groot de diagnostische waarde is van biotische variabelen voor veranderingen in de nutriëntenbelasting van wateren. Biotische variabelen die sterk gerelateerd zijn met en snel reageren op (kleine) veranderingen in de nutriëntenbelasting, zijn zeer bruikbaar in een monitoringsprogramma. De centrale vraag in dit onderdeel van het project is, welke biotische variabelen geschikt zijn om als indicator te kunnen dienen om effecten van een vermindering van de nutriëntenbelasting te volgen.

1.2 Doelstelling en methode

Deze literatuurstudie is uitgevoerd met het doel om de centrale vraag te beantwoorden welke biotische variabelen geschikt zijn om effecten van een vermindering van de nutriëntenbelasting, als gevolg van het mestbeleid, te volgen.

1.3 Afbakening

Deze literatuurstudie richt zich op de vraag welke biotische variabelen geschikt zijn om effecten van verandering van de nutriëntenbelasting te volgen. De verandering van nutriëntenbelasting is uitgangspunt en niet het realiseren van ecologische doelstellingen. Dit in tegenstelling tot de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW). Bij

de KRW zijn de ecologische doelstellingen bepalend en vormen de nutriënten-hoeveelheden randvoorwaarden om de ecologische doelstellingen te realiseren. Echter, ook voor de KRW is het belangrijk om te weten of de abiotische randvoorwaarden de goede kant op gaan, bijvoorbeeld als gevolg van maatregelen, wanneer de ecologische toestand niet direct reageert op veranderingen. De studie en dit rapport zijn daarom ook bruikbaar ten behoeve van de implementatie en realisatie van de KRW.

De literatuurstudie is gericht op ecosystemen die nu deel uitmaken van de monitoring in het kader van het project Monitoring stroomgebieden. Deze monitoring is gericht op stroomgebieden in hoog Nederland met de erin liggende beken en stroomgebieden in laag Nederland (polders) met de inliggende sloten. Meren blijven in deze literatuurstudie buiten beschouwing.

1.4 Leeswijzer

Hoofdstuk 1 geeft een inleiding op deze literatuurstudie. In hoofdstuk 2 worden de verschillen tussen de systemen beken en sloten benoemd en worden aanpak en criteria voor een indicator beschreven. In hoofdstuk 3 worden de effecten van verrijking met nutriënten in stromende wateren (beken) beschreven. Er wordt kort ingegaan op de relevante processen. In de verschillende paragrafen wordt nader ingegaan op de verschillende biotische componenten van het ecosysteem. Het hoofdstuk eindigt met een voorstel voor biotische indicatoren voor veranderingen in de nutriëntenbelasting in beken. In hoofdstuk 4 worden de effecten van verrijking met nutriënten en van een verminderde nutriëntenbelasting in sloten besproken en worden belangrijke indicatoren voor veranderingen in de nutriëntentoestand benoemd. Tenslotte worden in hoofdstuk 5 de conclusies over bruikbaarheid van biotische variabelen om veranderingen in de nutriëntenbelasting van sloten en beken te volgen beschreven en worden de implicaties voor het project Monitoring stroomgebieden aangegeven.

2 Methodiek

2.1 Beken versus sloten

Aansluitend bij het onderscheid in hoog- en laag-Nederland wordt in deze literatuurstudie onderscheid gemaakt in stromende wateren (beken), waarin stroming een belangrijke, ecologisch bepalende factor is, en polderwateren (sloten) die delen van het jaar langzaam stromen, maar waarin stroming geen belangrijke ecologisch bepalende factor is. Dit onderscheid wordt gemaakt omdat de ecosystemen van sloten en beken, onder meer door het verschil in de factor stroming, zeer verschillend zijn. Naast het onderscheid in sloten en beken, is binnen de beken ook het onderscheid belangrijk tussen stromende en meanderende, dus meer natuurlijke, beken, en hydromorfologisch sterk-veranderde beken, zoals de meeste beken in Nederland. De beschikbare internationale literatuur over eutrofiëring van beken en de effecten op de levensgemeenschap is afkomstig uit het buitenland en is veelal gebaseerd op onderzoek in natuurlijke, stromende wateren. Dat betekent dat voor de benutting van deze kennis voor de Nederlandse situatie een vertaalslag noodzakelijk is. Waar mogelijk, is deze vertaalslag kwalitatief aangegeven.

Verondersteld wordt dat in sloten en beken het eutrofiëringsproces zich mogelijk op een andere wijze manifesteert. Sloten zijn door waterplanten gedomineerde ecosystemen, waarin waterplanten een belangrijk structuurbepalende factor vormen. Bij een goede waterkwaliteit is het water helder (behalve bij van nature humeuze wateren) en komen er ondergedoken zowel als boven water uitgroeiende planten voor (De Groot et al., 1987; Veeningen, 1982). Waterplanten spelen een belangrijke rol in de zuurstofproductie, de nutriëntenkringloop, controle van de waterkwaliteit en stabilisatie van het sediment (Bloemendaal & Roelofs, 1988) en verschaffen een habitat en schuilplaats voor andere aquatische organismen. In dergelijke ecosystemen kunnen veranderingen in de waterplantengemeenschap verstrekkende gevolgen hebben voor het gehele ecosysteem. Stromende, meanderende beken worden niet door ondergedoken macrofyten gedomineerd. In hydromorfologisch sterk-veranderde systemen, zoals de meeste beken in Nederland, kan plaatselijk uitbundige plantengroei optreden in gestuwde vakken, echter een en ander in afhankelijkheid van andere bepalende factoren zoals licht (beschaduwning) en nutriëntenbeschikbaarheid. Macrovertebraten vormen een belangrijke kenmerkende organismengroep in beken, waarnaar van oudsher veel aandacht is uitgegaan. Tabel 1 vat bovenstaande karakteristieken van beken en sloten samen.

Tabel 1: Enkele belangrijke karakteristieken van beken en sloten.

Kenmerk	Natuurlijke beek	Sterk veranderde beek	Sloot
stroomsnelheid	Kenmerkend (Laag tot hoog)	Fluctuerend	traag
waterplanten	Niet dominant, geen belangrijk structuurkenmerk	Plaatselijk dominant	Dominant, belangrijk structuurkenmerk
macrovertebraten	Kenmerkende stromingsindicatoren	Kenmerkende soorten zijn verdwenen of komen minder voor	Aan waterplanten gerelateerde macrovertebraten

Door de verschillen in karakteristieken tussen beken en sloten is er in deze studie voor gekozen om de mogelijke biotische indicatoren voor deze systemen afzonderlijk te beschrijven.

2.2 Aanpak

De basis voor dit rapport vormt een literatuuronderzoek naar de bruikbaarheid van biotische variabelen voor veranderingen in nutriëntenbelasting in sloten en beken. In literatuurdatabases waarin de relevante tijdschriften over dit onderwerp zijn opgenomen, zoals de literatuurdatabases ASFA, CAP en Biological Abstracts, is gezocht op combinaties van trefwoorden binnen het onderwerp relaties tussen nutriënten en biotische variabelen. De literatuur, waarop de trefwoorden van toepassing was, is gescreend op bruikbaarheid voor het literatuuronderzoek. Daarnaast is gebruik gemaakt van reeds gemaakt overzichten ten aanzien van huidige stand van kennis, zoals opgenomen in Arts et al. (2002).

Bij de beschrijving van de relaties uit literatuur is onderscheid gemaakt in relaties verkregen door statische bewerking van empirische data, zoals verzameld in experimenten en met behulp van bio-assays, en relaties verkregen met behulp van modellen en correlatieve berekeningen.

Relatief veel onderzoek is verricht aan eutrofiëring van grote meren en herstel van het ecosysteem in dergelijke meren door in te grijpen in het voedselweb (Scheffer, 1998). Echter, relatief weinig onderzoek is verricht naar eutrofiëring in beken. Het onderzoek dat is gedaan, is vooral verricht in Noord-Amerika, Verenigde Staten, Nieuw-Zeeland en Australië. In Nederland heeft empirisch onderzoek naar de effecten van nutriënten op het ecosysteem in stromende wateren zoals beken tot nu toe nauwelijks aandacht gekregen.

2.3 Criteria biotische indicator

In het onderhavige onderzoek wordt gezocht naar een biotische indicator, waarvan de presentie of fluctuaties chemische veranderingen reflecteren in het milieu.

Geschikte indicatoren dienen idealiter aan een aantal criteria te voldoen:

1. De indicator reageert niet direct, maar over een middellange termijn, waardoor effecten van veranderingen relatief snel tot uiting komen en waardoor het aantal metingen kan worden beperkt. De middellange termijn wordt hier gedefinieerd als een periode van weken, enkele maanden of een groeiseizoen;
2. De indicator heeft idealiter een duidelijk aantoonbare relatie met de chemische verandering in het milieu en voor de betreffende indicator zijn nutriënten een zeer sterk bepalende factor;
3. De indicator reageert (lineair) op veranderingen over de gehele nutriëntenrange van hypertroof tot aan de referentie;
4. De indicator voldoet aan een aantal eisen die aan alle indicatoren gesteld moeten worden:
 - a. Gemakkelijk kwantificeerbaar;
 - b. Gemakkelijk in het veld te bepalen;
 - c. Herhaalbaar;
 - d. Minimaal afhankelijk van degene die de observaties doet;
 - e. Kosteneffectief: het aantal benodigde waarnemingen is beperkt en de betrouwbaarheid is groot.

In hoofdstukken 3 en 4 zal op basis van de hier genoemde criteria en op basis van de biotische indicatoren, zoals benoemd voor respectievelijk beek- en slootssystemen de geschiktheid van indicatoren, voor zover relevant en mogelijk, worden bediscussieerd.

3 Biotische indicator voor stromende wateren (beken)

3.1 Kenmerken beeksystemen

Processen in beken zijn duidelijk anders dan in stilstaande wateren, omdat afvoer een grote rol speelt (Nijboer, 2002), er constant transport van stoffen plaats vindt en beken open systemen zijn, die sterk beïnvloed worden door de uitwisseling van materie (bijv. slibdeeltjes), stoffen (bijv. nutriënten) en organismen (bijv. macrovertebraten) met aangrenzende habitats (Forrester et al., 1999). De afvoer kan verlopen via pieken, die het gehele systeem verstoren. Na een dergelijke piek, herstelt het systeem zich weer bijv. in een periode met basisafvoer. Dit alles maakt een beekstelsysteem een sterk dynamisch systeem (Biggs, 2000; Verdonschot et al., 2002).

3.2 Processen in beeksystemen in relatie tot nutriënten

De van nature belangrijkste ecologische processen die gerelateerd zijn aan nutriënten in beken zijn primaire productie en input en afbraak van detritus (Nijboer, 2002; Verdonschot et al., 2002). Detritus in beken wordt extern aangevoerd in de vorm van bijv. bladmateriaal dat vanaf de oevers in de beek terechtkomt. Daar wordt het door organismen afgebroken tot organische verbindingen en nutriënten. Daarnaast wordt in het beekstelsysteem zelf organisch materiaal gevormd door primaire producenten (algen en waterplanten) die nutriënten opnemen en biomassa vormen. Primaire producenten kunnen door verschillende factoren worden gelimiteerd. Nutriënten vormen één van deze factoren. Andere factoren in stromende wateren zijn onder meer licht, temperatuur, afvoer, substraat, overstroming begrazing door zooplankton, snelle nutriëntencycli, en de variabele aard van de nutriëntenlimitatie in stromende ecosystemen (Miltner & Rankin, 1998). In beken kan bijvoorbeeld de variabele aard van de limiterende factoren zich uiten in de grootste limitatie van licht in het najaar, wanneer de beschaduwing het grootste is (Harper, 1992) en de geringste limitatie van nutriënten in het voorjaar, wanneer de beschikbaarheid aan nutriënten door uit- en afstroming relatief groot is.

Bij lage nutriëntenconcentraties is het belangrijk dat in een ecosysteem nutriënten zo lang mogelijk worden vastgehouden en worden hergebruikt. Dit vindt plaats binnen de primaire producenten (waterplanten en algen). De gemeten concentraties aan vrij opneembare nutriënten in de waterkolom zijn in dergelijke situaties laag. Afgestorven organisch materiaal in een beek komt terecht in de detritus voedselketen en wordt afgebroken tot organische verbindingen en nutriënten (Nijboer, 2002; Verdonschot et al., 2002). Nutriënten die bovenstrooms vrijkomen door afbraak van detritus worden via de waterkolom naar benedestroomse delen getransporteerd. Vrijgekomen nutriënten worden ook opgenomen in het voedselweb. Terwijl het nutriënt zich verplaatst door het voedselweb, bevindt het zich in organismen en wordt het niet naar benedestroomse delen verplaatst. De nutriënten worden als het ware in een bepaald traject vastgehouden. Deze afwisselingen van vasthouden van nutriënten in

het voedselweb afgewisseld met verplaatsing van vrijgekomen nutriënten naar benedenstroomse beektrajecten, worden nutriëntenspiralen genoemd, omdat het open, longitudinale cycli zijn. Het concept van nutriëntenspiralen (Webster and Pattern, 1979; Newbold e.a., 1981) is een theoretisch concept, dat nog nauwelijks met onderzoeksgegevens is onderbouwd. Door Fischer et al. (1998) wordt dit concept nog verder uitgebouwd in een telescoopmodel m.b.t. spiralen van materialen. Een beekecosysteem bestaat in zijn model uit verschillende subsystemen die concentrisch zijn gerangschikt, analoog aan de elementen van een telescoop. Hij beschouwd naast het stroombed de verzadigde zone en de oeverzone en neemt ruimtelijke heterogeniteit en configuratie van subsystemen mee in zijn model.

Oeverzones van beken die begroeid zijn met vegetatie, kunnen een belangrijke rol spelen als zogenaamde bufferstroken, die de toevoer van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater beperken (Arts et al., 1998). Anderzijds kunnen ze dienen als stroken waar retentie optreedt van nutriënten, die aangevoerd worden met het beekwater. De kwaliteit van aan stromende wateren grenzende habitats, is mede bepalend voor de belasting van stromende wateren met nutriënten en voor de kwaliteit van het habitat in de wateren zelf. Miltner & Rankin (1998) benadrukken dat vanuit een beheersperspectief voor stromende wateren, zowel de bronnen van nutriënten belangrijk zijn, als de processen in de stromende wateren zelf, die van invloed zijn op de beschikbaarheid aan nutriënten.

Het concept dat stromende wateren bijna altijd verzadigd zijn met nutriënten en de conclusie dat fysische factoren zoals limitatie door licht en korte hydraulische verblijftijden toename van algengroei in stromende wateren kan voorkomen of beperken, zijn beide niet langer houdbaar (Smith e.a., 1999). Zoals in navolgende teksten uiteen zal worden gezet, verandert de verrijking van stromende wateren met nutriënten de biomassa en structuur van algen in de waterlaag (fytoplankton) en algen op het sediment (fytobenthos).

Indien criteria voor nutriënten worden gebaseerd op concentraties aan opgeloste anorganische nutriënten, kan dit tot problemen leiden en bovendien niet effectief blijken, omdat deze pools aan nutriënten snel worden aangevuld via remineralisatie (Dodds, 1993). Concentraties aan opgeloste anorganische nutriënten hoeven dus niets te zeggen over de beschikbaarheid aan nutriënten. Eigenlijk zou je daarvoor graag de nutriëntenfluxen willen kennen. De meeste studies die landgebruik correleren met N en P zijn gerapporteerd als TN en TP (Loehr, 1974). TN en TP zijn de totale gehalten aan stikstof, resp. fosfaat, die bestaan uit de opgeloste fracties en de fracties die gebonden zijn aan organische en anorganische particles (Biggs, 2000). Dodds & Welch (2000) concluderen dat totale nutriëntengehalten veel praktischer zijn om de maximale belasting op te baseren dan gehalten aan opgeloste nutriënten. Biggs (2000) beweert juist het tegendeel voor zijn systemen: beken of riviertjes met kiezel- en grintbedden. De beste modellen die biomassa van fytobenthos konden voorspellen, waren gebaseerd op opgeloste anorganische nutriënten en niet op totale gehalten.

3.3 Biotische indicatoren voor verandering in nutriëntenbelasting in beken

Invloed van nutriëntenconcentraties of -belastingen op organismen kan lopen via veranderingen in soortensamenstelling en via veranderingen in biomassa. In de navolgende paragrafen worden beide uitgewerkt voor zowel fytoplankton als fyto-benthos.

3.3.1 Fytoplankton (vrij zwevende algen in de waterlaag)

De relatie tussen nutriënten en chlorofyl en de consequenties daarvan voor hogere trofische niveaus wordt in stromende wateren beïnvloed door andere factoren, zoals de openheid van deze systemen, de variabele aard van de nutriëntenlimitatie en het effect van fysische factoren (Miltner & Rankin, 1998). Miltner & Rankin geven een overzicht uit de literatuur van deze beïnvloedende factoren:

1. licht limitatie (troebelheid en beschaduwning) (Lowe et al., 1986);
2. de frequentie van overstromingen (Lohman et al., 1992);
3. begrazing (McCormick, 1994; Power, 1990a,b; Stewart, 1987);
4. snelle nutriëntencycli (Mulholland et al., 1995);
5. catchment area (Van Nieuwenhuysse & Jones, 1996; Wu et al., 1996);
6. de vorm waarin nutriënten beschikbaar komen (Newbold, 1992);
7. de variabele aard van de nutriëntenlimitatie in stromende wateren (Newbold, 1992; Pan & Lowe, 1995; Wu et al., 1996; Welch et al., 1988).

Daar komt de aard van de oevers nog bij, aangezien inrichtingsmaatregelen en natuurvriendelijke oevers vaak leiden tot een algehele verbetering van de ecologische kwaliteit zonder dat nutriëntengehalten worden verbeterd.

Ondanks het operationeel zijn van vele beïnvloedende factoren in stromende wateren, zijn in een aantal gevallen relaties aangetoond tussen nutriënten en chlorofyl. Er is een sterke inverse relatie aangetoond tussen opgeloste Chlorofyl-a concentraties en de afvoer in de Hongaarse Donau (Fig. 4. in Schmidt, 1994). Het potentieel voor hoge algenproductiviteit kan waarschijnlijk in nutriëntenrijke stromende wateren niet gerealiseerd worden, onder meer omdat de lichtbeschikbaarheid onder water beperkt wordt door de aanwezigheid van suspended solids (Dokulil, 1994). Dit laatste is een belangrijk aandachtspunt in stromende wateren (Smith, 2003). Meerdere auteurs tonen aan dat de algenproductie in de waterlaag per eenheid totaal fosfor vaak significant lager is dan in meren (Dokulil, 1994; Soballe & Kimmel, 1987; Van Nieuwenhuysse & Jones, 1996). Relaties tussen de biomassa aan zwevende algen (als Chl-a) en nutriëntengehalten (bijv. totaal fosfor) en andere empirische nutriënten-chlorofyl modellen in stromende wateren (voor beken zie Lohman & Jones, 1999 en Nieuwenhuysse & Jones, 1996) geven aan dat controle van puntbronnen en diffuse bronnen leidt tot reductie in de biomassa aan zwevende algen. De respons van zwevende algen in de waterlaag op veranderingen in nutriëntenbelasting kan, net als in meren, een hysteresis effect vertonen (zie Fig. 1). Hysteresis is het verschijnsel, dat een verandering ten gunste van het ecosysteem dat in een verslechterde toestand verkeert (bijv. reductie van de algengroei), een veel lagere nutriëntenbelasting vereist

is, dan voor een verslechtering van het ecosysteem dat in een goede toestand verkeert (bijv. toename van de algengroei). Van Nieuwenhyse & Jones (1996) vinden een positieve curvilineaire relatie tussen de gemiddelde totale fosforconcentratie en chlorofyl voor stromende wateren in gematigde streken. Zij vinden de grootste toename in chlorofylconcentratie per eenheid totaal P bij concentraties minder dan 0.1 mg.l⁻¹ P. Dit stemt overeen met de bewering van Newbold (1992) dat nutriëntenlimitatie in stromende wateren beperkt is tot of het meest kan worden waargenomen in omstandigheden nabij de referentiesituatie. Dit impliceert dat, wanneer sprake is van nutriëntenlimitatie, een relatief kleine toename in nutriëntenconcentraties in stromende wateren meetbare effecten zouden hebben op de levensgemeenschap. Het voorgaande impliceert ook dat bij hoge nutriëntenconcentraties in de uitgangssituatie geen duidelijke relatie zichtbaar zal zijn.

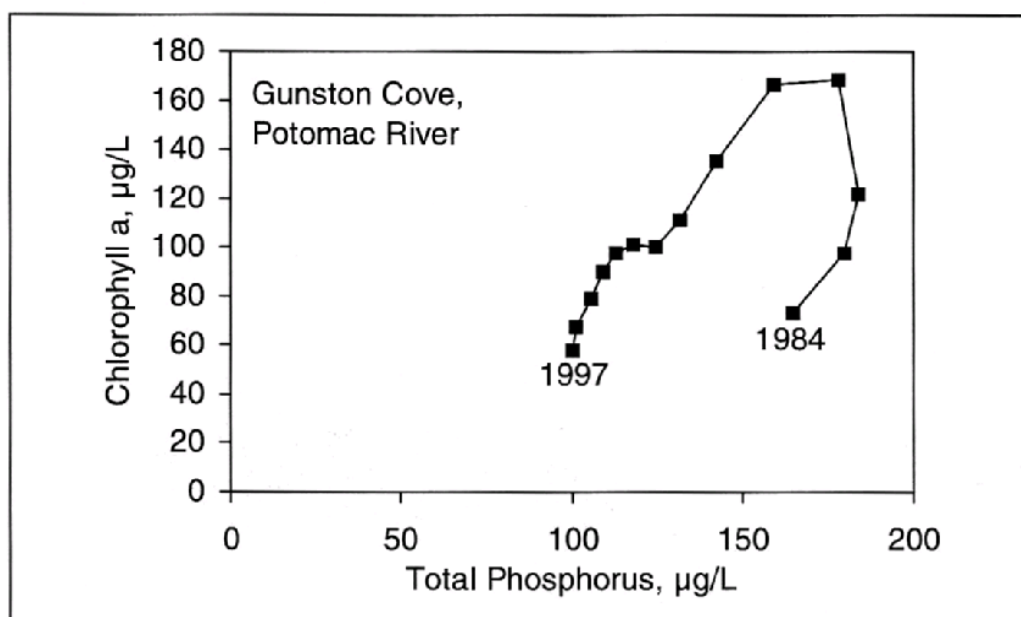


Fig. 1: Hysteresis effect in stromende wateren (uit Jones, 2000).

Gegevens van grote rivieren duiden erop dat dominantie door blauwalgen (percentage blauwalgen per biovolume) sterk en voorspelbaar toeneemt met toename van de totale fosfor concentraties (Heiskary & Markus, 2001; Smith, 2003). Dit proces is analoog aan dat in eutrofe meren. Sommige blauwalgen zijn in staat om stikstof uit de lucht te binden en om te zetten in stikstofverbindingen. Onder omstandigheden waarin stikstof beperkt voorhanden is, zijn deze algen in het voordeel. Fytoplankton dynamiek in rivieren blijkt niet zo verschillend te zijn van die in ondiepe meren (Reynolds, 1994), waarbij de traditionele biotische interacties tussen algen en nutriënten misschien worden gedempt of veranderd door de afwijkende condities in stromende wateren, maar waar deze interacties wel tot uiting komen.

Verhoogde, absolute concentraties of TP per se, eerder dan lage TN:TP ratios, resulteren in dominantie van blauwalgen in meren (zie literatuur in Smith (2003)). Andere onderzoekers vonden geen enkele verband tussen de N/P ratio en het

voorkomen van blauwwieren in Nederlandse meren (Schreurs, 1992). Smith (2003) beschrijft de relatie tussen stikstof en fosfor en de effecten daarvan op de algengemeenschap als een zeer belangrijke fundamentele vraag die onbeantwoord blijft en een key topic is voor toekomstig eutrofiëringsonderzoek. Dodds & Welch (2000) concluderen dat meer gegevens over problemen met blauwalgen in eutrofe stromende wateren nodig zijn, voordat we met zekerheid kunnen stellen dat controle van stikstof niet tot dominantie van blauwalgen zal leiden.

3.3.2 Fytobenthos (algen groeiend op natuurlijke substraten)

Benthische algen op natuurlijke substraten in stromende wateren zijn gevoelige indicatoren voor antropogene toevoer van nutriënten (Welch et al, 1992). Toevoer van nutriënten kan leiden tot een sterke toename in de biomassa aan benthische algen (Biggs, 1985; Welch et al, 1988). Experimenten hebben aangetoond dat de benthische algenbiomassa significant toeneemt met òf N òf P toevoer (Francoeur, 2001). Krewer & Holm (1982) en Horner et al. (1990) vonden in modelecosystemen in het laboratorium een sterke, curvilineaire afhankelijkheid van de groei van perifyton met fosfor.

Deze relatie werd bevestigd door onderzoek van Dodds et al. (1997, 2002) die een sterke, curvilineaire relatie vonden tussen Chl-a en totaal fosfor.

Bovenstaande resultaten stemmen overeen met resultaten van Wu et al. (1996) en Chessman et al. (1992) die nutriëntenlimitatie in perifyton konden aantonen. Nutriëntenlimitatie en bottom-up controle (Deegan & Peterson, 1992) in stromende wateren is een voorwaarde om effecten van nutriënten te kunnen aantonen.

Biggs (2000) heeft relaties berekend tussen nutriëntengehalten en chlorofyl-gehalten voor benthische algen. De systemen waarvoor hij dit heeft gedaan, zijn beken of riviertjes met kiezel- en grintbedden, dus geheel andere systemen dan de Nederlandse beken. Ook voor fytobenthos geldt dat relaties tussen nutriënten en biomassa beïnvloed worden door vele fysische en biologische interacties die van invloed zijn op de biomassa op een willekeurig punt in de tijd (Biggs, 1996). Overstromingen hebben een groot effect op de biomassa-ontwikkeling van het fytobenthos. Biggs (1988; 1995) en Biggs et al. (1999) konden voor stromende wateren in Nieuw-Zeeland 78.8 – 88.6 % van de variantie in de maandelijkse gemiddelde chlorofyl van het perifyton verklaren met de factoren nutriënten en de frequentie van overstroming dan wel de dagen beschikbaar voor groei in perioden met lage, constante afvoer.

Bioassays met perifyton in stromende wateren en de reactie van perifyton op verrijking met nutriënten hebben aangetoond dat zowel N als P limiterend kunnen zijn voor de primaire produktie in stromende wateren (Dodds & Welch, 2000). Het benthisch chlorofylgehalte correleerde beter met TN in de waterlaag dan met TP. Concluderend kan gesteld worden dat P niet het enige limiterende nutriënt hoeft te zijn in stromende wateren en dat zowel N als P primaire produktie in stromende wateren potentieel kunnen controleren (Dodds & Welch, 2000).

Als de biomassa aan benthische algen toeneemt, verandert ook de samenstelling van de algengemeenschap. Het aandeel aan groenalgen neemt toe met benthisch chlorofyl-a en was het hoogste op matig eutrofe lokaties (Winter & Duthie, 2000; Chételat et al., 1999). Als indicatoren voor de trofische status van stromende wateren zijn volgens Kelly (2004) diatomeën het meest geschikt.

3.3.3 Macrovertebraten

Verrijking met nutriënten heeft negatieve effecten op gemeenschappen van macroinvertebraten in stromende wateren (Dodds & Welch, 2000). Geëutrofiëerde stromende wateren hebben een hogere biomassa aan macroinvertebraten en een andere gemeenschap van macroinvertebraten (Bourassa & Cattaneo, 1998). Miltner & Rankin (1998) konden de gemeenschapsstructuur direct correleren met de concentratie aan totaal fosfor. De abundantie aan haften was het hoogste bij intermediaire nutriënteniveaus. Wanneer een verrijking met nutriënten plaats vindt, neemt de produktie door opportunistische algen toe, waardoor bijv. bronnen en bovenlopen autotroof worden in plaats van heterotroof. Deze ontwikkeling gaat gepaard met een toename in de abundantie en groei van grazers (Harper, 1992; Miltner & Rankin, 1998), o.a. herbivore slakken, haften en grazende soorten Chironomiden. Bij een afname in Ephemeroptera, Plecoptera en Trichoptera langs een degradatiegradient, namen andere diptera en niet-insecta toe. Uit het voorgaande blijkt dat er veranderingen optreden in functionele groepen en in dominantie door bepaalde taxonomische groepen. De overall tendens is naar een afname van de diversiteit aan macrovertebraten en een toename in abundantie, met de hoogste abundantie bij intermediaire nutriëntenconcentraties (Miltner & Rankin, 1998; Fig. 2). Eutrofiëring leidt tot een toegenomen dominantie van kort-levende, snelgroeiende en vaak tolerante macrovertebraten ten koste van lang-levende, minder opportunistische soorten die niet in staat zijn om zich aan te passen aan veranderde omgevingscondities (Harper, 1992; Miltner & Rankin, 1998; Grall & Chavaud, 2002).

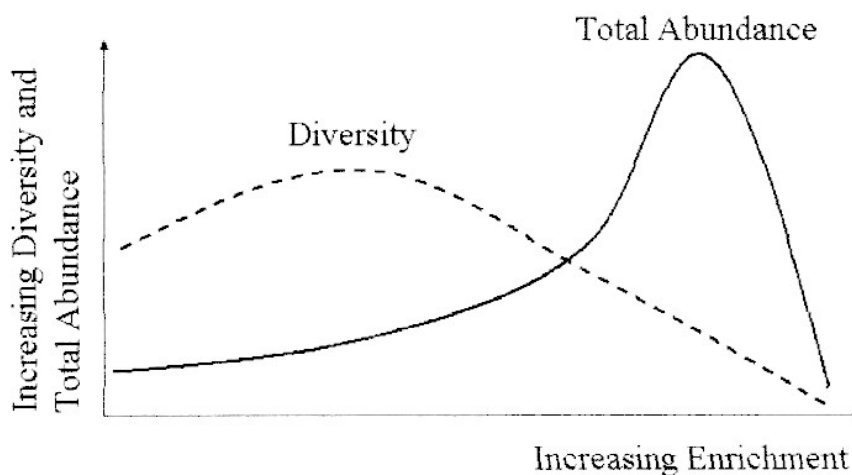


Fig. 2: Respons van benthische macrovertebraten op een toename in nutriënten (naar Grall & Chavaud, 2002)

Fig. 2 is gebaseerd op een algemeen model gepresenteerd door Grall & Chavaud (2002) en gebaseerd op hun waarnemingen in stilstaande wateren, estuarine systemen en riviersystemen. Het model wordt door andere onderzoekers bevestigd (o.a. Miltner & Rankin, 1998).

3.3.4 Classificatie van Chlorofyl-a in stromende wateren

Op basis van het chlorofylgehalte en de gehalten aan totaal stikstof en totaal fosfor hebben Dodds et al. (1998) een classificatie van de trofische staat van stromende wateren voorgesteld (Tabel 2).

Tabel 2: Een classificatie van de trofische staat van stromende wateren.

Trophic State category	Mean benthic Chl-a, mg.m-2	Maximum benthic Chl-a, mg.m-2	Opgelost Chl-a, µg/L	TN µg/L	TP µg/L
Oligotrophic	< 20	< 60	< 10	< 700	< 25
Mesotrophic	20 – 70	60 – 200	10 – 30	700 – 1500	25 – 75
Eutrophic	> 70	> 200	> 30	> 1500	> 75

Een vergelijkbare typologie werd opgesteld door Biggs (1996). Biggs (2000) vermeldt dat de grenzen voor maximale benthische Chl-a verwijzen naar de maximale biomassa waarbij de benthische biodiversiteit wordt gewaarborgd. In US EPA (2005) wordt een overzicht gegeven van deze maximale waarden voor de perifyton algenbiomassa gebaseerd op nutriënten-chlorofyl-a relaties. Er is een opvallende consistentie in deze waarden. Er blijkt sprake te zijn van een maximum van 150 mg/m² benthisch chlorofyl-a, waarboven degradatie van waterkwaliteit (opgelost zuurstof en pH) en sterke veranderingen in de levensgemeenschap (algen, macrovertebraten) optreden. Voor Chlorofyl-a van fytoplankton liggen deze maximale waarden, waarboven sprake is van risico's op negatieve effecten zoals hierboven beschreven, veel lager. Van Nieuwenhuysse & Jones (1996) vermelden waarden van 8 µg/L opgelost Chlorofyl-a.

Dodds & Welch (2000; Tabel 1) en US EPA (2005) presenteren potentiële criteria voor stikstof en fosfor in stromende wateren. Op deze normen wordt in deze rapportage niet verder ingegaan. Voor stromende wateren in Nederland is een overzicht van normen gegenereerd door Verdonschot et al. (2002).

3.4 Voedselwebben

Beken zijn open systemen. De open voedselwebben in dergelijke systemen worden sterk beïnvloed door de uitwisseling van materialen en organismen met aangrenzende habitats.

Over het algemeen is er in de literatuur consensus over de werkzaamheid van zowel bottom-up als top-down mechanismen in de meeste ecosystemen (McQueen et al.,

1989; Power, 1992; Rosemond et al., 1993). In voedselwebben die gebaseerd zijn op primaire productie vindt bottom-up controle plaats door beschikbaarheid van bronnen die primaire productie limiteren, bijvoorbeeld nutriënten. Top-down controle wordt uitgeoefend door predatoren (rovers) via consumptie van herbivoren (planten- of algeneters). Erg weinig is bekend van top-down en bottom-up controle in voedselwebben die gebaseerd zijn op detritus (zie experiment uitgevoerd door Rosemond et al., 2001).

Forrester et al. (1999) heeft een van de eerste studies gepresenteerd naar de gecombineerde effecten van predatoren en nutriënten op een gemeenschap in een open systeem (voor het voedselweb zie Fig. 1 in Forrester et al., 1999). Rosemond et al. (1993) heeft experimenteel bottom-up en top-down effecten onderzocht op het perifyton in stromende wateren.

Deegan & Peterson (1992) vinden in hun onderzoek bottom-up controle in stromende wateren. In hun experiment leidt toevoeging van nutriënten aan een arctische rivier tot een toename in visgroei. In een ander experiment kon dit niet worden waargenomen (Deegan et al., 1997). De laatste auteurs concluderen dat effecten van toevoer van nutriënten op primaire en secundaire consumenten in stromende wateren indirect verlopen en onvoorspelbaar zijn. Miltner & Rankin (1998) geven van dergelijke effecten een overzicht op basis van literatuur. Verrijking met nutriënten kan relatieve en absolute abundanties van perifyton en macrovertebraten veranderen (Dudley et al., 1986; Quinn & Hickey, 1990; Stevenson, 1997) en effecten hebben op herbivoren (Feminella et al., 1995). Dit kan secundaire consumenten beïnvloeden via gereduceerde drift (Hildebrand, 1974), veranderingen in voedselkwaliteit of indirect door beïnvloeding van de efficiency van het zoeken naar voedsel als gevolg van een toegenomen complexiteit van de structuur (Power, 1990b). Hoge biomassa's aan perifyton als gevolg van eutrofiëring (Biggs, 1985; Welch et al, 1988) kunnen leiden tot uitputting van de zuurstofreserves 's nachts, hetgeen van invloed is op vis en macrovertebraten.

Morin et al. (2001) concluderen op basis van een empirische studie dat, in ieder geval in de zomerperiode, matige eutrofiëring van beken resulteert in een hogere biomassa aan macrovertebraten en minder in accumulatie van algen. In deze studie was de secundaire productie en vraat van algen door grazers hoog in vergelijking tot de primaire productie.

3.5 Discussie

Ondanks het operationeel zijn van vele beïnvloedende factoren in stromende wateren, zijn in een aantal gevallen duidelijke relaties aangetoond tussen nutriënten en biomassa aan algen in het oppervlaktewater en op harde substraten. Effecten op macrovertebraten konden in een aantal gevallen worden aangetoond. Echter, effecten van nutriënten op hogere niveaus in het voedselweb, zoals functionele groepen binnen de macrovertebraten, verlopen indirect en kunnen onvoorspelbaar zijn. Hogere niveaus in het voedselweb zijn dus minder diagnostisch ten aanzien van

de nutriëntentoestand, want de toestand van deze hogere niveaus kan ook beïnvloed zijn door andere factoren, zoals fysische of hydromorfologische factoren. Relaties tussen nutriënten en biotische variabelen kunnen dus het beste bestudeerd worden aan primaire producenten (algen en waterplanten), die direct van de nutriëntentoestand afhankelijk zijn.

In stromende wateren zijn algen in het oppervlaktewater en op harde substraten de meest geschikte indicatoren om effecten van een vermindering van de nutriëntenbelasting te volgen. Meer specifiek zijn de indicatoren in natuurlijke beeksystemen dan fytoplankton (als Chlorophyl-a) en fytobenthos (als Chlorophyl-a en als soortensamenstelling van de diatomeeën). Het literatuuronderzoek heeft grotendeels betrekking op buitenlands onderzoek aan natuurlijke beeksystemen. De resultaten dienen daarmee nog vertaald te worden naar de Nederlandse systemen. De sedimenten van beeksystemen in het buitenland zijn vaak anders dan die van Nederlandse beken. Zo is er vaak sprake van harde substraten (rots, keien, grint- en kiezelbedden). Voor de Nederlandse situatie kan fytobenthos bestudeerd worden op natuurlijke substraten (plantenstengels, bladeren van waterplanten) of kunstmatige substraten (objectglaasjes; in stromende wateren ook touwen). Kunstmatige substraten weerspiegelen een pioniersituatie, terwijl natuurlijke substraten meer de situatie over enkele jaren weerspiegelen. Naast het sediment verschillen Nederlandse beken sterk van natuurlijke systemen, omdat ze voor meer dan 90 % sterk-veranderd en vaak gestuwd zijn. In deze sterk-veranderde systemen dient de bruikbaarheid van het chlorofyl-gehalte van het fytoplankton als indicator nader te worden onderzocht. Een statistische analyse van reeds verzamelde gegevens in de monitoringsgebieden kan verder inzicht geven in de bruikbaarheid van deze variabele in Nederlandse beeksystemen ten aanzien van veranderingen in de nutriëntenbelasting. Verder kunnen in gestuwde beektrajecten, waarin licht niet beperkend is, ook waterplanten een rol gaan spelen en zou het zinvol zijn de monitoring naar deze groep uit te breiden.

3.6 Conclusies beken

In natuurlijke beeksystemen zijn fytoplankton (als Chlorophyl-a) en fytobenthos (als Chlorophyl-a en als soortensamenstelling van de diatomeeën) de meest geschikte indicatoren om effecten van een vermindering van de nutriëntenbelasting te volgen. De respons van deze indicatoren (in ieder geval het fytoplankton) kan een hystereseffect vertonen, hetgeen impliceert dat deze systemen niet-lineair reageren via omslagpunten, waarbij het systeem gedurende enige tot lange tijd niet reageert, terwijl de nutriëntenbelasting wel afneemt. Dat betekent dat deze indicatoren slechts toepasbaar zijn in een deel van de nutriëntenrange.

Afstemming met monitoring voor KRW

Fytoplankton is binnen de Kaderrichtlijn Water niet als kwaliteitselement voor stromende wateren geselecteerd, omdat dit kwaliteitselement niet is opgenomen in de richtlijn. De soortensamenstelling van het fytobenthos is wel opgenomen als

kwaliteitselement voor stromende wateren. Macrofyten vormen een verplicht kwaliteitselement voor de KRW.

Op de STOWA-website (www.stowa.nl) is een kostenraming opgenomen voor de bemonstering van de biologische kwaliteitselementen uit de Kaderrichtlijn Water. Fytobenthos vormt een kwaliteitselement dat tegen relatief lage kosten (in vergelijking met andere kwaliteitselementen) in een bemonsteringsprogramma kan worden opgenomen.

4 Biotische indicator voor sloten

4.1 Kenmerken slootsystemen

Een sloot is een kunstmatig, min of meer permanent, lijnvormig water, maximaal 8 m breed en meestal minder dan 1,5 m diep, waarin stroming geen belangrijke ecologisch bepalende factor is, of, als dat wel het geval is, kunstmatig en tijdelijk van aard is (De Lange, 1972). Omdat ze zo ondiep zijn, worden ze gedomineerd door macrofyten. Daarom is periodiek beheer (maaien van de waterplanten) nodig om ze open te houden zodat ze hun aan- en afvoerfunctie kunnen vervullen. Zonder beheer zouden sloten verdwijnen doordat ze verlanden. In de wetenschappelijke literatuur met betrekking tot effecten van nutriënten en eutrofiëring is weinig onderzoek verschenen met betrekking tot sloten. Internationaal onderzoek naar de effecten van eutrofiëring in en herstel van wateren waarin stroming geen belangrijke ecologisch bepalende factor is, richt zich vooral op grote wateren (meren). Zelfs de waterkwaliteitsnormen voor oppervlaktewateren in Nederland zijn gebaseerd op gegevens uit dergelijke grote ecosystemen. Het functioneren van kleine ecosystemen zoals sloten kan aanzienlijk verschillen van dat van grote meren. Omdat ze ondiep en klein zijn, speelt het sediment een veel grotere rol in hun functioneren. Omdat sloten als voornaamste functie hebben de aan- en afvoer van water naar en van landbouwgebieden, worden ze sterk beïnvloed door uit- en afspoeling vanuit de landbouw. Naast nutriënten spelen in sloten ook bestrijdingsmiddelen, type inlaatwater (macro-ionen) en beheer een relatief grote rol wanneer het om effecten gaat op het ecosysteem (multistress). Ook slootdiepte, slootbreedte, bodemtype en debiet (verblijftijd) hebben effecten op het ecosysteem (Van Liere et al., 2005). De vele beïnvloedende factoren die op sloten inspelen bemoeilijken het veldonderzoek. ‘Slootonderzoek’ is dan ook aangewezen op een onderzoeksaanpak bestaande uit modelecosysteemonderzoek, zoals proefsloten en mesocosms op de Sinderhoeve (Alterra), veldonderzoek en modelontwikkeling of -toepassing. Deze onderzoeksaanpak waarborgt wederzijdse input van gegevens alsmede validatie van methoden (Arts et al., 2001b).

4.1.1 Rol van stikstof en fosfor bij (de-)eutrofiëring van sloten

Fosfor wordt voor zoet water de limiterende voedingsstof genoemd (Correll, 1998; Newton & Jarrell, 1999). Hypereutrofe zoetwatersystemen zijn vaak door stikstof gelimiteerd (Newton & Jarrell, 1999). In hypertrofe zoetwatersystemen zoals sloten, is fosfor meestal in ongelimiteerde hoeveelheden beschikbaar als gevolg van snelle accumulatie en sterk reducerende omstandigheden, terwijl er een tekort aan stikstof is door denitrificatie (Graneli & Solander, 1988).

Ondergedoken waterplanten kunnen de groei van niet-wortelende, drijvende waterplanten zoals kroos beïnvloeden door de beschikbare nutriënten in de

waterkolom te reduceren. Volgens Scheffer et al. (2003) zou daardoor juist een sterke competitie tussen deze groepen primaire producenten ontstaan om stikstof.

Landolt (1986a,b) geeft aan dat P de belangrijkste rol speelt bij het limiteren van de groei van planten van de Kroosfamilie. Recente gegevens wijzen er echter op dat naast fosfor ook stikstof belangrijk is. Experimentele gegevens (Arts et al., 2002) laten zien dat herstel van een dominantie van kroos alléén kon worden gerealiseerd bij een reductie van zowel fosfor als stikstof. In modelberekeningen uitgevoerd voor kleine wateren (Van Tongeren, 2001) was de kans op biologisch gezond water het grootste als zowel PO_4^{3-} als NH_4^+ werden gereduceerd. Zoals reeds aangegeven, kan een limitatie van stikstof alléén in dominantie van *Kroosvaren* soorten resulteren. Nutriëntenlimitatie van groei is voor wortelende waterplanten en bentische algen veel minder belangrijk dan voor niet-wortelende primaire producenten, zoals fytoplankton, draadalgen en vrij zwevende of drijvende waterplanten zoals kroos (Sand-Jensen & Borum, 1991). Wortelende waterplanten en bentische algen kunnen namelijk nutriënten uit het sediment betrekken en zijn dus niet afhankelijk van de beschikbaarheid ervan in de waterkolom (Barko & Smart, 1980a;b). Concluderend kan gesteld worden dat er aanwijzingen zijn dat in hypertrofe systemen stikstof een belangrijke limiterende voedingsstof is en dat voor het limiteren van de groei van kroos, zowel een beperking van fosfor als van stikstof noodzakelijk is.

De berekende kritische belasting waarboven een dominantie van kroos voorkomt is zowel voor N als voor P laag, terwijl de bandbreedte groot is, met een sterke afhankelijkheid van waterdiepte, verblijftijd (debiet) en bodemtype (Van Liere et al., 2005). Fig. 3 laat deze bandbreedte zien voor totaal-P. Een dergelijke sigmoïde curve vinden we ook terug in de relaties tussen de slootbedekkingsgraad van kroos met totaal-P, maar niet in de slootbedekkingsgraad van kroos met totaal-N (Fig. 4). Dit laatste kan daarmee te maken hebben, dat in de zomer de gemeten concentraties opneembare nutriënten laag zijn en daardoor vaak niet indicatief voor de beschikbaarheid aan nutriënten. Wanneer niet naar de totale nutriëntengehalten wordt gekeken, maar naar de opgeloste fractie NH_4^+ , blijkt dat de kans op biologisch gezond water het grootste is, wanneer zowel de concentraties van PO_4^{3-} als van NH_4^+ worden gereduceerd (Van Tongeren, 2001).

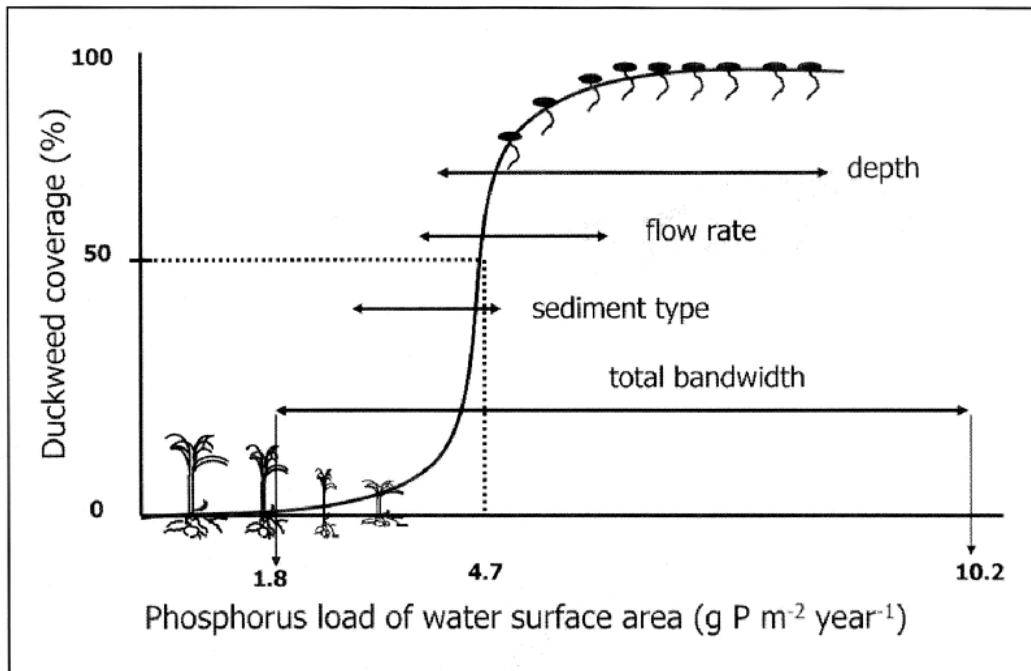


Fig. 3: Variatie in kritische fosforbelasting van sloten als functie van diepte, stroomsnelheid and type sediment (uit Van Liere et al., 2005)

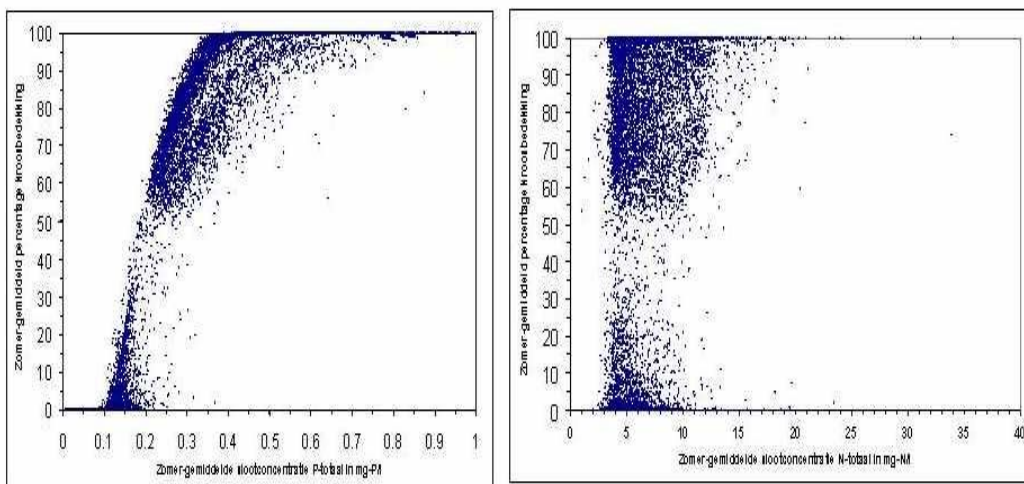


Fig. 4: Relaties tussen de bedekkingsgraad van kroos (zomergemiddelde percentage kroosbedekking) op de y-as en zomergemiddelde slootconcentratie van totaal P en totaal N in resp. mg P en mg N per liter in sloten (berekend met PC-ditch/waterplanner) (uit: Oenema et al., 2002).

4.2 Processen in slootsystemen in relatie tot nutriënten

De van nature belangrijkste ecologische processen die gerelateerd zijn aan nutriënten in sloten zijn primaire productie en afbraak van afgestorven organisch materiaal (detritus). Bij lage nutriëntenconcentraties is het belangrijk dat in een ecosysteem nutriënten zo lang mogelijk worden vastgehouden en worden hergebruikt. Dit vindt plaats binnen de primaire producenten (waterplanten en algen). De gemeten concentraties aan vrij opneembare nutriënten in de waterkolom zijn in dergelijke

situaties in de zomerperiode erg laag. Vrijwel alle nutriënten bevinden zich in de biotische componenten van het ecosysteem. Aan het einde van het groeiseizoen vindt afbraak plaats van de geproduceerde organische planten- en algenbiomassa. Daarbij komen nutriënten weer vrij. Naast de biotische componenten van het ecosysteem vormt ook de waterbodem een belangrijke component waar opslag en vastlegging van nutriënten plaats vindt. Dit geldt ook voor de oevers en slootwanden. Doordat in sloten de beschikbare oeverlengte per volume-eenheid water relatief groot is, spelen oevers theoretisch gezien een belangrijke rol in de nutriëntenhuishouding van kleine wateren (Portielje, 1996).

In sloten kunnen voedingsstoffenverwijderende processen optreden, zoals denitrificatie (het proces waarbij nitraat wordt omgezet in een gasvormige stikstofverbinding (N_2 , NO of N_2O) (Carpenter et al., 1998) en opname door waterplanten in combinatie met het maaien en vervolgens het afvoeren van de biomassa.

Denitrificatie treedt op onder anaërobe omstandigheden, mits voldoende nitraat en beschikbaar, gemakkelijk afbreekbaar koolstof aanwezig is. Een hoge verwijderingscapaciteit van stikstof kan worden bereikt door een combinatie van aërobe micromilieus in een anaërobe bodem. In het aërobe systeem wordt ammonium omgezet in nitraat: nitrificatie, een proces dat alleen optreedt in aanwezigheid van zuurstof. Dit nitraat is vervolgens beschikbaar voor denitrificatie. In sloten kunnen waterplanten hierin een belangrijke rol spelen. Riet bijvoorbeeld kan zuurstof naar de wortels transporteren en lokaal aërobe micromilieus creëren. Ook andere waterplanten kunnen hieraan bijdragen (Koerner, 1997). Denitrificatiesnelheden in kleine waterlopen in het landelijk gebied kunnen hoog zijn (Zweers en van der Kolk, 1998), hoger dan bijvoorbeeld gemeten waarden in grote oppervlaktewateren (Van Luijn, 1997). Als gevolg van variatie in ruimte en tijd aan denitrificerende bacteriën, organisch materiaal en nitraat (mede in afhankelijkheid van het optreden van nitrificatie), kunnen denitrificatiesnelheden in waterlopen sterk variëren.

Oeverzones van sloten kunnen een belangrijke rol spelen als zogenaamde bufferstroken, die de toevoer van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater beperken (Arts et al., 1998). Anderzijds kunnen ze dienen als stroken waar retentie optreedt van nutriënten, die aangevoerd worden met het slootwater. Door de grote beschikbare oeverlengte, die tevens met vegetatie begroeid kan zijn, dragen ook oeverzones en slootwanden bij aan de denitrificerende capaciteit van een sloot. Deze bijdrage is nooit gekwantificeerd.

Baggeren van kleine waterlopen grijpt in op het aanwezige organisch materiaal in sloten. Een nadelig effect van baggeren is dat verse organische stof met een hoge denitrificatiecapaciteit van de waterbodem verdwijnt. De grootte van dit nadelige effect in de praktijk is niet gekwantificeerd.

Vooraf in veensloten spelen processen die vaak samengevat worden onder de term “interne eutrofiëring” een belangrijke rol. Interne eutrofiëring is het proces waarbij

door toevoer van sulfaatrijk en alkalisch oppervlaktewater naar veensloten, ortho-fosfaat wordt gemobiliseerd en bij lage ijzerbeschikbaarheid tevens vergiftiging met sulfide optreedt. Mobilisatie van fosfaat treedt alleen op als de P-beschikbaarheid in het sediment hoog genoeg. Zelfs hoge Fe-concentraties in het poriewater kunnen onvoldoende zijn om eutrofiëring met P te voorkomen (Lamers, 2001). Reductie van sulfaat tot sulphide is een microbiële proces, waarbij organisch materiaal wordt gemineraliseerd en nutriënten worden gemobiliseerd. Juist veenbodems, waarin naast koolstof ook een enorme hoeveelheid andere voedingsstoffen ligt opgeslagen, zijn erg gevoelig voor dit type eutrofiëring (Lamers, 2001). Sulfaat wordt aangevoerd met oppervlaktewater, omdat in veel gebieden in Nederland rivierwater wordt gebruikt om verdroging te bestrijden. Het waterbeheer heeft dus een belangrijke invloed als het gaat om interne eutrofiëring. Behalve via oppervlaktewater, wordt sulfaat ook aangevoerd vanuit de aanliggende landbouwpercelen als gevolg van bemesting, verdroging en uitspoeling van nitraat (Lamers, 2001; Lamers et al., 1996). Interne eutrofiëring draagt bij aan een diffuser beeld van de relatie tussen externe belasting en ecologische effecten.

4.3 Biotische indicatoren voor verandering in nutriëntenbelasting in sloten

4.3.1 Macrofyten

Wanneer nutriëntenconcentraties laag zijn, is het water helder en wordt de levensgemeenschap gedomineerd door ondergedoken waterplanten en helofyten, voorafgegaan door een voorjaarsbloei van fytoplankton (De Groot et al., 1987; Veeningen, 1982). Bij toevoer van nutriënten naar een door ondergedoken waterplanten gedomineerde sloot, bijv. door uit- en afspoeling van de landbouw, oxidatie van het veen door peilverlaging (Hendriks et al., 1991) of fosfor-rijk kwelwater (Van Liere et al., 2002), zullen er in eerste instantie meer hogere, ondergedoken waterplanten voorkomen: de biomassa aan ondergedoken hogere waterplanten neemt toe. In een experiment in proefsloten werden bij belasting met stikstof en fosfor de kanswieren vervangen door een begroeiing met *Elodea nuttallii*, waarbij de snelheid van verandering positief gerelateerd was met de nutriëntenbelasting (Portielje & Roijackers, 1995). In het proces van toename van de nutriëntenbelasting, kan een toename van epifytische algen een tekort aan lichtenergie voor de waterplanten veroorzaken en uiteindelijk aanleiding geven aanleiding tot het verdwijnen van de ondergedoken waterplanten (Phillips e.a., 1978). Naarmate het trofieniveau toeneemt, verschijnen steeds meer planten die niet in het sediment wortelen, maar vrij in het water zweven, zoals puntkroos (*Lemna trisulca*). Ondergedoken waterplanten nemen een groot deel van hun nutriënten op vanuit het sediment (Barko & Smart, 1980a;b). Drijvende waterplanten die niet in het sediment wortelen, zoals kroos, zijn afhankelijk van hoge nutriëntenconcentraties in de waterlaag voor hun nutriëntenbehoefte. Bij de hoogste trofieniveaus komen uitsluitend drijvende soorten voor, zoals klein kroos (*Lemna minor*), bultkroos (*Lemna gibba*) en veelwortelig kroos (*Spirodela polyrrhiza*). In het reeds genoemde proefslotexperiment (Portielje & Roijackers, 1995) werd alleen in de kleisloot die de

hoogste belasting ontving (ca. 23 x de norm van 0.15 mgP/l), *Elodea nuttallii* vervangen door *Lemna minor*. Alleen in deze hoogst belaste sloten werden verhoogde concentraties van stikstof en fosfor in de waterlaag gemeten, omdat in deze sloten de belasting aan nutriënten de opnamecapaciteit van het ecosysteem (opslag in sediment en vegetatie) oversteeg, hetgeen resulteerde in een permanente toename van de nutriëntenconcentraties in de waterlaag en massale ontwikkeling van kroossoorten (De Groot et al., 1985; Portielje & Roijackers, 1995).

Wanneer de fosforbelasting hoog is in verhouding met de stikstofbelasting, treedt stikstof-gelimiteerde groei op, waardoor een verschuiving optreedt naar kroosvaren (*Azolla foliculoides*) (die in symbiose leeft met een stikstofbindend blauwwier, *Anabaena azollae*). De genoemde soorten kroos vormen in kleine, beschutte en zeer voedselrijke wateren met weinig of geen golfslag een gesloten vegetatiedek (kroosdek) dat vrijwel geen licht doorlaat (Landolt, 1986). In grotere, open wateren met weinig beschutting, zoals meren, verhinderen wind en golfslag dominantie van kroos (Scheffer et al., 2003). In dergelijke systemen ontwikkelen zich massaal algen bij hoge trofieniveaus. Omdat kroos, als een drijvende plant, reeratie verhindert en het geproduceerde zuurstof afgeeft aan de atmosfeer, terwijl door het decompositieproces onder het kroos zuurstof wordt verbruikt, wordt de waterlaag onder het kroos anoxisch (Veeningen, 1982). De zuurstofloze omstandigheden bevorderen de beschikbaarheid aan fosfor en verscheidene toxische stoffen, zoals sulfiden (Lamers et al., 1998). De temperatuur onder een kroosdek is 1-3 °C lager dan in oppervlaktewater zonder drijvende vegetatiematten (Goldsborough, 1993). Experimenten en veldobservaties hebben aangetoond dat de biodiversiteit onder een kroosdek laag is. De levensgemeenschap wordt gekarakteriseerd door vrijwel afwezigheid van ondergedoken waterplanten, lage diversiteit en biomassa aan macrovertebraten en een arme planktongemeenschap. Dit wordt bevestigd door andere auteurs (Janse & van Puijenbroek, 1998).

Concluderend kan gesteld worden dat bij eutrofiëring van sloten er een verschuiving optreedt van ondergedoken waterplanten met een verticale groeistrategie (ze wortelen in de bodem en naarmate de beschikbaarheid aan voedingsstoffen toeneemt, vullen ze de gehele waterlaag op) naar waterplanten met een horizontale groeistrategie (Sand-Jensen & Sondergaard, 1981; Bloemendaal & Roelofs, 1988). Het eindpunt van het eutrofiëringsproces is een totale dominantie door kroos, hetgeen beschouwd kan worden als de eindfase in de hydroserie die in gang wordt gezet door eutrofiëring (Portielje & Roijackers, 1995). De omslag van ondergedoken waterplanten naar kroos treedt op wanneer een bepaalde drempelwaarde voor de nutriëntenbelasting is overschreden (Janse & Van Puijenbroek, 1998). Veldobservaties en mesocosmexperimenten (Portielje & Roijackers, 1995; Arts et al., 2001; Arts et al., 2002) bevestigen dat dominantie van kroos geïnduceerd kan worden door belasting met nutriënten. Experimenten, veldgegevens en modellen tonen aan dat een toestand waarin kroos domineert zich door allerlei feed-back mechanismen in een stabiel evenwicht bevindt (Scheffer et al., 2003; zie als voorbeeld Fig. 6).

Welke groep van primaire producenten onder welke condities tot dominantie komt - niet-wortelende drijvende waterplanten zoals kroos, ondergedoken waterplanten en

algen (fytoplankton) – is niet precies bekend (Roijackers et al., 2004; Scheffer et al., 2003). Op basis van experimenten voorspellen Roijackers et al. (2004) dat op de lange termijn *Lemna (kroos)* algengroei zal overtreffen waardoor de algen worden weggeconcentreerd.

Behalve effecten op macrofyten, beïnvloedt de toevoer van nutriënten natuurlijk ook de andere primaire producenten. Belasting met nutriënten heeft een belangrijk effect op de soortensamenstelling en de biomassa van macrofytische draadalgen (flab), micro-benthische perifytische algen en benthische (periphytische) diatomeeën (Simons et al., 1999).

Regionaal en zelfs lokaal kunnen grote verschillen in kwaliteit van de sloten optreden. Kwelsloten in diepe polders hebben vaak een goede ecologische kwaliteit bij een hoge belasting vanwege een geringe verblijftijd van het water in deze sloten. Slootdiepte, slootbreedte, bodemtype en debiet (verblijftijd) hebben effecten op het ecosysteem (Van Liere et al., 2005).

4.4 Discussie: wanneer leidt een verminderde nutriëntenbelasting tot ecologisch herstel ?

Bij vermindering van de belasting met nutriënten is de verwachting dat er, net als bij meren en ook andere ecosystemen (Carpenter et al., 1998), een vertragingseffect optreedt vanwege de nalevering van fosfor door bodemsediment, maar ook doordat dominantie van drijvende waterplanten een zichzelf stabiliserend ecosysteem vormt via feed-back mechanismen, hetgeen de nadelige persistentie verklaart in veel situaties (Scheffer et al., 2003; Fig. 5 en 6). Scheffer et al. (2003) laten met behulp van veldgegevens, resultaten uit experimenten en modellen zien dat ecosystemen kunnen verkeren in twee alternatieve toestanden: één waarbij de waterplantenvegetatie wordt gedomineerd door ondergedoken waterplanten en één waarbij de waterplantenvegetatie wordt gedomineerd door kroos (zie ook Fig. 5 en 6). De auteurs concluderen uit hun gegevens dat verrijking met nutriënten de veerkracht van ecosystemen vermindert tegen een verschuiving naar een toestand gedomineerd door drijvende waterplanten (bijv. kroos). Uit modelberekeningen blijkt tevens dat een enkel drastische verwijdering van kroos kan leiden tot een alternatieve toestand gedomineerd door ondergedoken waterplanten. Van Liere et al. (2005) laten in modelberekeningen zien dat baggeren van een sloot, waarbij de waterdiepte wordt vergroot met 50 cm, zonder de belasting met fosfor te verminderen, geen effect heeft op de bedekking aan kroos. Alléén reductie van de belasting met fosfor tot $1.3 \text{ g P.m}^{-2}.\text{year}^{-1}$ resulteert in een hersteltijd van 15 jaar totdat de bedekking aan kroos is verminderd tot nul. Als tegelijkertijd met de reductie van de belasting met fosfor tot $1.3 \text{ g P.m}^{-2}.\text{year}^{-1}$ wordt gebaggerd, neemt de tijd benodigd voor herstel van de vegetatie af tot 2 jaar. Echter, er is een drempelwaarde voor de belasting met fosfor. Beneden deze drempelwaarde neemt de kwaliteit van een sloot toe na baggeren, maar daarboven niet. Boven deze drempelwaarde kan tijdelijk herstel optreden en dus toename van ondergedoken waterplanten en afname van kroos, maar kan deze toestand binnen korte tijd weer omslaan naar een door kroos gedomineerde toestand.

Deze drempelwaarde is kwantitatief onbekend. Het is heel belangrijk om deze drempelwaarde te leren kennen met behulp van experimenten en modelberekeningen.

Behalve met modellen kan met behulp van experimenten de hersteltijd van ecosystemen na beëindiging van de externe belasting met nutriënten worden gekwantificeerd. In proefsloten bleek geen of een zeer langzaam herstel van de vegetatie op te treden na beëindiging van de belasting (Vink, 1998). In de hoogst belaste kleisloot werd de dominantie van kroos doorbroken door een invasie van het Kroosvlindertje (*Catachysta lemnata*). In plaats van kroos ontwikkelde zich in 2001 een waterlaag vullende vegetatie van Smalbladige waterpest (*Elodea nuttallii*), waarin zich de jaren erna andere waterplanten vestigden, zoals Pijlkruid (*Sagittaria sagittifolia*) en Aarvederkruid (*Myriophyllum spicatum*). In de hoogst belaste zandsloot trad geen invasie op van het Kroosvlindertje, waardoor kroos nog lange tijd kon domineren in deze sloot. Pas in 2004 trad een omslag op naar een dominantie van Smalbladige waterpest, die binnen korte tijd werd overwoekerd door het mos *Leptodictyum riparium*. In de kleisloten bij de twee lagere belastingniveaus (een beoogde concentratie van 0.15 mgP/l en ca. 3 x deze norm) duurde de dominantie van Smalbladige waterpest nog voort gedurende de eerste vijf jaren na stopzetting van de externe belasting. Daarna ontwikkelden zich ook andere waterplanten, zoals Breekbaar kransblad en Aarvederkruid bij het op één na hoogste belastingniveau, en veel Breekbaar kransblad bij de laagste externe belasting. De vegetatie in deze laatste sloot bestond in 2001 uit een egale vegetatie van Breekbaar kransblad, net als in de beginsituatie 12 jaar geleden. Concluderend kan gesteld worden dat bij het laagste belastingniveau 8 jaar na beëindiging van de externe belasting de vegetatie zich heeft hersteld. Bij het één na hoogste belastingniveau treedt eveneens herstel op. Bij het hoogste belastingniveau trad herstel van de vegetatie pas op na ca. 12 – 15 jaren.

Bij de diatomeeën trad herstel op bij de twee hoogste belastingniveaus na stopzetting van de belasting (Arts *et al.*, 2001a). Een vergelijkbare trofische toestand als in de uitgangssituatie werd bereikt drie jaar na stopzetting van de belasting, echter het successiestadium verschilde van de uitgangssituatie. Bij het laagste belastingniveau en in de controle was herstel niet aan de orde en trad overwegend successie op. Tijdens de dé-eutrofiëringsfase waren de nutriëntengehalten in de waterlaag van de sloten zeer laag. Juist het sediment weerspiegelt de verschillende eutrofiëringsgeschiedenis van de sloten. De sedimenten zijn namelijk in verschillende mate opgeladen met fosfor, waardoor de fluxen naar de waterlaag kunnen verschillen.

Herstel van geëutrofiëerde slootmilieus is kwantitatief bestudeerd door Arts *et al.* (2002) in een experiment in mesocosms (doorsnede 1.8 m; diepte 0.8 m; zwart polyethyleen, slib op zavel). In de mesocosms werd het waterniveau op een niveau van 0.75 cm gereguleerd. Bij een hoger niveau werd het surplus aan water via een drainbuis afgevoerd naar het omliggende grindbed. Hierdoor was de verblijftijd in de mesocosms wisselend, maar over het algemeen relatief lang. In het experiment was voor herstel van ondergedoken waterplanten binnen een periode van twee jaar een forse reductie nodig van de belasting met fosfor tot 1.35 – 2.35 g P.m⁻².year⁻¹. Bij toepassing van additioneel beheer in de vorm van verwijdering van het kroosdek,

kon een dergelijke omslag van kroos naar een ondergedoken waterplantenvegetatie gerealiseerd worden bij hogere belastingen met fosfor (tot $14.55 \text{ g P.m}^{-2}\text{.year}^{-1}$). Concluderend kan gesteld worden dat een reductie in de belasting met fosfor zeer groot moet zijn om in 1.5 jaar een omslag te realiseren van kroos naar een vegetatie gedomineerd door ondergedoken waterplanten. Naast reductie van fosfor bleek in het experiment tevens colimitatie van stikstof op te treden. Draadwieren kunnen een omslag van kroos naar ondergedoken waterplanten verhinderen (Arts et al., 2002). Het verschijnsel dat voor een omslag van kroos naar ondergedoken waterplanten (dé-eutrofiëring) een veel lagere nutriëntenbelasting ($1.35 - 2.35 \text{ g P.m}^{-2}\text{.year}^{-1}$; Arts et al., 2002) nodig is dan voor de omslag van ondergedoken waterplanten naar kroos (eutrofiëring) ($9.03 \text{ g P.m}^{-2}\text{.year}^{-1}$; Arts et al., 2001) wordt hysteresis genoemd. In dit geval verschilt de belasting in nutriënten bijna een factor 4 (Fig. 5).

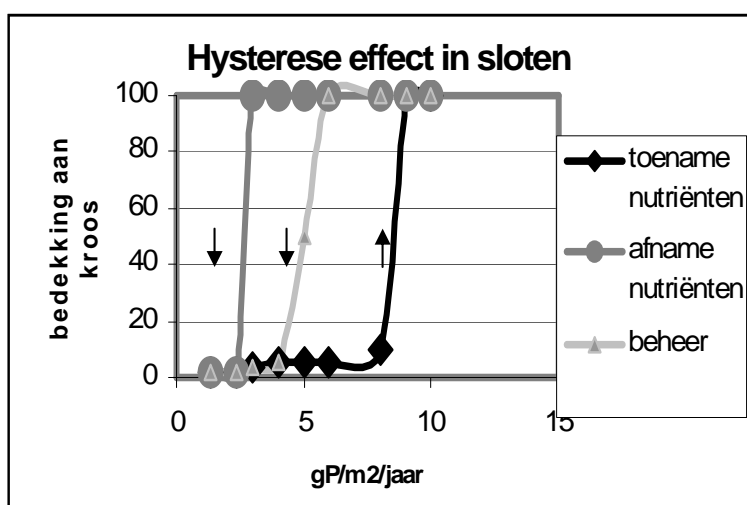


Fig. 5: Hysteresis effect in slootecosystemen. De zwarte lijn geeft de effecten van toename van nutriënten weer op de bedekking aan kroos (eutrofiëring) (gegevens uit Arts et al., 2001). De donkergrijze lijn geeft de effecten weer van een verminderde nutriëntenbelasting (gegevens Arts et al., 2002). De lichtgrijze lijn geeft als voorbeeld de effecten weer van effectgerichte maatregelen (kroos verwijderen).

Naar de effecten van aanvullende maatregelen, waaronder baggeren, is ook onder veldomstandigheden onderzoek verricht in een aantal slootssystemen, met wisselend succes. Baggeren van sloten blijkt bij te dragen aan een verbetering van de ecologische kwaliteit waarbij de gehalten aan stikstof en fosfor niet of nauwelijks afnemen (Twisk et al., 2002; Hovenkamp-Obbema, 2000, 2001; Hovenkamp-Obbema & Bijlmakers, 2001; Hesen et al., 1998; STOWA, 1997). Door baggeren worden sloten verdiept (is minder gunstig voor kroos, zie Boeyen et al. (1992)), wordt de toplaag van het sediment verwijderd waardoor de nalevering van fosfor kan afnemen en wordt de bindingscapaciteit van het sediment voor fosfor veranderd. Verbeteringen na baggeren kunnen gedurende lange tijd (10 jaar) stand houden (Hovenkamp-Obbema, 2000; Hovenkamp-Obbema & Bijlmakers, 2001), maar dat is niet altijd het geval: vaak komt het kroos ook terug (Hesen et al., 1998; STOWA, 1997). Dit kan mogelijk te maken hebben met de reeds eerder genoemde

drempelwaarde voor fosfor (Van Liere et al., 2005). Boven deze drempelwaarde voor fosfor neemt de kwaliteit van een sloot niet toe na baggeren en blijft de sloot in een door kroos gedomineerde toestand verkeren.

Naar verwachting zal aanvullend beheer alleen beneden een bepaalde drempelwaarde voor fosfor leidt tot herstel van sloten. Boven deze drempelwaarde wordt geen herstel verwacht zonder de belasting te verminderen. Door de vele decennia lange en nog steeds voortdurende overbelasting van de bodem met fosfor door het opbrengen en injecteren van dierlijke mest, is er een hoge verzadigingsgraad van fosfor ontstaan, zowel in bodem als in waterbodem, die niet snel te herstellen zal zijn (V en W, 1996).

Inrichting en beheer kunnen reductiemaatregelen zeer versterken. Vanwege het optredende verschijnsel van hysteresis, dient de belasting met nutriënten erg laag te zijn om binnen korte tijd een omslag van kroosbedekking naar ondergedoken waterplanten te bewerkstelligen, wanneer nutriëntentoevoer als sturende factor wordt bestudeerd.

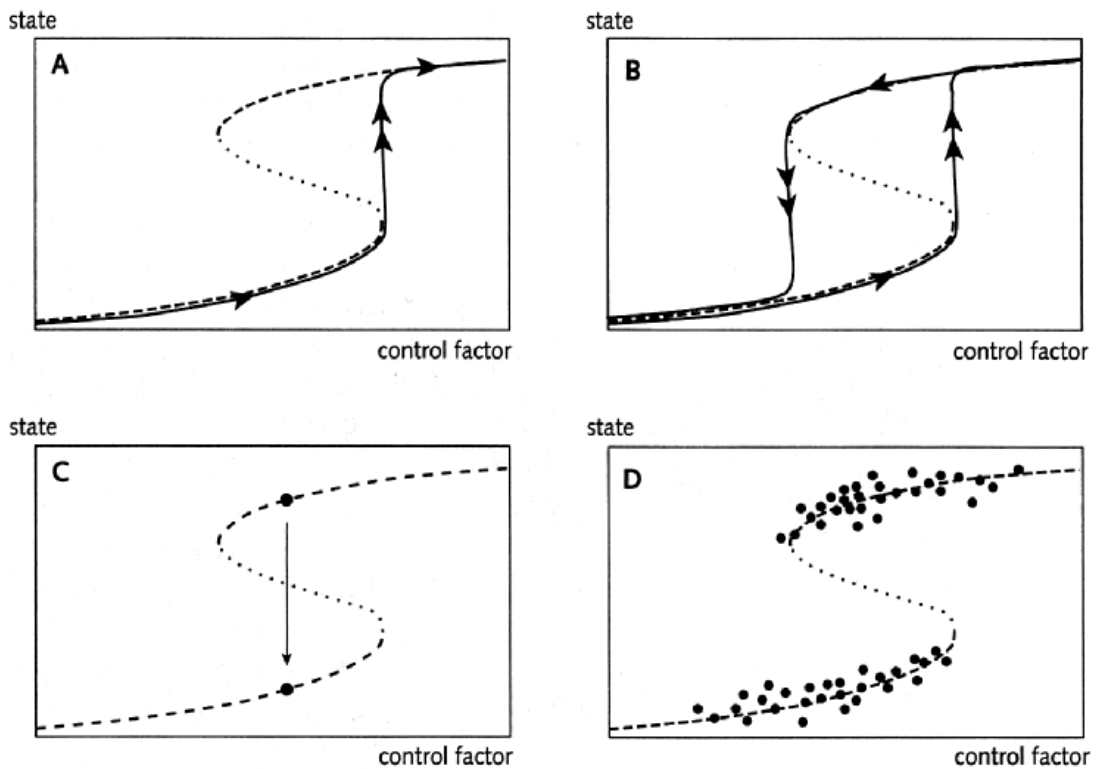


Fig. 6: Vier typen observaties die indiceren dat systemen in alternatieve stabiele toestanden kunnen verkeren. A. Er is sprake van een discontinue factor zoals nutriëntenbelasting. B. Optreden van een lagere drempelwaarde bij afname van de controle factor dan bij toename van de controle factor (Figuur is vergelijkbaar met Fig. 5). C. Systeem wordt van de ene in andere stabiele toestand gebracht, bijv. door baggeren van sloten. D. Distributies van systeemtoestanden zijn bimodaal (uit Scheffer, 1998).

4.5 Conclusies sloten

In sloten zijn macrofyten, die direct van de nutriëntentoestand afhankelijk zijn, geschikte indicatoren om effecten van een vermindering van de nutriëntenbelasting te volgen. Het gaat daarbij om de soortensamenstelling aan drijvende en ondergedoken waterplanten en de abundanties van deze soorten. De bedekking aan kroos en de totale bedekking aan ondergedoken waterplanten geven een belangrijke indicatie van de toestand van het systeem. Fytoplankton is in sloten van ondergeschikt belang en daarmee is chlorofyl-a - als maat voor de algengroei - in deze systemen niet relevant.

Uitgaande van een dominantie van kroos, kan de respons van kroos een hystereseffect vertonen, hetgeen impliceert dat het systeem niet-lineair reageert via omslagpunten, waarbij het systeem gedurende enige tot lange tijd niet reageert, terwijl de nutriëntenbelasting wél afneemt. Dat betekent dat genoemde indicatoren slechts toepasbaar zijn in een deel van de nutriëntenrange. Dat vereist extensievere monitoring van deze indicatoren in hypertrofe systemen en intensievere monitoring in eutrofe systemen.

Afstemming met monitoring voor KRW

Omdat macrofyten de toestand op wat langere termijn weerspiegelen, biedt een inventarisatie van de macrofyten in sloten één maal per jaar een goede toestandsbeschrijving. Fytobenthos als kwaliteitselement voor de middellange termijn dient minstens één maal per jaar te worden bepaald (voorjaarsbemonstering), liefst twee maal per jaar (voor- en najaarsbemonstering).

Op de STOWA-website (www.stowa.nl) is een kostenraming opgenomen voor de bemonstering van de biologische kwaliteitselementen uit de Kaderrichtlijn Water. Macrofyten vormt een kwaliteitselement dat tegen relatief lage kosten (in vergelijking met andere kwaliteitselementen) in een bemonsteringsprogramma kan worden opgenomen.

5 Conclusies

Eutrofiëring van beken

De hypothese, dat in sloten en beken het eutrofiëringsproces zich mogelijk op een andere wijze manifesteert, dient op basis van de beschikbare literatuur te worden verworpen. In stromende wateren (beken) blijkt de aard van de biotische interacties tussen algen en nutriënten weinig verschillend te zijn van die in sloten (en ondiepe meren). Echter, interacties worden gedempt of veranderd door de afwijkende condities in stromende wateren.

Biotische indicatoren

Biotische indicatoren zijn alleen in een deel van de nutriëntenrange, vlak bij de referentie, toepasbaar. In sloten en beken in Nederland hebben we veelal te maken met een oververzadiging aan nutriënten (hypertrofe situatie). Dat impliceert dat systemen niet-lineair reageren via omslagpunten, waarbij het systeem gedurende enige tot lange tijd niet reageert, terwijl de nutriëntenbelasting wél afneemt (hysteresis). Vaak is er wel een duidelijke relatie tussen nutriënten en ecologische variabelen in het traject nabij de referentiesituatie. Dat impliceert extensieve monitoring van deze indicatoren in hypertrofe systemen en intensievere monitoring in eutrofe systemen (nabij theoretische omslagpunten). Echter voor toepassing bij monitoring wordt gevraagd naar een relatie tussen de biotische indicator en de nutriëntenbelasting voor het totale concentratietraject (trendmonitoring). Voor de Nederlandse situatie (hypertrofe situatie) kan hier waarschijnlijk via geen enkele indicator aan worden voldaan.

In stromende wateren (beken) zijn de biotische indicatoren fytoplankton (als Chlorophyl-a) en fyto benthos (als Chlorophyl-a en als soortensamenstelling van de diatomeeën) het meest geschikt om effecten van een verandering in de nutriëntenbelasting bij lage concentraties (omgeving referentie) te volgen (Tabel 3). In niet-natuurlijke beken met gestuwde beektrajecten waar licht niet beperkend is, zijn ook macrofyten geschikte biotische indicatoren om effecten van een verandering in de nutriëntenbelasting te volgen. De toepasbaarheid van Chlorophyl-a in niet-natuurlijke beken met gestuwde beektrajecten dient te worden gezien, omdat hier onder meer ook de stroomsnelheid een grote rol speelt bij algenontwikkeling.

Tabel 3: Biotische indicatoren voor veranderingen in nutriëntenbelasting in sloten en beken

Systeem	Fytoplankton	Fytobenthos		Macrofyten
	als Chl-a	als Chl-a	Soortensamenstelling en abundantie	Soortensamenstelling en abundantie
Natuurlijke beken	X	X	X	–
Sterk veranderde beken	?	X	X	in gestuwde beektrajecten met veel plantengroei
Sloten	–	–	–	X
Bredere sloten, weteringen	X	–	–	X

In sloten zijn macrofyten de meest geschikte biotische indicatoren wanneer de nutriëntenconcentraties laag (omgeving referentie) zijn. Gegevens ten aanzien van de bedekking van kroos, de totale bedekking aan ondergedoken waterplanten en een soortenlijst met abundanties van waterplanten voldoen hier prima aan. In het huidige monitoringsprogramma in stroomgebieden dat wordt uitgevoerd ter evaluatie van het mestbeleid, worden in de polders in de sloten reeds macrofyten geïnventariseerd. In stromende wateren (beken) wordt vaak ook Chlorofyl-a op meerdere lokaties bepaald. Fytobenthos is nog niet in de monitoring opgenomen.

In Tabel 4 worden de biotische indicatoren kwalitatief getoetst op de criteria uit paragraaf 2.3. Een probleem vormt de reactietermijn. Vanwege natuurlijke ontwikkelingen en fluctuaties binnen een seizoen, zal een reactietermijn van één seizoen niet reëel zijn, om dit van een biotische indicator te verwachten. Om een uitspraak te doen is minimaal een termijn van een jaar nodig. Voor uitspraken over trendontwikkeling zijn zelfs gegevens over meerdere jaren noodzakelijk. Chlorofyl-a waarden kunnen sterk wisselen in de tijd, afhankelijk van bijv. de stroomsnelheid. Soortensamenstelling verandert in het algemeen over een termijn van enkele jaren en is dus geschikter om op wat langere termijn effecten te monitoren. Ook aan de eis dat de indicator lineair reageert op veranderingen over de gehele nutriëntenrange van hypertroof tot aan de referentie, kan door geen enkele biotische indicator worden voldaan. Op criteria zoals gemakkelijk te meten, kosteneffectief en beperkte inspanning, scoort de soortensamenstelling en abundantie van het fytobenthos minder dan de andere indicatoren. Chlorofyl-a analyses komen qua kosten het goedkoopste naar voren. Soortensamenstelling van fytobenthos en macrofyten zijn duurdere analyses dan chlorofyl-analyses. Een indicator die alleen door nutriënten wordt gestuurd, is vrijwel onmogelijk, aangezien organismen en biotische indicatoren vrijwel altijd reageren op meerdere beïnvloedende factoren.

Tabel 4: Kwalitatieve toetsing van genoemde biotische indicatoren op de criteria uit paragraaf 2.3. - = voldoet niet aan criterium; + = voldoet wel aan criterium.

Criterium/Indicator	Fytobenthos			Macrofyten
	als Chl-a	als Chl-a	Soortensamenstelling en abundantie	Soortensamenstelling en abundantie
1. Reactietermijn	-	-	-	-
2. Nutriëntengestuurd	+	+	+	+
3. Gehele nutriëntenrange	-	-	-	-
4a. Kwantificeerbaar	+	+	+	+
4b. Gemakkelijk meetbaar	+	+	-	+
4c. Herhaalbaar	+	+	+	+
4d. Objectief te meten	+	+	+	+
4e. Kosteneffectief	+	+	+/-	+
4f. Inspanning beperkt	+	+	-	+
4g. Betrouwbaarheid groot	+	+	+	+

Aanbevelingen ten behoeve van het project Monitoring nutriënten in beken en sloten

Omdat biotische parameters door veel factoren worden beïnvloed en veranderingen niet direct aan een verandering in nutriëntentoestand kunnen worden gerelateerd, de reactietermijn onvoorspelbaar is en omdat een reactie niet voor de hele range aan nutriëntenconcentraties optreedt zijn biotische parameters geen geschikte indicatoren om in de huidige toestand veranderingen in de nutriëntenbelasting van beken en sloten als gevolg van mestbeleid te volgen.

Statistische analyses van de door de waterschappen in de stroomgebieden gemeten biotische variabelen in relatie tot nutriëntengehalten wordt aanbevolen omdat weinig gegevens/literatuur voor de Nederlandse situatie beschikbaar zijn. Een multivariate analyse van variabelen opgenomen in tabel 3 in relatie tot nutriëntengehalten kan inzicht geven in relaties voor de specifieke omstandigheden in de stroomgebieden.

Gegeven de weinige informatie over de relatie tussen fyto-benthos en de nutriëntentoestand in sloten en beken wordt aanbevolen om deze kennis te verzamelen. Daartoe zou aanvullend op de metingen voor het project Monitoren stroomgebieden een project kunnen worden gestart om de bruikbaarheid van fyto-benthos als indicator voor veranderingen in de nutriëntentoestand te verkennen.

Voor het project Monitoren stroomgebieden hoeven geen extra inspanningen te worden geleverd ten aanzien van het gebruik van biotische indicatoren. Wel kunnen bestaande metingen (al dan niet voor de Kaderrichtlijn Water) worden geanalyseerd om meer gegevens en kennis van de reactie van biotische indicatoren op veranderingen in het systeem in de Nederlandse situatie te krijgen, vooral voor beken ontbreekt deze kennis.

6 Verklarende woordenlijst

anoxisch zuurstofloos

biotisch betrekking hebbende op het levende. Biotische componenten van het ecosysteem zijn bijvoorbeeld algen, waterplanten en ongewervelde dieren. Biotische interacties zijn interacties tussen biotische componenten van het ecosysteem.

bottom-up controle beïnvloeding van het voedselweb via de nutriëntenstroom en de effecten daarvan op primaire producenten en consumenten.

aquatisch in het water levend ofwel betrekking hebbend op het water (in tegenstelling: terrestrisch).

benthische algen algen groeiend op het sediment: vaak harde substraten

chlorofyl-a gehalte aan chlorofyl-a (= een fotosynthesepigment; zie ook **fotosynthese**) wordt gebruikt als maat voor de hoeveelheid algen in het water (chlorophyl-a van het water) of voor de hoeveelheid algen aanwezig op harde substraten (chlorofyl-a van fyto benthos)

denitrificatie anaëroob proces waarbij nitraat door bodembacteriën wordt omgezet in een gasvormige stikstofverbinding (N₂, NO of N₂O)

detritus het geheel van afgestorven organisch materiaal dat meestal op het sediment van aquatische ecosystemen ligt.

diatomeën kiezelwieren

ecologisch betrekking hebbende op de ecologie: wetenschap (binnen de biologie) die de onderlinge betrekkingen tussen levende organismen bestudeert en hun betrekkingen met het woongebied (habitat) waarin ze leven. Het is m.a.w. de studie van het web dat organismen met elkaar en met hun milieu (abiotische variabelen) verbindt.

epifytische algen algen die op waterplanten groeien, zoals op de ondergedoken stengels of bladeren.

eutrofiëring teveel aan voedingsstoffen in het oppervlaktewater waardoor de groei van bepaalde planten wordt gestimuleerd (bijvoorbeeld algenbloei) en de kwaliteit van het water vermindert.

evertebraten ongewervelde dieren

fotosynthese de synthese van organische verbindingen met behulp van lichtenergie dat door chlorofyl wordt geabsorbeerd. Fotosynthese treedt op bij alle hogere groene planten en bij blauwwieren.

fyto benthos algen groeiend op (natuurlijke) substraten, bijv. rots, plantenstengels, bladeren van macrofyten. Algen op plantenstengels en bladeren wordt ook wel **perifyton** genoemd.

fytoplankton vrij zevende algen in de waterlaag

helofyten planten die wortelen in het sediment van aquatische ecosystemen en met stengel en bladeren uit het water steken

hypertroof toestand van een habitat of ecosysteem dat zeer rijk is aan voedingsstoffen voor algen en planten, zoals stikstof en fosfor. In aquatische systemen als ortho-fosfaat in het water niet langer limiterend is en ook N niet limiterend is.

hysterese het verschijnsel, dat voor een verandering ten gunste van het ecosysteem (bijv. reductie van de algengroei) vanuit een verslechterde toestand een veel lagere nutriëntenbelasting vereist is, dan voor een verslechtering van het ecosysteem uitgaande van een goede toestand (bijv. toename van de algengroei).

macrovertebraten met het blote oog zichtbare ongewervelde dieren

macrofyt aquatische grote plant, ook voor grote wieren, waaronder kranswieren en draadwieren, gebruikt ter onderscheiding van microscopische algen.

mineralisatie de omzetting van een nutriënt van organisch gebonden vorm naar anorganisch wateroplosbare vorm, als gevolg van biologische of chemische omzetting.

oxidatie zie redoxreactie.

plankton microscopische aquatische organismen waarvan de positie of verdeling vrijwel geheel afhankelijk is van de waterbeweging.

primaire producenten organismen die organische verbindingen produceren met behulp van lichtenergie dat door pigmenten wordt geabsorbeerd (zogenaamde fotosynthese). Primaire producenten zijn algen en waterplanten.

primaire produktie zie **primaire producenten**

redoxreactie reductie-oxidatiereactie. Chemische reactie waarbij de overdracht plaatsvindt van elektronen van een electronendonor (vaak een organisch molecuul) naar een electronacceptor (vaak anorganisch). De afgifte van elektronen heet oxidatie, de opname reductie. Verschillende groepen micro-organismen maken gebruik van redoxreacties om energie te winnen. Voorbeelden van ecologisch belangrijke redoxreacties zijn ijzeroxidatie (vooral chemisch), denitrificatie (microbieel), sulfaatreductie (microbieel), en methaanproductie (microbieel).

reductie zie redoxreactie.

retentie van nutriënten opname of verwijdering van nutriënten in bijv. de oeverzone als gevolg van opname door planten of processen in bijv. de bodem.

secundaire producenten herbivoren (planten- of algeneters)

secundaire produktie zie **secundaire producenten**

top-down controle beïnvloeding van het voedselweb via de top-predator.

voedselweb een keten of webvormige structuur van organismen die met elkaar zijn verbonden zijn via relaties van eten en gegeten worden.

zoet water dat relatief arm is aan chloride ($<8.5 \text{ mmol Cl}^- \text{ l}^{-1}$; $< 0.3 \text{ g Cl}^- \text{ l}^{-1}$).

Literatuur

- Arts, G.H.P., M. Fellingier & P.F.M. Verdonschot, 1998. Ecologisch onderzoek naar de effecten van bufferstroken langs watergangen. Een literatuuronderzoek naar werking, rendement en kansrijkdom. Rapport Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer 98(26). 73 pp. + bijlagen.
- Arts, G.H.P., Tj.H. van de Hoek, J.A. Schot, J.A. Sinkeldam & P.F.M. Verdonschot, 2001a. Biotic responses to eutrophication and recovery in outdoor experimental ditches. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 27: 3492-3496.
- Arts, G.H.P., J. van der Kolk, J. Janse & L. van Liere, 2002. Sloten. In: E. van Liere & D.A. Jonkers (2002). Watertypengerichte normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater. Rapport 703715005. RIVM / VROM / RIZA / ALTEERRA / STOWA.
- Arts, G.H.P., A.D. Vethaak, Th.C.M. Brock, J. der Jonge & T.P. Traas, 2001b. Het belang van modeecosysteemstudies als schakel in het beleidsonderbouwend onderzoek. *Milieu* 16 (4/5) 253-261.
- Barko, J.W. & R.M. Smart, 1980a. Mobilization of sediment phosphorus by submersed freshwater macrophytes. *Freshwater Biol.* 10: 229-238.
- Barko, J.W. & R.M. Smart, 1980b. Sediment-based nutrition of submersed macrophytes. *Aquat. Bot.* 10: 339-352.
- Biggs, B.J.F., 1985. Algae: a blooming nuisance in rivers. *Soil and Water* 21: 27-31.
- Biggs, B.J.F., 1988. Algal proliferations in New Zealand's shallow stony foothills-fed rivers: toward a predictive model. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 23: 1405-1411.
- Biggs, B.J.F., 1995. The contribution of disturbance catchment geology and landuse to the habitat template of periphyton in stream ecosystems. *Freshwater Biology* 33: 419-438.
- Biggs, B.J.F., 1996. Patterns in benthic algae in streams. In: Stevenson R.J., Bothwell M.L. & Lowe, R.L. (eds.). *Algal Ecology*. Academic Press, San Diego. pp. 31-56.
- Biggs, B.J.F., R.A. Smith & M.J. Duncan, 1999. Velocity and sediment disturbance of periphyton in headwater streams: biomass and metabolism. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 18: 222-241.
- Biggs, B.J.F., 2000. Eutrophication of streams and rivers: dissolved nutriënt-chlorophyll relationship for benthic algae. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 19(1): 17-31.

- Bloemendaal, F.H.J.L. & J.G.M. Roelofs, 1988. Waterplanten en waterkwaliteit. Natuurhistorische bibliotheek van de KNNV Nr. 45. Stichting Uitgeverij van de Koninklijke Natuurhistorische Vereniging, Utrecht / Vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie van de Katholiek Universiteit Nijmegen. 189 pp.
- Boeyen, J.H., C.N. Beljaars & R. van Gerve, 1992. Vergroten van de waterdiepte heeft een positief effect op de waterkwaliteit. *H₂O* 25 (16).
- Bourassa, N. & A. Cattaneo, 1998. Control of periphyton biomass in Laurentian streams (Québec). *J. N. Am. Benthol. Soc.* 17: 420-429.
- Carpenter, S.R., N.F. Caraco, D.L. Correll, R.W. Howarth, A.N. Sharpley & V.H. Smith, 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8(3): 559-568.
- Chessman, B.C., P.E. Hutton & J.M. Burch, 1992. Limiting nutriënts for periphyton growth in sub-alpine, forest, agriculture and urban streams. *Freshwater Biology* 28: 349-361.
- Chételat, J., F.R. Pick, A. Morin & P.B. Hamilton, 1999. Periphyton biomass and community composition in rivers of different trophic status. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 560-569.
- Correll, D.L., 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. *J. Environ. Qual.* 27: 261-266.
- Deegan, L.A. & B.J. Peterson, 1992. Whole-river river fertilization stimulates fish production in an arctic tundra river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 1890-1901.
- Deegan, L.A., B.J. Peterson, H. Golden, C.C. McIvor & M.C. Miller, 1997. Effects of fish density and river fertilization on algal standing stocks, invertebrate communities and fish production in an arctic river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 269-263.
- De Groot, W.T., F.M.W. de Jong & M.M.H.E. van den Berg, 1987. Population dynamics of duckweed cover in polder ditches. *Arch. Hydrobiol.* 109(4): 601-618.
- De Lange, L., 1972. An ecological study of Dutch ditch vegetation. Proefschrift Universiteit van Amsterdam.
- Dodds, W.K., 1993. What controls levels of dissolved phosphate and ammonium in surface waters? *Aquatic Sciences* 55: 132-142.
- Dodds W.K., J.R. Jones & E.B. Welch, 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen and phosphorus. *Wat. Res.* 32: 1455-1462.

- Dodds, W.K., V.H. Smith & K. Lohman, 2002. Nitrogen and phosphorus relationships to benthic algal biomass in temperate streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 865-874.
- Dodds, W.K., V.H. Smith & B. Zander, 1997. Developing nutrient targets to control benthic chlorophyll levels in streams: a case study of the Clark Fork River. *Water Research* 31: 1838-1750.
- Dodds, W.K. & E.B. Welch, 2000. Establishing nutrient criteria in streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 19(1): 186-196.
- Dokulil, M.T., 1994. Environmental control of phytoplankton productivity in turbulent turbid systems. *Hydrobiologia* 289: 65-72.
- Dudley, T.L., S.D. Cooper & N. Hemphill, 1986. Effects of macroalgae on a stream invertebrate community. *J. North. Am. Benthol. Soc.* 5: 93-106.
- Feminella, J.W. & C.P. Hawkins, 1995. Interactions between stream herbivores and periphyton: A quantitative analysis of past experiments. *J. North. Am. Benthol. Soc.* 14: 465-509.
- Fischer, S.G., N.B. Grimm, E.Martí, R.M. Holmes & J.B. Jones, 1998. Material spiralling in stream corridors: a telescoping ecosystem model. *Ecosystems* 1: 19-34.
- Forrester, G.E., T.L. Dudley & N.B. Grimm, 1999. Trophic interactions in open systems: effects of predators and nutrients on stream food chains. *Limnology and Oceanography* 44(5): 1187-1197.
- Francoeur, S.N., 2001. Meta-analysis of lotic nutrient amendment experiments: detecting and quantifying subtle responses. *J. N. Amer. Benthol. Soc.* 20: 358-368.
- Goldsborough, L.G., 1993. Diatom ecology in the phyllosphere of the common duckweed (*Lemna minor* L.). *Hydrobiologia*, 269/270: 463-471.
- Grall J. & L. Chavaud, 2002. Marine eutrophication and benthos: the need for new approaches and concepts. *Global Change Biology* 8: 813-830.
- Graneli, W. & D. Solander, 1988. Influence of aquatic macrophytes in phosphorus cycling in lakes. *Hydrobiologia* 170: 245-266.
- Harper, D. 1992. *Eutrophication of freshwaters: Principles, Problems and Restoration*. Chapman and Hall, London.
- Heiskary, S. & H. Markus, 2001. Establishing relationships among nutrient concentrations, phytoplankton abundance and biochemical oxygen demand in Minnesota, USA, rivers. *Lake Reservoir Manage* 17: 251-262.

- Hendriks, R.F.A., 1991. Afbraak en mineralisatie van veen. STOWA rapport 1992.
- Hesen, P.L.G.M., J.H. Boeyen, J. Drent, C.A.M. van Helmond, P. Heuts, J.H. Janse, L.S.M. Schouten, O.F.R. van Tongeren en W. van der Velden, 1998. Kroos nader beschouwd, bundeling van recent kroosonderzoek in Nederland. Rapportnummer KOA 98.091. KIWA onderzoek en advies.
- Hildebrand, S.D., 1974. The relation of drift to benthos density and food level in an artificial stream. *Limnology and Oceanography* 19: 951-957.
- Horner, R.R., E.B. Welch, M.R. Seeley & J.M. Jacoby, 1990. Responses of periphyton to changes in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentrations. *Freshwat Biol* 24: 215-232.
- Hovenkamp-Obbema, I.R.M., 2000. Effecten van baggeren en visstandbeheer op de ecologische kwaliteit in veenweide sloten. Hoogheemraadschap voor de Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier.
- Hovenkamp-Obbema, I. & L. Bijlmakers, 2001. Van troebel naar helder slootwater. *H₂O* 2: 11-14.
- Hovenkamp-Obbema, R., 2001. Kwaliteit van slootwater voor weidevee in Waterland. Hoogheemraadschap voor de Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier.
- Janse, J.H. & P.J.T.M. van Puijenbroek, 1998. Effects of eutrophication in drainage ditches. *Environ. Pol.* 102: 547-552.
- Jones, R.C., 2000. Long-term trends in phytoplankton chlorophyll a in the tidal freshwater Potomac River, USA: Relationship to climatic and management factors. *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 27: 2959-2962.
- Kelly, M.G., 2004. Comparison between diatoms and other phytobenthos as indicators of ecological status in streams in Northern England. Presentation 18th International Diatom Symposium. 2-7 September 2004. Miedzzydroje, Poland.
- Koerner, S., 1997. Nutriënt and oxygen balance of a highly polluted treated sewage channel with special regard to the role of submerged macrophytes. *Acta Hydrochimica et hydrobiologica* 25: 34-40.
- Krewer, J.A. & H.W. Holm, 1982. The phosphorus-chlorophyll a relationship in periphyton communities in a controlled ecosystem. *Hydrobiologia* 94: 173-176.
- Lamers, L.P.M., 2001. Tackling biochemical questions in peatlands. Proefschrift Katholieke Universiteit Nijmegen. 161 pp.

- Lamers, L., F. Smolders, E. Brouwer & J. Roelofs, 1996. Sulfaatverrijkt water als inlaatwater ? De rol van waterkwaliteit bij maatregelen tegen verdroging. *Landschap* 13(3): 169-180.
- Lamers, L.P.M., H.B.M. Tomassen & J.G.M. Roelofs, 1998. Sulphate-induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environmental Science and Technology* 32: 199-205.
- Landolt, E., 1986a. The family of *Lemnaceae* – a monographic study, Vol. I – Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich Vol. 2, p. 71.
- Landolt, E., 1986b. Biosystematic investigations in the family of duckweeds (*Lemnaceae*) (vol. 2). Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich, 71.Heft. 566 pp.
- Lohmann, K. & J.R. Jones, 1999. Nutrient-stenotic chlorophyll relations in northern Ozark streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 124-130.
- Lohmann, K., J.R. Jones & B.D. Perkins, 1992. Effects of nutrient enrichment and flood frequency on periphyton biomass in northern Ozark streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 1198-1205.
- Lowe, R.L., S.W. Golladay & J.R. Webster, 1986. Periphyton response to nutrient manipulation in streams draining clearcut and forested watersheds. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 5: 221-229.
- McCormick, P.V., 1994. Evaluating the multiple mechanisms underlying herbivore-algal interactions in streams. *Hydrobiologia* 291: 47-59.
- McQueen, D.J., M.R.S. Johannes, J.R. Post, T.J. Stewart & D.R.S. Lean, 1989. Bottom-up and top-down impacts of pelagic community structure. *Ecol. Monogr.* 59: 289-309.
- Miltner, R.J. & E.T. Rankin, 1998. Primary nutrients and the biotic integrity of rivers and streams. *Freshwater Biology* 40: 145-158.
- Morin, A., N. Bourassa & A. Cattaneo, 2001. Use of size spectra and empirical models to evaluate trophic relationships in streams. *Limnol. Oceanogr.* 46(4): 935-940.
- Mulholland, P.J., E.R. Marzolf, S.P. Hendriks & R.V. Wilkerson, 1995. Longitudinal patterns of nutrient cycling and periphyton characteristics in streams, a test of upstream-downstream linkage. *J. North Am. Benthol. Soc.* 14: 357-370.
- Newbold, J.D., 1992. Cycles and spiral of nutrients. In (Eds. P. Calow and G.E. Petts): *The Rivers Handbook Vol. I, Hydrological and Ecological Principles*. Blackwell Scientific Publications, Oxford. pp. 379-408.

- Newbold, J.D., J.W. Elwood, R.V. O'Neill & W. van Winkle, 1981. Measuring nutriënt spiralling in streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 860-3.
- Newton, B.J. & W.M. Jarrell, 1999. A procedure to estimate the response of aquatic systems to changes in phosphorus and nitrogen inputs. National Water and Climate Center, United States Department of Agriculture. 37 pp.
- Nijboer, R.C., 2002. Nutriënten instromende wateren. Effecten van verrijking op de fysische, chemische en ecologische processen. Alterra, Wageningen University and Research Centre. Alterra-rapport 332. 173 pp.
- Oenema et al. 2002. Effecten van varianten van verliesnormen op de kwaliteit van het oppervlaktewater in Nederland. RIVM rapport 718201006.
- Pan, Y. & R.L. Lowe, 1995. The effect of hydropsychid colonization on algal response to nutriënt enrichment in a small Michigan stream, U.S.A. *Freshwater Biology* 33: 393-400.
- Phillips, G.L., D. Eminson & B. Moss, 1978. A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. *Aquat. Bot.* 4: 102-126.
- Portielje, R., 1996. Nutriëntenretentie in kleine wateren. Een literatuurstudie. Stichting voor Onderzoek Waterkwaliteitsbeheer in opdracht van RIZA.
- Portielje, R. & R.M.M. Roijackers, 1995. Primary succession of aquatic macrophytes in experimental ditches in relation to nutriënt input. *Aquat. Bot.* 50: 127-140.
- Power, M.E., 1990a. Effects of fish in river food webs. *Science* 250: 811-814.
- Power, M.E., 1990b. Benthic turfs versus floating mats of algae in river food webs. *Oikos* 58: 67-79.
- Power, M., 1992. Top-down and bottom-up forces in food webs – do plants have primacy? *Ecology* 73: 733-746.
- Quinn, J.M. & C. W. Hickey, 1990. Magnitude of effects of substrate particle size, recent flooding and catchment development on benthic invertebrate communities in 88 New Zealand rivers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 24: 411-427.
- Reynolds, C.S., 1994. Are phytoplankton dynamics in rivers so different from those in shallow lakes? *Hydrobiologia* 289: 1-7.
- Rosemond, A.D., P.J. Mulholland & J.W. Elwood, 1993. Top-down and bottom-up control of stream periphyton: Effects of nutriënts and herbivores. *Ecology* 74: 1264-1280.

- Rosemond, A.D., C.M. Pringle, A. Ramírez & M.J. Paul, 2001. A test of top-down and bottom-up control in a detritus-based food web. *Ecology* 82(8): 2279-2293.
- Roijackers, R., S. Szabó & M. Scheffer, 2004. Experimental analysis of the competition between algae and duckweed. *Arch. Hydrobiol.* 160(3): 401-412.
- Sand-Jensen, K. & J. Borum, 1991. Interactions among phytoplankton, periphyton, and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries *Aquat. Bot.* 41 : 137-175.
- Sand-Jensen, K. & M. Sondergaard, 1981. Phytoplankton and epiphytic development and their shading effect on submerged macrophytes in lakes of different nutrient status. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.* 66: 529-552.
- Scheffer, M., 1998. Ecology of shallow lakes. Population and community biology series 22. 357 pp.
- Scheffer, M., S. Szabó, A. Gragnani, E.H. van Nes, S. Rinaldi, N. Kautsky, J. Norberg, R.M.M. Roijackers & R.J.M. Franken, 2003. Floating plant dominance as a stable state. *PNAS* 100(7): 4040-4045.
- Schmidt, A., 1994. Main characteristics of the phytoplankton of the Southern Hungarian section of the River Danube. *Hydrobiologia* 289: 97-108.
- Schreurs, 1992, H. Cyanobacterial dominance; relation to eutrophication and lake morphology. Proefschrift Universiteit van Amsterdam.
- Simons, J., J. Sinkeldam, A.P. van Beem & R. Roijackers, 1999. Periphytic macro- and microalgae in a semi-artificial eutrophication gradient. *Diatomedelingen* 23-24.
- Smith, V.H., 2003. Eutrophication of Freshwater and Coastal marine Ecosystems. A global problem. Review article. *Environ Sci & Pollut Res* 10(2): 126-139.
- Smith, V.H., G.D. Tilman & J.C. Nekola, 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environ. Pollut.* 100: 179-196.
- Soballe, D.M. & B.L. Kimmel, 1987. A large-scale comparison of factors influencing phytoplankton abundance in rivers, lakes, and impoundments. *Ecology* 68: 1943-1954.
- Stevenson, R.J., 1997. Resource thresholds and stream ecosystem sustainability. *J. North. Am. Benthol. Soc.* 16: 410-424.
- Stewart, A.J., 1987. Response of stream algae to grazing minnows and nutrients, a field test for interactions. *Oecologia* 72: 1-7.
- STOWA 1997. Ontstaan en bestrijden van deklagen van kroos. 4. Praktijkonderzoek naar maatregelen tegen kroosdeken. Rapport 97-18. Utrecht. 68 pp.

Twisk, W. et al., 2002. Schoon water in polder Bergambacht: zes jaar ervaring met gebiedsgericht samenwerken. Projectgroep Samen naar schoon water in het peilgebied Bergambacht.

US EPA (US Environmental Protection Agency), 2005. Technical Guidance Manual: Rivers & Streams. Publication May 27th, 2005. URL: <http://www.epa.gov/ost/criteria/nutriënt/guidance/rivers/>.

Van Liere, L., J.H. Janse & G.H.P. Arts, 2005. Setting critical nutriënt values for ditches using the eutrophication model PCDitch. *Aquatic Ecology* (in press).

Van Liere, L., J.H. Janse, M. Jeuken, P. van Puijenbroek, O. Schoumans, R. Hendriks, J. Roelsma & D. Donkers, 2002. Effect of nutriënt loading on surface water in polder Bergambacht, The Netherlands. In: J. Steenvoorden, F. Claessen & J. Willems (Eds.). *Agricultural effects on Ground and Surface Waters, Research at the edge of Science and Society*. IAHS publication 273: 213-218.

Van Luijn, F., 1997. Nitrogen removal by denitrification in the sediments of a Shallow Lake. PhD-thesis Landbouw Universiteit Wageningen.

Van Nieuwenhuysse, E.E. & J.R. Jones, 1996. Phosphorus-chlorophyll relationship in temperate streams and its variation with stream catchment area. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 53: 99-105.

Van Tongeren, O., 2001. Relation between nutriënt concentrations and ecological quality. Case grasslands on peaty soil (in Dutch). *Data-analysis Ecology*, The Netherlands. 51 pp.

Veeningen, R., 1982. Temporal and spatial variation of dissolved oxygen concentration in some Dutch polder ditches. *Hydrobiologia* 95: 369-383.

Verdonschot, P., R. Nijboer & B. Higler, 2002. Stromende wateren. In: E. van Liere & D.A. Jonkers (2002). *Watertypengerichte normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater*. Rapport 703715005. RIVM / VROM / RIZA / ALTErrA / STOWA..

Verdonschot, P.F.M., R.C. Nijboer & L.W.G. Higler, 2002. Nutriënten in stromende wateren. Overzicht van normen. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. *Alterra-rapport ...*

Vink, G., 1998. Onderzoek naar de relatie tussen macrofyten, macrofauna en eutrofiëring in cylinders in proefsloten. Stagerapport Internationale Agrarische Hogeschool Larenstein, afdeling Laboratoriumtechniek, richting milieu-analyse, Velp. 33 pp. + bijlagen.

Webster, J.R. & B.C. Patten, 1979. Effects of watershed perturbation on stream potassium and calcium dynamics. *Ecol. Monogr.* 49: 51-72.

Welch, E.B., J.M. Jacoby, R.R. Horner & M.R. Seeley, 1988. Nuisance biomass levels of periphyton algae in streams. *Hydrobiologia* 157: 161-168.

Welch, E.B., J.M. Quinn & C.W. Hickey, 1992. Periphyton biomass to point-source nutrient enrichment in seven New Zealand streams. *Water Research* 26: 669-675.

V en W, 1996. Achtergrondnota Toekomst voor Water, Watersysteemverkenningen. RIZA rapport 96.058, RIKZ rapport 96.030.

Winter, J.G. & H.C. Duthie, 2000. Epilithic diatoms as indicators of stream total N and total P concentrations. *J. N. Amer. Benthol. Soc.* 19: 32-49.

Wu, V., D. Bowker & S. Antoine, 1996. Nutrient limitation assessment of the river Taff, South Wales, U.K., using algal bioassay. *Limnologia* 26: 63-71.

Zweers, A.J. & van der Kolk, J.W.H., 1998. Methode voor de bepaling van de denitrificatiesnelheid in waterbodems. Ontwikkeling en toepassing. SC-DLO rapport 239. 59 pp.