

stowa

EEN ECOLOGISCHE SYSTEEMANALYSE EN DIAGNOSE VAN
ONDIEPE MEREN EN Plassen VOOR DE KADERRICHTLIJN WATER

VAN HELDER NAAR TROEBEL... EN WEER TERUG

2008

04



stowa

EEN ECOLOGISCHE SYSTEEMANALYSE EN DIAGNOSE VAN
ONDIEPE MEREN EN Plassen VOOR DE KADERRICHTLIJN WATER

VAN HELDER NAAR TROEBEL... EN WEER TERUG



STOWA IN HET KORT

De Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, kortweg STOWA, is het onderzoeksplatform van Nederlandse waterbeheerders. Deelnemers zijn alle beheerders van grondwater en oppervlaktewater in landelijk en stedelijk gebied, beheerders van installaties voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater en beheerders van waterkeringen. Dat zijn alle waterschappen, hoogheemraadschappen, zuiveringschappen en de provincies.

De waterbeheerders gebruiken STOWA voor het realiseren van toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk-juridisch en sociaal-wetenschappelijk onderzoek dat voor hen van gemeenschappelijk belang is. Onderzoeksprogramma's komen tot stand op basis van inventarisaties van de behoefte bij de deelnemers. Onderzoekssuggesties van derden, zoals kennisinstituten en adviesbureaus, toetst STOWA aan de behoeften van de deelnemers.

STOWA verricht zelf geen onderzoek, maar laat dit uitvoeren door gespecialiseerde instanties. De onderzoeken worden begeleid door begeleidingscommissies. Deze zijn samengesteld uit medewerkers van de deelnemers, zonodig aangevuld met andere deskundigen.

Het geld voor onderzoek, ontwikkeling, informatie en diensten brengen de deelnemers samen bijeen. Momenteel bedraagt het jaarlijkse budget zo'n zes miljoen euro.

➤ STOWA

Postbus 8090
3503 RB Utrecht
t. 030 232 11 99
e. stowa@stowa.nl
i. www.stowa.nl

COLOFON

Uitgave

Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer STOWA, Utrecht

Auteurs

Nico Jaarsma (Witteveen+Bos), Marcel Klinge (Witteveen+Bos) en Leon Lamers (RUN)

Begeleiding

Bas van der Wal (STOWA), Jan Janse (MNP)

Klankbordgroep

Deskundigenteam OBN-onderzoeksprogramma laagveenwateren

Eindredactie

Bert-Jan van Weeren

Fotografie

Victor Bos (foto blz. 08), Willem Kolvoort (foto brasem cover, foto blz. 62 en foto samenvatting blz. 02) en Ron Offermans (foto's blz. 02, 12, 18 en 46)

Vormgeving

Shapeshifter, Utrecht

Druk

Libertas, Bunnik

STOWA-rapportnummer 2008-04

ISBN 978.90.5773.386.4

STOWA Utrecht, maart 2008

Copyright Teksten uit dit rapport mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Disclaimer De in dit rapport gepresenteerde kennis en diagnosemethoden zijn gebaseerd op de meest recente inzichten in het vakgebied. Desalniettemin moeten bij toepassing ervan de resultaten te allen tijde kritisch worden beschouwd. De auteurs en STOWA kunnen niet aansprakelijk worden gesteld voor eventuele schade die ontstaat door toepassing van het gedachtegoed uit dit rapport.

TEN GELEIDE

Waterbeheerders moeten de komende jaren flink aan de bak om te kunnen voldoen aan de doelstellingen van de Europese Kaderrichtlijn water. De hoge fosfaatbelasting in met name meren en plassen vormt daarbij echter een groot struikelblok. Dit staat de terugkeer van helder, plantenrijk water met uiteenlopende flora en fauna behoorlijk in de weg.

Dit rapport, getiteld *Van helder naar troebel... en weer terug*, helpt waterbeheerders greep te krijgen op de fosfaatproblematiek. Met het rapport in de hand zijn ze in staat een goed onderbouwde ecologische analyse en diagnose van hun meren en plassen te maken. Deze vormen op hun beurt een solide basis bij het nemen van goede en doeltreffende (fosfaat)maatregelen.

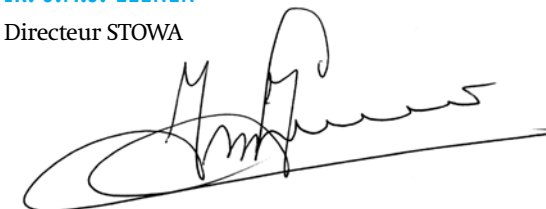
Directe aanleiding voor dit rapport is het gereedkomen van fase I van het landelijke OBN-onderzoeksprogramma *Laagveenwateren*, uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. De uitkomsten van dit onderzoek blijken goed toepasbaar op alle meren en plassen in Nederland. Het OBN-onderzoeksrapport is als pdf-bestand bijgevoegd op CD-Rom.

Uit het onderzoek komt duidelijk de prominente rol naar voren die waterbodems kunnen spelen als interne bron van fosfaatbelasting. Zeker als sprake is van strak gereguleerd peilbeheer, hetgeen in Nederland vaak het geval is. Het werpt daarmee een belangrijk nieuw licht op de manier waarop waterbeheerders fosfaatproblemen het best kunnen aanpakken. De nieuwe inzichten zijn in dit rapport verwerkt.

Utrecht, maart 2008

IR. J.M.J. LEENEN

Directeur STOWA



INHOUD

1	INLEIDING	08
1.1	Relatie met andere instrumenten	10
1.2	Status van het rapport	10
1.3	Leeswijzer	11
2	HET OBN-ONDERZOEKSPROGRAMMA LAAGVEENWATEREN	12
2.1	Opzet OBN-onderzoeksprogramma	13
2.2	Belangrijkste resultaten	14
2.2.1	<i>Helder water als voorwaarde voor herstel van biodiversiteit</i>	14
2.2.2	<i>Aandacht voor de waterbodem</i>	15
2.2.3	<i>Diagnostische tools en sleutel voor beheer</i>	15
3	ANALYSE: HET ECOLOGISCH FUNCTIONEREN VAN MEREN EN Plassen	18
3.1	Helder of troebel: alternatieve stabiele toestanden	19
3.1.1	<i>Hysteresis en kritische belasting</i>	21
3.1.2	<i>Ecologisch herstel door 'catastrophic shift'</i>	23
3.2	Bepalende factoren voor de kritische belasting	23
3.3	De rol van de waterbodem	26
3.3.1	<i>Processen en sleutelfactoren</i>	29
3.3.2	<i>P-mobilisatie: mineralisatie en desorptie</i>	30
3.3.3	<i>Indicatoren voor de toestand van de waterbodem</i>	32
3.4	Externe belasting versus interne belasting	35
3.5	De rol van de oeverzone	37
3.6	De ecologische toestand van meren en plassen in historisch perspectief	38
3.6.1	<i>Belasting in relatie tot peilbeheer</i>	39
3.6.2	<i>De rol van de waterbodem in relatie tot peilbeheer</i>	41
3.6.3	<i>Oevervegetatie in relatie tot peilbeheer</i>	41
3.6.4	<i>De rol van vloedvlaktes in de nutriëntenkringloop</i>	41
3.6.5	<i>Alternatieve stabiele toestanden en menselijke beïnvloedingen</i>	43

4	DIAGNOSE	46
4.1	Verzamelen van de benodigde data	48
4.2	Bepalen actuele belasting en kritische belasting	48
4.2.1	<i>Opstellen van de water- en stoffenbalans</i>	49
4.2.2	<i>Bepalen van de externe belasting</i>	50
4.2.3	<i>Bepalen van de kritische belasting van het watersysteem</i>	50
4.3	Bepalen van kansen en knelpunten aan de hand van diagnostic tools	52
4.3.1	<i>Nutriëntenbelasting extern</i>	52
4.3.2	<i>Nutriëntenbelasting intern: waterbodem</i>	53
4.3.3	<i>Waterkwaliteit: fysisch-chemisch</i>	56
4.3.4	<i>Biologie</i>	57

5	KEUZE VAN MAATREGELen	62
5.1	Strategische keuze voor type maatregelen	63
5.1.1	<i>Maatregelen ter bestrijding van het effect van nutriëntenbelasting</i>	63
5.1.2	<i>Overige maatregelen</i>	64
5.2	Andere overwegingen bij de keuze van maatregelen	65
5.3	De meest kansrijk geachte maatregelen voor ecologisch herstel	66
5.3.1	<i>Type I: reductie nutriëntenbelasting</i>	66
5.3.2	<i>Type II: systeemmaatregelen</i>	67
5.3.3	<i>Type III: interne maatregelen</i>	68
5.3.4	<i>Overige maatregelen</i>	69
5.4	Effectiviteit van maatregelen	69

LITERATUUR

70

H1 Inleiding



Waterbeheerders moeten de komende jaren forse inspanningen plegen om voor hun waterlichamen te voldoen aan de doelstellingen van de Europese Kaderrichtlijn water. Een belangrijk struikelblok daarbij is de hoge fosfaatbelasting in veel Nederlands oppervlaktewater. Dit staat de terugkeer van helder, plantenrijk water met uiteenlopende flora en fauna in de weg.

In dit rapport krijgen waterbeheerders handvatten aangereikt voor een goede ecologische analyse en diagnose van hun meren en plassen. Hierbij spelen twee aspecten een belangrijke rol: de actuele fosfaatbelasting (grootte en herkomst) en de draagkracht van het watersysteem (hoeveel fosfaat kan het aan?). Als dit bekend is, kunnen zij goed onderbouwde keuzes maken bij het nemen van (fosfaat) maatregelen om de KRW-doelen te halen. Het slothoofdstuk van het rapport gaat dieper in op deze keuzes.

Directe aanleiding voor het verschijnen van dit rapport is het gereed komen van fase I van het landelijke OBN-onderzoeksprogramma laagveenwateren (Lamers, *et al.*, 2006), uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. In dit programma wordt gezocht naar de processen en factoren die bepalend zijn voor het ecologisch functioneren van deze in potentie zeer soortenrijke ecosystemen. Aan de hand daarvan kan het herstel en beheer gericht, samenhangender en kosteneffectiever plaatsvinden.

De resultaten van het OBN-onderzoek zijn niet alleen toepasbaar op laagveenwateren, maar op alle meren en plassen. Ook die met een zand- of kleibodem. De reden is dat in alle meren veenvorming plaatsvindt door het afsterven van organisch materiaal (planten en algen). De processen die optreden in veenplassen, treden dus ook - in meerdere of mindere mate - op in plassen met een minerale bodem.

Het rapport besteedt veel aandacht aan het concept van zogenoemde alternatieve stabiele toestanden (o.a. Scheffer, 1998) - helder & plantenrijk, of troebel, algenrijk & plantenarm - de bijbehorende omslagpunten (kritische belastingen) en de rol van nutriëntenbelasting hierin. Naast de externe belasting, speelt de interne belasting vanuit de waterbodem vaak een prominente rol, zoals in het OBN-onderzoek naar voren komt. Zeker als sprake is van inlaat van gebiedsvreemd water bij strak gereguleerd peilbeheer. Het werpt daarmee een belangrijk nieuw licht op de manier waarop waterbeheerders in hun meren en plassen het fosfaatprobleem kunnen aanpakken.

1.1 RELATIE MET ANDERE INSTRUMENTEN

Dit rapport is opgesteld als praktische leidraad voor waterbeheerders bij de analyse en diagnose van het ecosysteem van ondiepe meren en plassen. Behalve uit het OBN-onderzoek is belangrijke input verkregen uit een studie van het Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard naar de haalbare water- en ecologische kwaliteit in dit beheersgebied.

Initiatieven voor het opstellen van praktische leidraden zijn er reeds eerder geweest. Voorbeelden zijn te vinden op de website van het Platform Ecologisch Herstel Meren en Plassen (www.shallowlakes.net). Er is ongetwijfeld (en onvermijdelijk) overlap met deze instrumenten. Het uitgevoerde OBN-onderzoek geeft echter belangrijke nieuwe analytische en diagnostische inzichten. Dit rechtvaardigt ons inziens een aparte rapportage.

Er bestaat een duidelijke link met de handreiking diagnostiek van Rijkswaterstaat uit 2006. Deze handreiking is breder van opzet en geeft een goed overzicht van alle mogelijke instrumenten op het gebied van diagnose en maatregelen voor ecologisch herstel. Dit rapport gaat een stap verder en spitst zich toe op de detailanalyse van specifieke watersystemen die behoren tot de groep van ondiepe zoete meren en plassen.

1.2 STATUS VAN HET RAPPORT

Dit rapport bevat de meest recente wetenschappelijke inzichten op het gebied van de analyse en diagnose van watersystemen. Met name over de rol van de waterbodem in het functioneren van het watersysteem wordt veel nieuwe kennis ingebracht. Naast wetenschappelijk goed onderbouwde kennis bevat het rapport minder goed onderbouwde werkhypothesen. Deze zijn gebaseerd op recente, veelbelovende inzichten die door nader onderzoek kunnen worden fijngeslepen. Door ze in dit rapport op te nemen kunnen waterbeheerders ze daadwerkelijk aan de praktijk toetsten. Dit levert hopelijk nieuwe inzichten op voor verdere kennisontwikkeling.

1.3 LEESWIJZER

Hoofdstuk 2 gaat kort in op de resultaten van de eerste fase van het landelijke OBN-onderzoeksprogramma laagveenwateren (Lamers, *et al.*, 2006).

Hoofdstuk 3 gaat dieper in op het ecologisch functioneren van meren en plassen en analyseert de belangrijkste factoren die daarbij een rol spelen: de huidige en kritische nutriëntenbelasting en de (na)levering van fosfaat uit de waterbodem.

Hoofdstuk 4 van het rapport bevat een stappenplan waarmee waterbeheerders een ecologische diagnose van hun meren en plassen kunnen opstellen.

Hoofdstuk 5 gaat dieper in op de maatregelen die waterbeheerders kunnen treffen voor ecologisch herstel en op de keuzes die zij daarbij kunnen maken.

H2 Het OBN-onderzoeksprogramma laagveenwateren



In dit hoofdstuk zetten we de resultaten uiteen van de eerste fase van het landelijke OBN-onderzoeksprogramma laagveenwateren (Lamers, *et al.*, 2006), uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. In dit programma wordt gezocht naar de processen en factoren die bepalend zijn voor het ecologisch functioneren van deze ecosystemen. Aan de hand daarvan kan het herstel en beheer gericht, samenhangender en kosteneffectiever plaatsvinden.

2.1 OPZET OBN-ONDERZOEKSPROGRAMMA

Het belangrijkste doel van het OBN (Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit; voorheen Overlevingsplan Bos en Natuur) is het behoud en herstel van de biodiversiteit van de Nederlandse natuur. De belangrijkste bedreigingen zijn eutrofiëring, verdroging, verzuring en versnippering.

Laagvenen behoren tot de (potentieel) soortenrijkste systemen in Nederland en spelen daarom ook een belangrijke rol bij het behoud van biodiversiteit op nationale en internationale schaal. Een belangrijke reden hiervoor is het bestaan van verschillende (successie)stadia naast elkaar: van open water tot broekbos via kraggen, helofyten, bruinmosveen en overgangsveen. In weinig verstoorde (echter wel beheerde) laagvenen zijn al deze stadia naast elkaar aanwezig en is de biodiversiteit hoog.

Laagveenwateren zijn opgenomen in het Overlevingsplan Bos en Natuur, omdat werd geconstateerd dat er wel veel herstelmaatregelen werden uitgeprobeerd, maar dat het ontbrak aan een systeemgerichte visie. Er is daarom bij de opzet van het onderzoeksprogramma gekozen voor een systeembenadering.

De nadruk ligt op het definiëren van sturende factoren en processen, waardoor maatregelen veel gericht en kosteneffectiever genomen kunnen worden dan via een trial-and-error aanpak. Het doel is toe te werken naar een 'Laagveensleutel' die het terrein- en waterbeheerders mogelijk maakt beheers- en herstelstrategieën af te wegen.

De vier hoofddoelen van onderzoek zijn:

- 1 het identificeren van de belangrijkste verschillen in hydrologie, water- en bodemkwaliteit tussen karakteristieke, biodiverse laagveenwateren en verstoorde, soortenarme laagveenwateren (correlatieve verbanden: vergelijkingen);

- 2 het bepalen van de hydrologische en biogeochemische¹ oorzaken van de achteruitgang van laagveenwateren (causale verbanden: sturende processen en factoren);
- 3 het bijsturen van het beheer van de onderzochte laagveenwateren op grond van de bevindingen;
- 4 het extrapoleren van deze kennis naar andere laagveen-herstelprojecten (voorspellen en sturen).

Deze hoofddoelen zijn ondergebracht in de volgende deelonderzoeken: hydrologie, water- en veenkwaliteit en vegetatie; verlanding en veenvorming; plankton en voedselwebrelaties; fauna.

Ieder deelonderzoek is uitgevoerd door een junior onderzoeker die werd begeleid door een team van senior onderzoekers. Deze waren afkomstig van de Radboud Universiteit Nijmegen, Universiteit Utrecht, NIOO-KNAW, Stichting Bargerveen, Wetterskip Fryslân, Witteveen+Bos en Alterra. Zij vormden samen het onderzoeksconsortium. Het onderzoek bestond uit een mix van vergelijkend onderzoek, experimenteel onderzoek in het veld en experimenteel onderzoek in het lab. Voor een gedetailleerde uiteenzetting van de onderzoeksopzet verwijzen we naar Lamers, *et al.*, 2006.

2.2 BELANGRIJKSTE RESULTATEN

Fase I van het OBN-onderzoeksprogramma laagveenwateren heeft nieuwe informatie opgeleverd die direct in het waterbeheer toepasbaar is. In de volgende subparagrafen bespreken we kort de belangrijkste onderdelen en bevindingen, waarna ze in de volgende hoofdstukken uitvoeriger worden behandeld.

2.2.1 Helder water als voorwaarde voor herstel van biodiversiteit

Dat de troebelheid van het water beperkend is voor de ontwikkeling van ondergedoken watervegetaties met een hoge biodiversiteit, was bekend. Het OBN-onderzoek heeft aangetoond dat dit ook geldt voor oevervegetaties. Als gevolg van troebeling door algen, opgewervelde slibdeeltjes en/of humuszuren komen verlanding en veenvorming nauwelijks meer voor. Herstel van een heldere toestand is daarom een eerste voorwaarde.

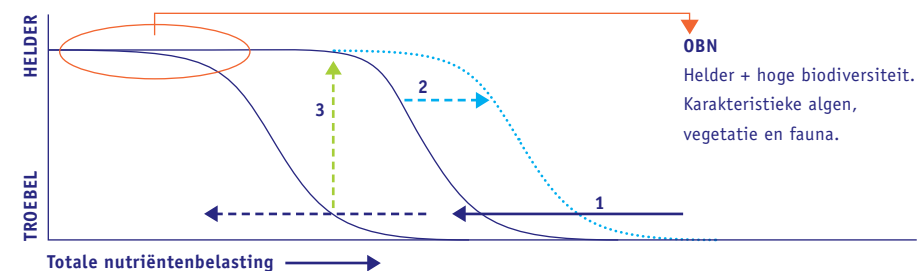
¹De biogeochemie bestudeert processen op het raakvlak van de biologie, geologie en chemie.

Kader HELDER OF TROEBEL: ALTERNATIEVE STABIELE TOESTANDEN EN BIODIVERSITEIT

Bij het herstel van de biodiversiteit van laagveenwateren wordt gebruik gemaakt van het concept van alternatieve stabiele toestanden (zie [figuur 2.1](#)). In hoofdstuk 3 van dit rapport wordt uitgebreid op dit concept ingegaan. Het OBN-onderzoeksprogramma streeft hierbij naar het bereiken van de toestand helemaal linksboven in de figuur, omdat dit de meest waardevolle en biodiverse toestand is.

Fig 2.1 ALTERNATIEVE STABIELE TOESTANDEN (HELDER EN TROEBEL)

Alternatieve stabiele toestanden (helder en troebel) in relatie tot de nutriëntenbelasting en biodiversiteit. 1. staat voor het terugbrengen van de actuele belasting, 2. voor het vergroten van de kritische belasting en 3. voor het bewerkstelligen van een omslag van troebel naar helder.



2.2.2 Aandacht voor de waterbodem

De waterbodem is tot op heden sterk onderbelicht gebleven in het waterbeheer. De belangrijkste boodschap vanuit het OBN-onderzoek is dat het nodig is in de waterbodem te gaan meten. Dit gebeurt tot op heden weinig, maar kan eenvoudig met keramische cups en kunststof spuitjes. In hoofdstuk 3 van dit rapport gaan we uitgebreid in op de rol van de waterbodem in het aquatisch ecosysteem.

2.2.3 Diagnostische tools en sleutel voor beheer

Het onderzoek heeft laten zien dat herstelmaatregelen zeer succesvol kunnen zijn, mits aan de juiste randvoorwaarden wordt voldaan. Deze randvoorwaarden zijn gekwantificeerd en in een diagnostische tool vervat, de zogenoemde veenloper. Het uiteindelijke doel is de veenloper verder te ontwikkelen tot een volwaardige 'laagveensleutel'. Deze sleutel geeft waterbeheerders een handvat om een diagnose te stellen van hun watersysteem, in het licht van herstel van helder (laagveen)water met een hoge biodiversiteit.

Kader DE VEENLOPER

De resultaten van fase I van het OBN-onderzoeksprogramma laagveenwateren zijn samengevat in een stroomschema met beslisregels, op basis van een aantal relatief eenvoudig te bepalen parameters. Dit is de voorlopige sleutel voor beheerders, de 'veenloper'. De parameters zijn fysisch-chemische en biologische karakteristieken van het watersysteem, zoals de nutriëntenbelasting, het sulfaatgehalte van het inlaatwater, de ijzer:fosfaat-ratio van het waterbodenvocht en de totale visbiomassa. Het beslisschema geeft handvatten voor de keuze van maatregelen, afhankelijk van de parameterwaarden. Hierin zit een duidelijke hiërarchie. [Figuur 2.2](#) laat de voorlopige sleutel zien.

De sleutel naar herstel werkt als volgt. De eerste stap is het inschatten van de externe nutriëntenbelasting van het watersysteem. Is deze te hoog, dan moet worden onderzocht in hoeverre deze terug te dringen is. Daarbij moet de belasting ten minste worden teruggebracht tot onder de grens waarbij het systeem omslaat van helder naar troebel ([figuur 2.1](#)). Is de externe belasting voldoende gereduceerd, dan moet de interne eutrofiëring (vanuit de waterbodem) in beeld worden gebracht. Dit gebeurt aan de hand van de ijzer:fosfaat-ratio (Fe:PO_4).

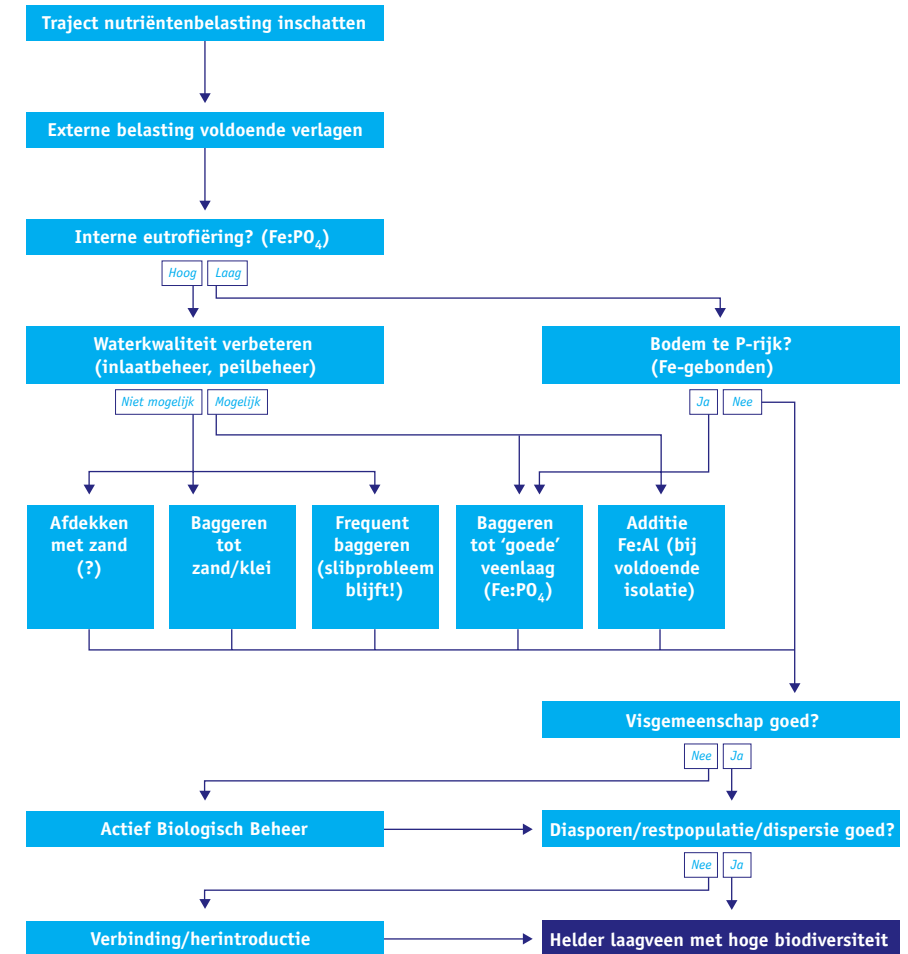
Afhankelijk van de toestand zijn verschillende strategieën mogelijk. Als de interne eutrofiëring hoog is (of laag maar de bodem te fosfaatrijk) dan moet worden gekeken naar maatregelen om de fosfaatbelasting vanuit de bodem te verminderen. Hierbij kan worden gedacht aan afdekken met zand, baggeren of het vastleggen van fosfaat in de bodem door additie van ijzer, aluminium of phoslock. Dit laatste is een middel dat nog niet in Nederland is toegepast, maar recent in de belangstelling is komen te staan.

Is de interne eutrofiëring laag (al dan niet na het nemen van maatregelen) en bevat de bodem ook weinig fosfaat, dan volgt een analyse van de visgemeenschap. Is deze niet evenwichtig (brasem- of karpersedomineerd met een hoge totale biomassa) en staat deze herstel in de weg, dan komt Actief Biologisch Beheer (ook biomanipulatie genoemd) in beeld.

Ten slotte kan het ontbreken van soorten het herstel in de weg staan. Maatregelen om deze soorten weer te introduceren zijn het enten van diasporen of het herstellen van verbindingen om soorten weer toegang te geven.

Fig 2.2 DE VEENLOPER

Een eerste uitwerking van een sleutel voor laagveenwateren (Lamers, et al., 2006).





H3 Analyse: Het ecologisch functioneren van meren en plassen

In dit hoofdstuk gaan we dieper in op het ecologisch functioneren van meren en plassen. Dit inzicht is nodig als opmaat voor het stellen van een diagnose, het formuleren van maatregelen en het afleiden van ecologische doelen voor deze watersystemen.

Het hoofdstuk schetst eerst een theoretisch kader: het concept van alternatieve stabiele toestanden (helder & plantenrijk versus troebel, algenrijk & plantenarm). Centraal hierin staat de nutriëntenbelasting in relatie tot de draagkracht van het watersysteem. Het gaat daarbij niet alleen om de externe belasting (lozingen, inlaat, etc.), maar ook en vooral om de interne belasting (waterbodem).

Vervolgens beschrijven we kort de ontwikkelingen die hebben geleid tot de toestand waarin de meeste Nederlandse meren en plassen nu verkeren. Deze ontwikkelingen worden geplaatst in het theoretisch raamwerk van alternatieve stabiele toestanden. Dit raamwerk maakt de relatie tussen ingrepen in het systeem en de effecten op de ecologische toestand inzichtelijk. De verschillende componenten van de Kaderrichtlijn water (hydromorfologie, fysische chemie en biologie) hebben hierin een logische plaats.

3.1 HELDER OF TROEBEL: ALTERNATIEVE STABIELE TOESTANDEN

Meren en plassen kunnen verschillende verschijnings toestanden hebben. De uitersten zijn een helder en plantenrijk water aan de ene kant en een troebel, algenrijk en plantenarm water aan de andere kant. Bepalende factor is de nutriëntenbelasting (meestal N en P). Een helder water kan omslaan in een troebel systeem bij een hoge nutriëntenbelasting. Beide toestanden zijn min of meer stabiel.

Het systeem biedt weerstand tegen de overgang van de ene toestand naar de andere. Hiervoor zijn meerdere mechanismen verantwoordelijk. Een centrale rol spelen waterplanten in relatie tot algen, watervlooien en vis. Een plantenrijk water blijft helder doordat de planten nutriënten opnemen en het bodemslib vasthouden. Een algenrijk water blijft troebel doordat algen en opgewerveld bodemslib de terugkeer van planten tegengaan. Vis speelt een belangrijke rol door predatie op watervlooien (waardoor de graasdruk op algen afneemt) en - via het lichtregime - door het opwerpen en loshouden van bodemslib bij het foerageren.

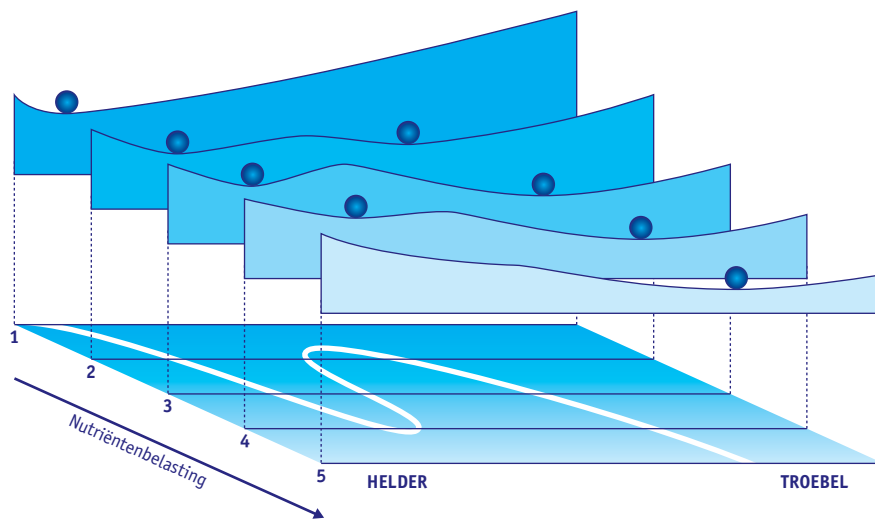
De genoemde mechanismen zorgen ervoor dat een water bij een zelfde nutriëntenbelasting in het ene geval helder is, terwijl het in het andere geval in een troebele toestand kan verkeren. Deze alternatieve stabiele toestanden kunnen lange tijd blijven bestaan. Ze kunnen echter ook plotseling in elkaar overgaan, door natuurlijke of door de mens geïnduceerde calamiteiten (zgn. catastrophic shifts).

Voorbeelden van natuurlijke calamiteiten zijn droogval en het tot op de bodem dichtvriezen, waardoor de visstand sterk wordt gereduceerd en de kieming van planten wordt gestimuleerd. De mens kan dit nabootsen door biomanipulatie (reductie van de visstand) of door het droogzetten van een watergang.

Het concept van alternatieve stabiele toestanden is vooral bekend van meren en plassen, maar is recent ook op allerlei andere ecosystemen toegepast (o.a. Scheffer, 1998; Scheffer, *et al.*, 2001). [Figuur 3.1](#) illustreert het concept.

Fig 3.1 'KNIKKER IN EEN KUILTJE'

Weergave van stabiele toestanden op vijf verschillende niveaus van nutriëntenbelasting. Voor niveau 1 en 5 is slechts één stabiele toestand mogelijk, namelijk helder (1) of troebel (5). Voor de drie intermediaire belastingsniveaus zijn alternatieve stabiele toestanden mogelijk. De hoogte van de bult bepaalt de mate van weerstand tegen veranderingen. Aangepast naar Scheffer, 1998.



3.1.1 Hysterese en kritische belasting

Een belangrijk onderdeel van het concept van alternatieve stabiele toestanden is het zogenoemde hysterese effect. Dit effect zorgt ervoor dat de weg heen - van een helder naar een troebel systeem - anders verloopt dan de weg terug - van een troebel naar een helder systeem.

Concreet betekent dit dat wanneer een systeem omslaat van helder naar troebel bij het passeren van een bepaalde grens (toename nutriëntenbelasting), het systeem niet automatisch 'terug omslaat' bij eenzelfde reductie van de belasting. Dit wordt duidelijk gemaakt in [figuur 3.2](#). Deze figuur is afkomstig van modelsimulaties met het model PC-lake (Janse, 2005).

Op de verticale as staat de ecologische toestand (helder of troebel), op de horizontale as de nutriëntenbelasting. Bij een toename van de belasting gaat het systeem op een zeker moment over in de troebele toestand. Het omslagpunt van troebel naar helder water ligt bij een veel lagere nutriëntenbelasting. De nutriëntenbelasting waarbij het systeem omslaat wordt de kritische belasting genoemd. Deze is afhankelijk van het uitgangspunt (helder of troebel). De kritische belasting wordt vaak uitgedrukt in de fosfaat- of stikstofbelasting in $\text{mg/m}^2/\text{dag}$ of $\text{g/m}^2/\text{jaar}$.

Kader HYSTERESE/HYSTERESIS

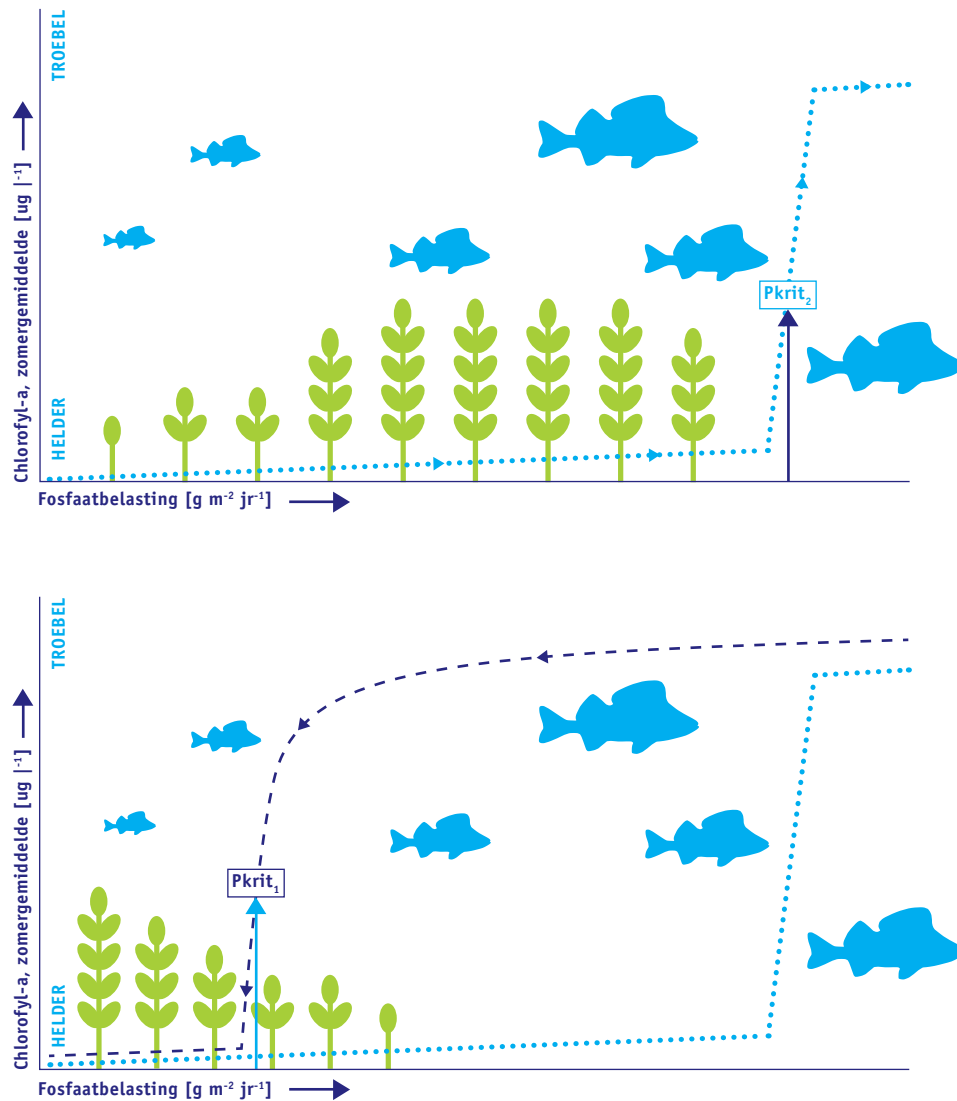
Hysterese of hysteresis (Grieks: 'het achterblijven') is het verschijnsel dat het verband tussen oorzaak en gevolg niet alleen afhangt van de grootte van de oorzaak, maar ook van de richting waarin de oorzaak verandert.

Hysterese treedt op in allerlei situaties. Een bekend voorbeeld van een hysterese effect is het verschil tussen in- en uitschakeltemperatuur van een thermostaat: bij een temperatuur tussen deze waarden kan de verwarming aan of uit staan, afhankelijk van het voortraject (opwarming of afkoeling).

Van hysterese is ook sprake wanneer na een lange opbouw van veranderende omstandigheden sprake is van een snelle omslag, waarna de omstandigheden weer tot ver beneden het eerdere omslagpunt moeten terugveranderen voordat de tegenovergestelde omslag plaatsvindt.

Fig 3.2 KRITISCHE BELASTINGEN IN PC-LAKE

Alternatieve stabiele toestanden zoals deze worden gemodelleerd met het model PC-lake. De lichtblauwe lijn geeft de omslag van helder naar troebel weer, de donkerblauwe lijn laat de weg 'terug' zien. De kritische belastingen voor de omslag vanuit de heldere toestand ($P_{krit,1}$) en vanuit de troebele toestand ($P_{krit,2}$) zijn eveneens in de figuur aangegeven. Naar: Janse, 2005.



3.1.2 Ecologisch herstel door 'catastrophic shift'

Ecologisch herstel van meren en plassen heeft vaak tot doel een troebel systeem weer helder te maken. In een sterk door nutriënten belast systeem is hiervoor in eerste instantie een belastingreductie nodig. Om het systeem spontaan te laten omslaan, moet de belasting worden verlaagd tot het niveau van de kritische belasting die hoort bij de omslag troebel-helder. Een andere manier om die omslag te bewerkstelligen (versnellen) is het introduceren van een catastrofe. Dit zal alleen duurzaam werken, indien de belasting gereduceerd is tot onder het niveau van de kritische belasting voor de omslag van helder naar troebel. Daarboven is de belasting te hoog en zal het systeem (snel) weer omslaan naar troebel. Wanneer echter de belasting ligt tussen beide kritische belastingen kan soms een omslag worden geforceerd door het introduceren van een verstoring, zoals het droogzetten van een meer of door reductie van de visstand (actief biologisch beheer).

3.2 BEPALENDE FACTOREN VOOR DE KRITISCHE BELASTING

Janse (2005) heeft door middel van modelstudies voor ondiepe meren en plassen de factoren onderzocht die van invloed zijn op de ligging van de omslagpunten, ofwel de kritische belastingen. Uit deze studies blijkt dat de kritische belasting (zowel de ligging van het omslagpunt van helder naar troebel als dat van troebel naar helder) voor meren onder andere afhankelijk is van de volgende factoren:

Strijk lengte

De strijklengte is de lengte van het open wateroppervlak dat beschikbaar is voor de golfontwikkeling door de wind. De kritische belasting neemt af bij een toenemende strijklengte. Belangrijkste proces hierbij is troebeling door opwerveling van slibdeeltjes. De strijklengte wordt gemeten in de windrichting. Een eenvoudige (zij het grove) benadering voor de bepaling van de strijklengte is de wortel van het oppervlak in m^2 . Dit gaat echter niet op voor langwerpige of grillig gevormde meren.

Diepte

Diepte is een belangrijke factor die onder meer bepaalt hoeveel licht er tot op de bodem kan doordringen voor plantengroei. De kritische belasting neemt af bij toenemende diepte. Opgemerkt wordt dat dit geldt voor ondiepe meren. In diepe meren met een spronglaag komen weinig planten voor. Hier spelen andere factoren zoals sedimentatie een rol, waardoor ze anders functioneren dan ondiepe meren.

Bodemtype

Het bodemtype bepaalt mede de ligging van de kritische grenzen. Factoren die daarbij een rol spelen zijn binding van nutriënten, organisch stofgehalte en troebeling door slibdeeltjes. De kritische belasting is het hoogst voor meren met een zandbodem, het laagst voor meren met een veenbodem en intermediair voor meren met een kleibodem.

Moeraszones

Moeraszones rond het meer spelen een rol in de nutriëntenkringloop, met name bij de stikstofverwijdering en sedimentatie van zwevende deeltjes. Ze spelen ook een rol bij de stimulering van roofvis (zie [paragraaf 3.5](#)). De kritische belasting neemt toe bij een groter aandeel moeraszone.

Verblijftijd (hydraulic loading)

De kritische belasting neemt toe bij het verkorten van de verblijftijd van het water. Processen die hierbij een rol spelen zijn beperking van de algengroei en een geringere retentie (opslag in voedselweb en binding aan de bodem) van nutriënten. In PC-lake wordt overigens niet gerekend met de verblijftijd zelf, maar met de 'hydraulic loading' (hydrologische belasting) in mm/dag. De kritische belasting neemt in dat geval toe bij een toename van de hydrologische belasting. Hierbij worden de volgende kanttekeningen geplaatst:

- als er meer van hetzelfde water wordt aangevoerd (doorspoelen), neemt ook de absolute belasting toe. Zowel kritische belasting als absolute belasting nemen in dat geval beide ongeveer evenredig toe. Hier schiet je dus niks mee op, dit werkt alleen als er water van betere kwaliteit beschikbaar is voor doorspoelen;
- als het aanvoerwater hard en sulfaat- of nitraatrijk is, kan een toename van de hydrologische belasting een toename van de interne belasting veroorzaken ([paragraaf 3.3](#)).

Visserijdruk

De kritische belasting neemt toe bij een toename van de visserij-intensiteit. Met een lagere (wit)visstand wordt de top-down controle van fytoplankton door water-vlooiën verhoogd en de intensiteit van bodemwoeling door vis verlaagd.

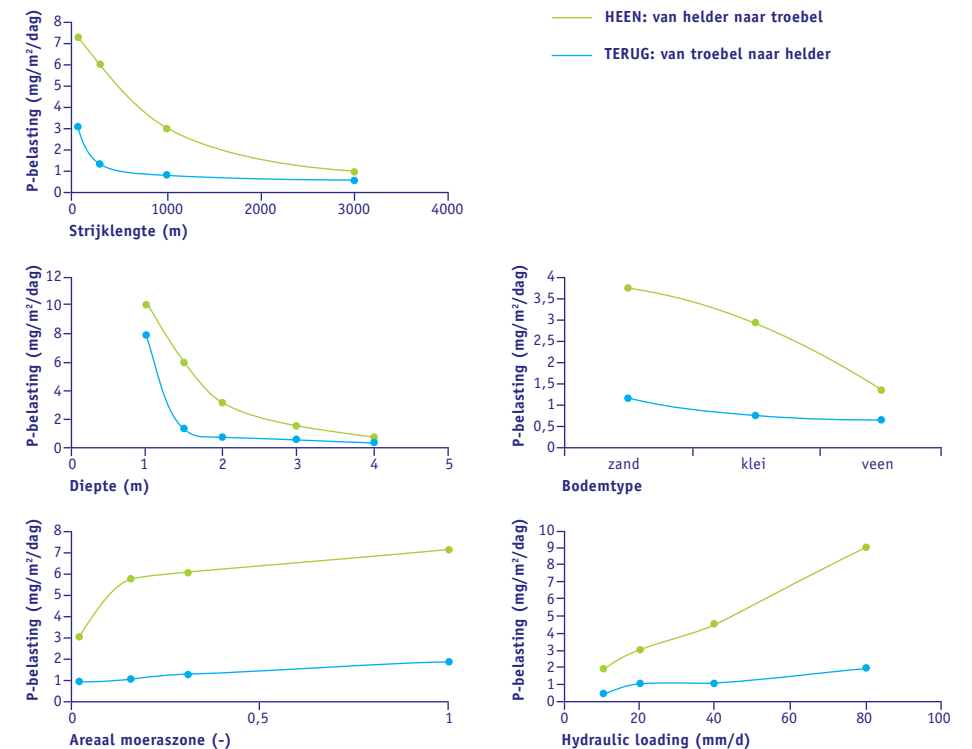
De ligging van de kritische belastingen in relatie tot bovenstaande factoren wordt geïllustreerd in [figuur 3.3](#). Deze is bepaald voor de P-belasting. Daarbij wordt ervan uitgegaan dat fosfaat de beperkende nutriënt is voor de algengroei (ratio gN:gP > 10).

De N:P ratio van het oppervlaktewater is een belangrijke factor, de verhouding tussen de nutriënten bepaalt welke voedingsstof op een bepaald moment limiterend is. De kritische P-belasting is hoger als N limiterend is, in dat geval kan de kritische N-belasting worden bepaald.

Een meer kan dus een hogere nutriëntenbelasting verwerken als het kleiner is en ondieper, een zandbodem heeft, een groter areaal moeraszone en een geringe verblijftijd van het water. Een extreem voorbeeld van zo'n meer is een poel of sloot. In de praktijk blijkt inderdaad dat de kritische belasting voor dergelijke wateren hoger is dan voor meren en plassen.

Fig 3.3 KRITISCHE BELASTINGEN

De ligging van de kritische belastingen voor meren en plassen onder invloed van verschillende factoren. In de figuren staat 'heen' voor de omslag van helder naar troebel, 'terug' voor de omslag van troebel naar helder. Naar: Janse, 2005.



3.3 DE ROL VAN DE WATERBODEM

De waterbodem is in het waterbeheer tot op heden een sterk onderbelicht deel van het watersysteem. Het gaat daarbij om de toplaag (slib) en de onderliggende waterbodem zelf. In de ondiepe Nederlandse wateren speelt de waterbodem een veel grotere rol dan in diepe meren, alleen al doordat er boven elke m² bodem maar een geringe waterkolom is waarin verdunning plaats kan vinden. Pas recent komt er meer aandacht voor de rol die de bodem speelt in het ecologisch functioneren van het aquatisch ecosysteem. Dat dit terecht is, illustreert [figuur 3.4](#). In deze figuur is voor de verschillende onderdelen van het ecosysteem de hoeveelheid fosfaat weergegeven die erin is opgeslagen. De figuur laat dit zien voor de Bergse plassen (Rotterdam) en de Loosdrechtse plassen.

De hoeveelheid fosfaat in de waterbodem is afgezet tegen de hoeveelheid fosfaat in vis, macrofauna, vegetatie, algen en in de waterfase (zonder algen). Hiervoor is gebruik gemaakt van fysisch-chemische en biologische meetgegevens van de wateren, in combinatie met omrekenfactoren voor het P-gehalte van vis, macrofauna en vegetatie van PC-lake (Janse, 2005) en het P-gehalte van groenalgen uit de vierde eutrofiëringsequête (Portielje, *et al.*, 1998). Voor de Loosdrechtse plassen is eveneens gebruik gemaakt van de modelgegevens van PC-lake (Janse, *et al.*, 1992). Gegevens van de biomassa van macrofauna in de Bergse plassen en Loosdrecht 2006 ontbreken, voor vegetatie is voor beide wateren een bedekking van vijf procent aangenomen.

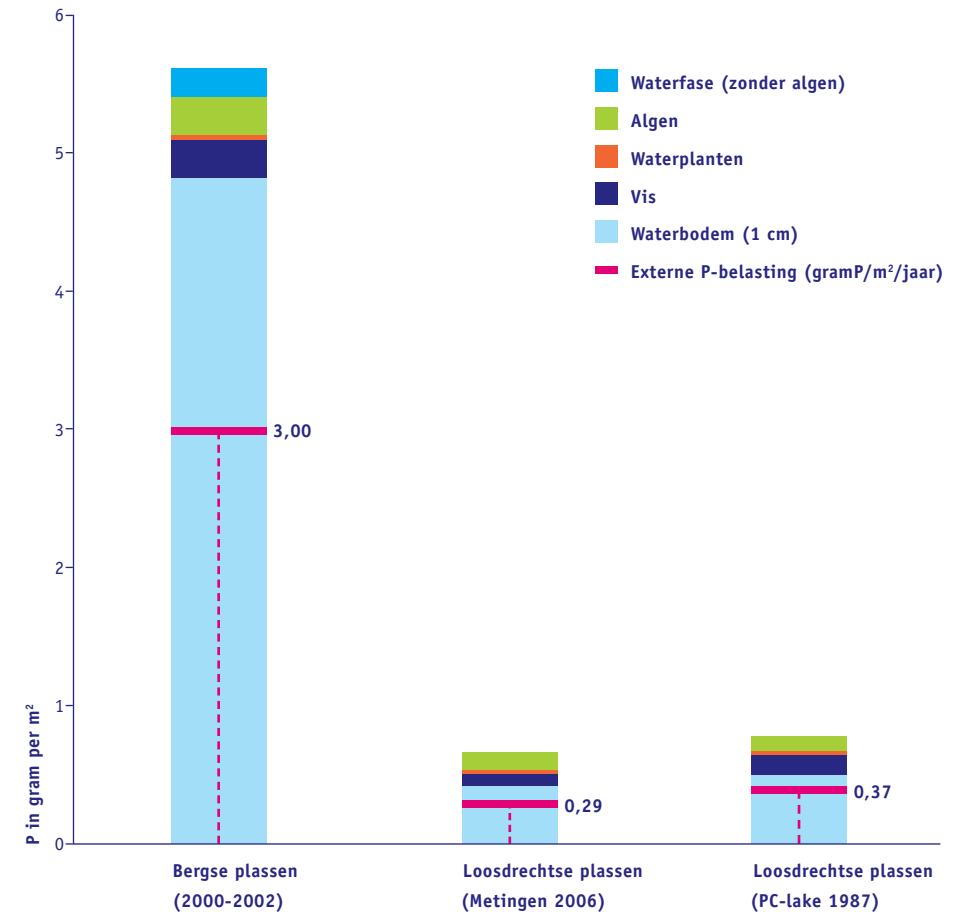
[Figuur 3.4](#) laat zien dat de bovenste centimeter van de sliblaag veel meer fosfaat bevat dan alle overige componenten samen. Het betreft een factor 2 tot 5 maal zoveel. Een deel daarvan kan chemisch worden nageleverd (uitwisseling tussen water en bodem). We weten echter ook dat de bovenste vijf tot tien centimeter van de bodem in veel gevallen frequent wordt omgewoeld door vis en dat planten tot veel dieper kunnen wortelen. Biota kunnen het fosfaat uit de bodem ontsluiten, de zogenaamde biologische nalevering. De potentie van de waterbodem als bron van fosfaat via de biota is enorm, en is vele malen groter dan wat zich in de waterfase bevindt.

Of deze nalevering ook daadwerkelijk plaatsvindt, hangt af van de chemische samenstelling van de bodem en de fractionering van het fosfaat (zie [paragraaf 3.3.2](#)). Deze wordt op zijn beurt uiteraard beïnvloed door de kwaliteit van het bovenstaande water en daarmee door die van het inlaatwater. Hier komen we op

het terrein van de biogeochemie, die ecologisch, microbiologisch en geochemisch onderzoek combineert. In het OBN-onderzoeksprogramma laagveenwateren heeft dit een zeer prominente plaats ingenomen en is het belang keer op keer aangetoond. Dit geldt overigens zoals gezegd niet alleen voor veenwateren, maar voor alle wateren met organische (slib)bodems.

Fig 3.4 DE HOEVEELHEID FOSFAAT IN GRAM PER M²

De hoeveelheid fosfaat in gram per m² in verschillende ecosysteemcomponenten in de Bergse plassen (Rotterdam) en de Loosdrechtse Plassen (meetgegevens 2006 en modelgegevens PC-lake). In de figuur is tevens de externe P-belasting weergegeven in gramP/m²/jaar.

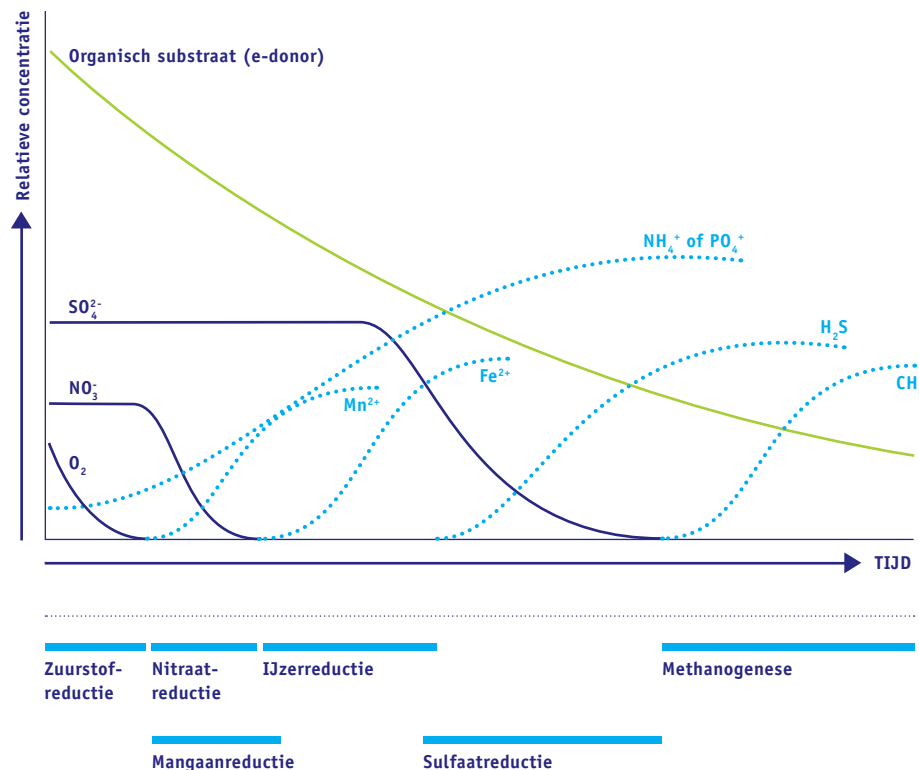


Kader NALEVERING OF INTERNE EUTROFIËRING?

Er wordt wel onderscheid gemaakt tussen nalevering en interne eutrofiëring. Nalevering zou dan het vrijkomen van reeds eerder opgeslagen nutriënten zijn (de bodem is in de loop van de tijd opgeladen met fosfaat) en interne eutrofiëring zou het vrijmaken van 'nieuwe nutriënten' zijn. Het is echter niet nodig om dit onderscheid te maken omdat alle nutriënten die intern worden vrijgemaakt ooit van extern zijn binnengekomen. Er bestaat wel een onderscheid tussen fosfaat dat vrijkomt door decompositie (mineralisatie van organisch gebonden fosfaat) en fosfaat dat vrijkomt door reductie van ijzer (mobilisatie).

Fig 3.5 REDUCTIEPROCESSEN

Reductieprocessen die bij afbraak van organisch materiaal kunnen optreden. Naar: Mitsch en Gosselink, 1993.



Vervolg Fig 3.5 De volgorde van reacties gaat van de hoogste redoxpotentialaal naar de laagste. Naar: Mitsch & Gosselink, 1993.

REACTIE	REDOXPOTENTIALAAL (E_h)
$O_2 + 4e^- + 4H^+ \rightarrow 2H_2O$	400 - 600 mV
$2NO_3^- + 10e^- + 12H^+ \rightarrow N_2 + 6H_2O$	250 mV
$MnO_2 + 2e^- + 4H^+ \rightarrow Mn^{2+} + 2H_2O$	225 mV
$Fe(OH)_3 + e^- + 3H^+ \rightarrow Fe^{2+} + 3H_2O$	120 mV
$SO_4^{2-} + 8e^- + 10H^+ \rightarrow H_2S + 4H_2O$	-75 - -150 mV
$CO_2 + 8e^- + 8H^+ \rightarrow CH_4 + 2H_2O$	-250 mV

Toelichting (Bonten & Brus, 2006):

- Zuurstof is de sterkste oxidator, de concentratie zuurstof in het bodemvocht zal als eerste afnemen.
- Wanneer zuurstof is verdwenen, zal nitraatreductie ($NO_3^- \rightarrow N_2, N_2O$ en NH_4^+) optreden, gekenmerkt door een afname van nitraat in oplossing.
- De volgende stap is reductie van de aanwezige ijzer- en mangaanverbindingen ($Fe^{3+} \rightarrow Fe^{2+}$ en $Mn^{4+} \rightarrow Mn^{2+}$), zichtbaar aan een toename van de concentraties van ijzer en mangaan in oplossing. Stoffen die sterk aan ijzeroxiden adsorberen, zoals fosfaat, kunnen nu ook in concentratie in oplossing toenemen.
- Bij sulfaatreductie ($SO_4^{2-} \rightarrow S_2$) ontstaan, afhankelijk van het bodemtype, slecht oplosbare sulfides. Onder ijzerarme omstandigheden kan vrij sulfide (H_2S) ophopen in het bodemvocht tot een toxisch niveau. Samen met ijzer worden ijzersulfides gevormd, deze slaan neer waardoor de concentratie van opgelost ijzer afneemt. Doordat de reductiesnelheid van ijzer wordt beperkt door de oplossingsnelheid van ijzeroxides, treden ijzerreductie en sulfaatreductie vaak tegelijkertijd op. Indien de beschikbare hoeveelheid ijzer groter is dan de hoeveelheid sulfide, kan de concentratie van ijzer in oplossing weer stijgen.
- Wanneer het beschikbare sulfaat volledig is gereduceerd, kan methaanvorming optreden.

3.3.1 Processen en sleutelfactoren

Belangrijke processen in de bodem zijn oxidatie- en reductieprocessen. Drijvende kracht is de aanwezigheid van organisch materiaal en elektronenacceptoren. Het organisch materiaal kan slib zijn dat recent is gevormd door dode algen en planten-

materiaal, of veen dat vroeger is gevormd. Afbraak van dit materiaal kan plaatsvinden onder invloed van zuurstof (elektronenacceptor) of onder anaerobe condities door o.a. nitraat en sulfaat. [Figuur 3.5](#) geeft een overzicht van mogelijke reductieprocessen en producten. Het geeft ook de volgorde waarin verschillende elektronenacceptoren gebruikt worden. De aangegeven waarden voor de redoxpotentiaal zijn richtwaarden.

In de praktijk blijkt dat deze verschillende reductieprocessen door elkaar heenlopen en dus tegelijkertijd kunnen optreden. Het bestaan van verschillende micro-milieus naast elkaar (aerob en anaerob) kan dat faciliteren.

3.3.2 P-mobilisatie: mineralisatie en desorptie

Door bovengenoemde reductieprocessen kan op verschillende wijzen fosfaat worden nageleverd uit de bodem. Enerzijds kan fosfaat vrijkomen door afbraak van organisch materiaal, mineralisatie genoemd. Anderzijds kunnen reductieprocessen de binding van fosfaat aan complexen, met name ijzer(hydr)oxiden, verstoren. Dit heet desorptie. Een en ander is uiteraard afhankelijk van de vorm waarin fosfaat aanwezig is in de bodem. Fosfaat kan bijvoorbeeld ook gebonden zijn aan calcium (vooral co-precipitatie van calciumcarbonaten met fosfaat). [Figuur 3.6](#) laat dit zien voor verschillende delen van de Reeuwijkse plassen. Hieruit blijkt dat er nogal wat verschil in zit, zelfs binnen één gebied.

Fig 3.6 VERSCHILLENDE P-FRACTIES IN EEN AANTAL WATERBODEMS

P-fractionering afkomstig uit de Reeuwijkse Plassen, verkregen m.b.v. de P-fractioneringsmethode volgens Golterman (1996), uitgedrukt per gram drooggewicht.

VB = Veenbult; SG = 's-Gravenkoop; KV = Klein Vogelenzang; KS = Krabbescheersloot in achterland ten oosten van de Reeuwijkse plassen. Naar: Lamers, et al., 2006.

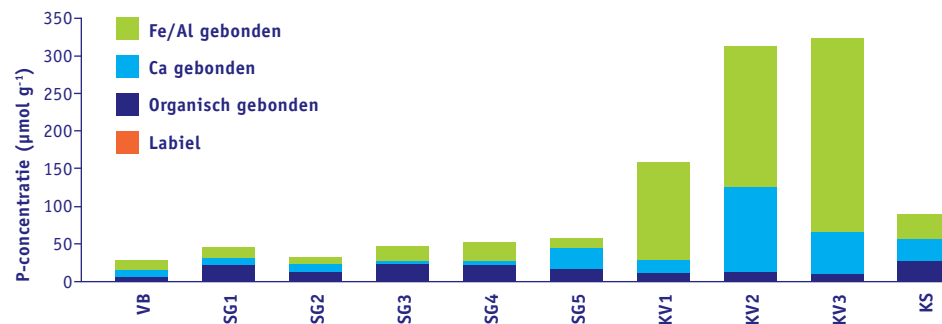
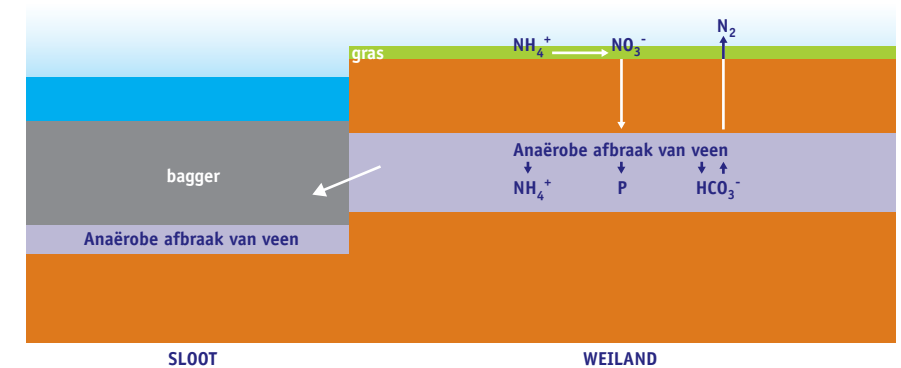
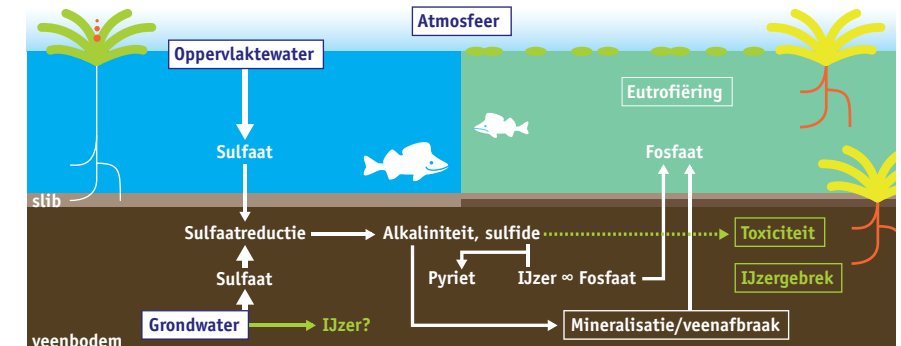


Fig 3.7 VOORBEELDEN VAN P-MOBILISATIE

Boven: P-mobilisatie door sulfaat (Lamers, et al., 2001). Onder: Baggervorming onder bemeste veenweilanden als gevolg van nitraatgestuurde veenafbraak (hypothese). Naar: Smolders & Brouwer, 2005.



[Figuur 3.7](#) laat twee gevallen van fosfaatmobilisatie zien. In het eerste geval (bovenste figuur) wordt fosfaat gemobiliseerd door de aanvoer van sulfaatrijk water. Dit kan zowel oppervlaktewater als grondwater zijn. Onder anaerobe omstandigheden in de bodem wordt sulfaat gereduceerd door micro-organismen. Dit heeft een toename van de alkaliniteit (hardheid) tot gevolg en er wordt sulfide geproduceerd. Door de verhoogde alkaliniteit wordt de veenafbraak versneld en komt fosfaat vrij (mineralisatie). Het vrije sulfide reageert met ijzer tot ijzersulfide (o.a. pyriet), hierbij kan eveneens (ijzergebonden) fosfaat vrijkomen (Lamers, et al., 2001).

De onderste figuur geeft de situatie weer waarbij afbraak van veen plaatsvindt onder invloed van nitraat (bemesting). Dit is vooralsnog een hypothese. Het kan echter goed verklaren waarom veenbodems onder waterverzadigde omstandigheden toch sterk dalen en waarom veensloten na baggeren weer snel vollopen met nieuwe bagger (Smolders & Brouwer, 2005).

De rol van nitraat is tweeledig. Enerzijds kan het de decompositie van organisch materiaal versnellen, anderzijds verhoogt het de redoxpotential waardoor sulfaat- en ijzerreductie verhinderd worden (waardoor fosfaat gebonden blijft). Nitraatreductie kan zelfs leiden tot oxidatie van ijzer en sulfide, waardoor de bindingscapaciteit van de bodem voor fosfaat vergroot wordt.

Overigens gelden deze mechanismen niet alleen voor veen, maar voor organische stof in het algemeen. Ieder water bevat door het afsterven van algen en planten en/of aanvoer van detritus een bepaalde hoeveelheid organische stof. De mechanismen zijn dus relevant voor alle wateren.

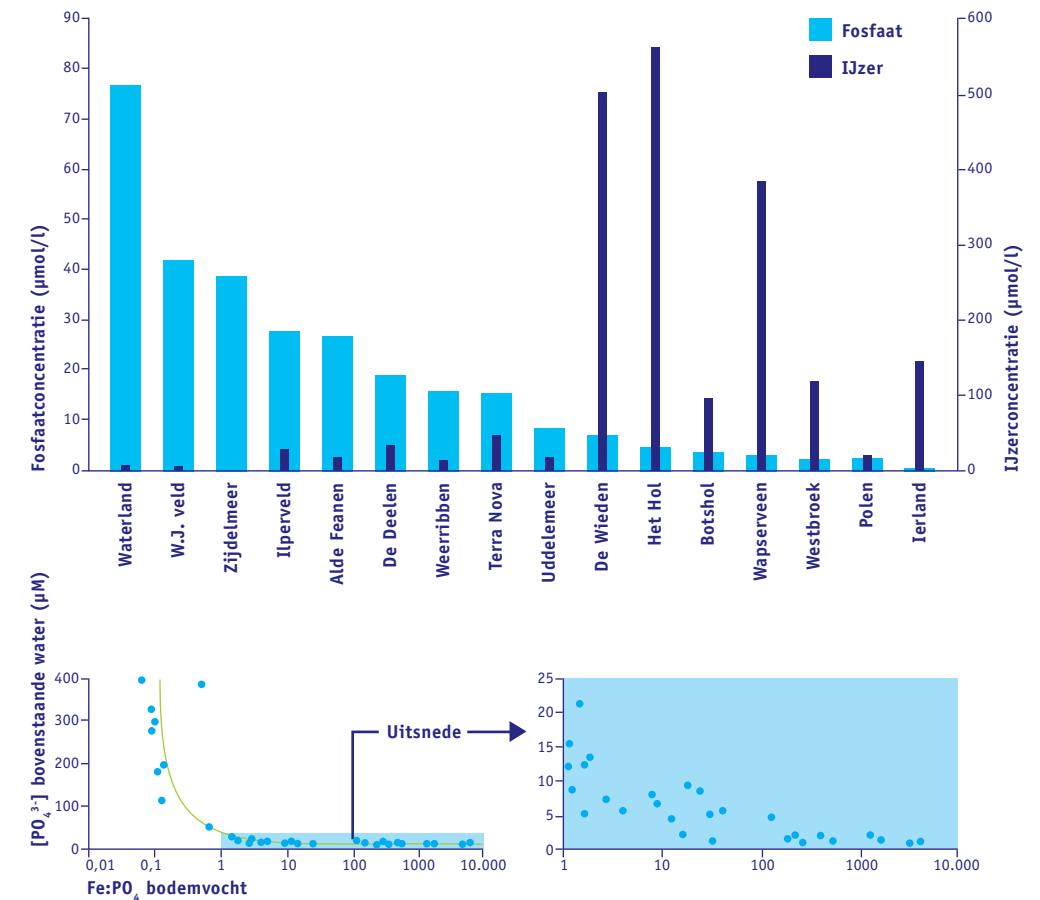
3.3.3 Indicatoren voor de toestand van de waterbodem

De eerste fase van het OBN-onderzoeksprogramma laagveenwateren (Lamers, *et al.*, 2006) richtte zich onder meer op het zoeken naar goede indicatoren voor het bepalen van de toestand van de waterbodem. Hierbij is veel progressie geboekt. Het blijkt dat een goede indicator de ratio ijzer:fosfaat (mol/mol) in het anaerobe bodemvocht is. [Figuur 3.8](#) laat dit zien. Boven staan het ijzergehalte en fosfaatgehalte in het bodemvocht van een aantal Nederlandse en buitenlandse veengebieden. Het blijkt dat de best functionerende (referentie-)wateren allemaal rechts in de figuur staan. Ze hebben lage P-gehalten en veelal hoge ijzergehalten.

Het onderste deel van [figuur 3.8](#) laat de relatie zien tussen de ijzer:fosfaat-ratio van het anaerobe bodemvocht en de fosfaatgehalten in het bovenstaande water. Hierbij lijkt er een omslag op te treden bij een ratio van circa 0,1-1. Boven deze waarde (meer ijzer dan fosfaat) is het P-gehalte in het bovenstaande water laag, doordat er genoeg ijzer beschikbaar is voor P-binding. Ijzer diffundeert hierbij vanuit de anaerobe bodem, oxideert in het water en bindt hierbij P. Dit zeer bekende fenomeen (natuurlijke defosfatering) wordt ook wel aangeduid met de term 'ijzerval'.

Fig 3.8 FOSFAAT- EN IJZERCONCENTRATIES IN HET ONDERWATERBODEMVOCHT

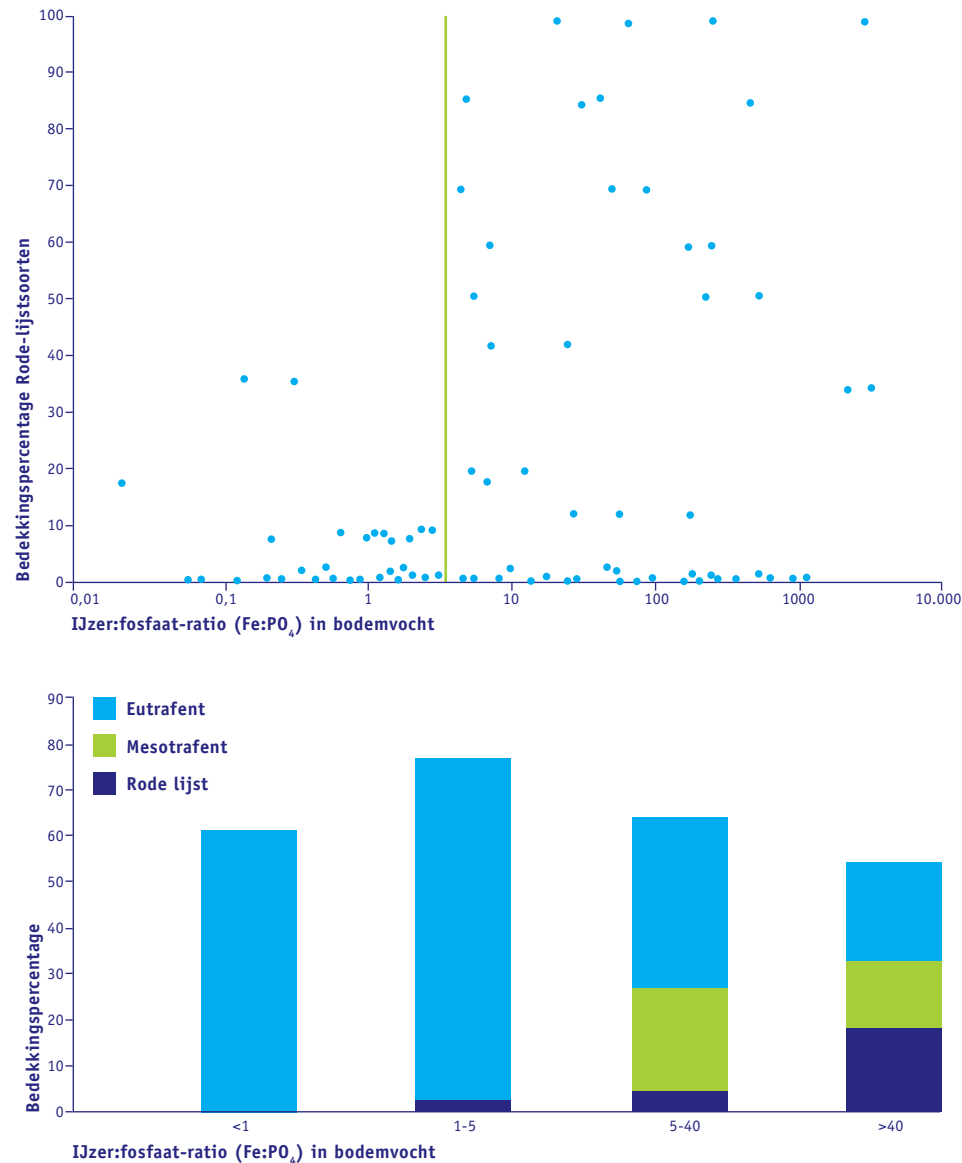
Boven: Fosfaat- en ijzerconcentraties in het onderwaterbodemvocht van de onderzochte laagveenwateren (Naar: Lamers, *et al.*, 2006). Onder: Fosfaatmobilisatie in aquarium-experimenten in relatie tot de ijzer:fosfaat-ratio in het bodemvocht (Naar: Smolders, *et al.*, 2001).



Dat er ook een relatie is tussen de ijzer:fosfaat-ratio van het anaerobe bodemvocht en de ecologische kwaliteit van het water, laat [figuur 3.9](#) zien. Het blijkt dat de bedekking met Rode-lijstsoorten en mesotrafente soorten pas toeneemt bij een ijzer:fosfaat-ratio > 5.

Fig 3.9 RELATIE IJZER:FOSFAAT-RATIO EN RODE-LIJSTSOORTEN

Relatie tussen de ijzer:fosfaat-ratio in het onderwaterbodenvocht en de bedekking van de waterlaag met Rode-lijstsoorten, mesotrafente soorten en eutrafente soorten (indeling gebaseerd op Bloemendaal & Roelofs, 1988). Naar: Lamers, et al., 2006.



3.4 EXTERNE BELASTING VERSUS INTERNE BELASTING

Met externe belasting worden alle belastingen bedoeld die van buiten het systeem komen, zoals lozingen en overstorten, wateraanvoer, diffuse belasting vanuit aangegane oeverlanden of poldergebieden, atmosferische depositie, etc. De interne belasting is de belasting vanuit de waterbodem. Hoe verhouden deze zich tot elkaar? Er zijn drie situaties mogelijk:

- 1 De interne belasting is in evenwicht met de externe belasting.
- 2 De interne belasting is hoger dan de externe belasting. In dit geval is er sprake van sterke nalevering (mineralisatie of mobilisatie) van nutriënten vanuit de bodem.
- 3 De interne belasting is lager dan de externe belasting. In dit geval bindt de bodem een deel van de nutriënten uit het bovenstaande water.

Om het ecologisch functioneren van een water te begrijpen, is het van belang te weten met welke situatie we van doen hebben. Op voorhand verwachten we een verschil tussen bodemsoorten. Zo is zand vaak (vrijwel) inert (situatie 1), terwijl klei vaak veel fosfaat kan binden (situatie 3). Veenveld kan juist mineraliseren en een bron van fosfaat vormen (situatie 2). Dit zijn algemene bevindingen.

Er zijn ook uitzonderingen, bijvoorbeeld doordat er een laagje ijzersulfaat/ijzerfosfaat rond de zandkorrels gevormd is. Daardoor kan ook een zandbodem een bron van fosfaat vormen. Ook kan zich op een zandbodem een dikke sliblaag hebben gevormd door een hoge belasting in het verleden. Deze sliblaag kan een sterke nalevering van fosfaat laten zien, terwijl een ijzerrijke veenveld die niet mineraliseert juist fosfaat kan binden.

Een andere factor die een rol speelt is de verblijftijd van het water. In wateren met een korte verblijftijd zal de bodem eerder in evenwicht zijn met de externe belasting dan in wateren met een lange verblijftijd. De reden hiervoor is dat oplading en uitloging van de bodem veel sneller verlopen. Anderzijds kan een korte verblijftijd, afhankelijk van de waterkwaliteit, ook voor versterking van de interne mobilisatie van nutriënten zorgen.

In een studie voor het Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard zijn 'waterkwaliteitsbeelden' opgesteld die haalbare ambities voor het watersysteem weerspiegelen (Witteveen+Bos, 2006). Als onderdeel van de studie zijn de externe nutriëntenbelasting en de naleveringspotenties van de waterbodem in

verschillende wateren in het beheersgebied in kaart gebracht. Er is daarbij onderscheid gemaakt tussen wateren met een veenbodem, kleiwateren en boezemwateren (vaak geen eenduidig bodemtype). Om te onderzoeken wat de relatie is, zijn ze tegen elkaar uitgezet. In [figuur 3.10](#) is de lactaat-acetaat extractiewaarde (indicator voor de biologische nalevering van P) uitgezet tegen de externe P-belasting.

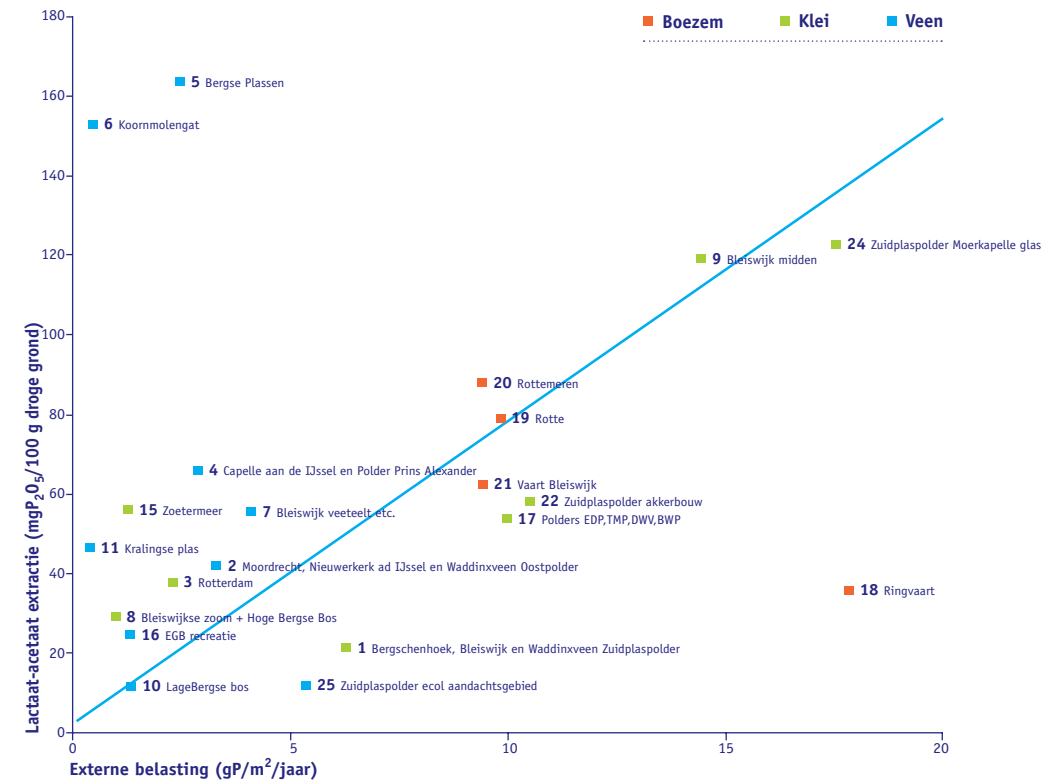
De figuur laat zien dat er een zwak positief verband is, waarbij de hoogstbelaste wateren ook de hoogste extractiewaarden geven. De plassen liggen daarbij in het algemeen wat boven de gemiddelde verwachtingswaarde (lijn). In verband met de langere verblijftijden spelen interne processen (zoals nalevering) een belangrijkere rol. Ook duurt het langer voordat ze in evenwicht zijn met de externe belasting.

De hogere waarden voor de plassen zijn mogelijk ook terug te voeren op een hogere belasting in het verleden. Er is verder een aantal duidelijke (en verklaarbare) afwijkingen:

- Bergse Plassen (5) en Koornmolengat (6): de waterbodem van deze beide waterlichamen levert veel meer fosfaat na dan de huidige externe belasting kan verklaren. Voor de Bergse Plassen is dit een erfenis uit het verleden: de historische externe P-belasting is door het hoogheemraadschap geschat op ruim 20 gP/m²/jaar. Dit komt opvallend goed overeen met de verwachtingswaarde op basis van de lactaat-acetaat extractiewaarde (zie [figuur 3.10](#)). Voor het Koornmolengat kan het verschil verklaard worden door de sterke veenafbraak die in dit water heerst.
- Zuidplaspolder ecologisch aandachtsgebied (25): de waterbodem in dit waterlichaam levert juist veel minder nutriënten na dan verwacht op basis van de belasting. Hier spelen de aanwezigheid van kattenklei en hoge ijzerconcentraties een rol (binding van fosfaat in ijzerfosfaatcomplexen).
- Ringvaart (18): er is sprake van verschillende delen van de ringvaart met een verschillende belasting. De waterbodemmonsters zijn genomen in de laagbelaste delen.

Het feit dat er een (zij het globaal) verband wordt gevonden tussen de externe belasting en de lactaat-acetaat extractiewaarde van de waterbodem en dat grote afwijkingen daarvan goed zijn te verklaren, maakt het mogelijk de extractiewaarde als diagnostisch of voorspellend instrument te gebruiken. Bijvoorbeeld voor het huidige gedrag van de waterbodem en voor de bodemreactie na nutriëntenreductie.

Fig 3.10 **RELATIE EXTERNE P-BELASTING EN NALEVERING VANUIT DE WATERBODEM**
Belasting met fosfaat per cluster van waterlichamen versus de lactaat-acetaat extractiewaarde van de toplaag van de waterbodem (Witteveen+Bos, 2006). De lijn is niet afgeleid door middel van regressie, maar geeft een globale verwachtingswaarde aan op basis van de spreiding in meetgegevens.



3.5 DE ROL VAN DE OEVERZONE

In de huidige situatie is de oeverzone van de meeste meren en plassen een relatief smal strookje vegetatie rond een groot oppervlak. Het potentieel begroeibare areaal wordt gedefinieerd als het areaal van het meer dat jaarlijks droogvalt samen met de zone met vegetatieve uitbreiding. Voor meren met een vast peil is het begroeibare areaal vaak gering, uitgedrukt in een oppervlaktepercentage is dit vaak minder dan één procent.

Zoals beschreven in het *Hoofdrapport referenties en maatlatten meren* (van der Molen, *et al.*, 2004) was dit in de referentiesituatie volstrekt anders. Door seizoensmatige peilfluctuatie vielen 's zomers grote arealen oever droog en stond 's winters een groot deel van het omringende land onder water. Dergelijke zones zijn zeer belangrijk in het ecologisch functioneren (nutriëntenretentie, paaigebieden voor vis, habitats voor planten en macrofauna, etc.).

Door het verdwijnen van dergelijke zones zijn veel van de bijbehorende processen en habitats verdwenen. Bij het handhaven van een vast peil komen deze ook niet meer terug. De oeverzone speelt daarom in de huidige situatie slechts een marginale rol in het functioneren van grotere meren en plassen.

Voor kleinere plassen en met name petgaten is de oever soms wel belangrijk. In dit rapport wordt echter niet verder op de oeverzone ingegaan, vanwege de geringe rol die deze zone speelt in het ecologisch functioneren van meren en plassen zonder seizoensmatige peilfluctuatie (de praktijk in Nederland). In zekere zin is de oever ook volgend op ontwikkelingen in de waterkwaliteit en het peilbeheer. Deze aspecten worden elders in het rapport gedekt.

In het OBN-onderzoek is overigens veel onderzoek gedaan naar met name de vegetatieontwikkeling in de oeverzone van laagveenplassen. Hieruit zijn veel praktische beheersadviezen te destilleren. Voor een overzicht hiervan wordt verwezen naar Lamers, *et al.*, 2006.

3.6 DE ECOLOGISCHE TOESTAND VAN MEREN EN Plassen IN HISTORISCH PERSPECTIEF

Oorspronkelijk waren de meren en plassen van laag Nederland overwegend heldere en plantenrijke systemen met een hoge diversiteit aan flora en fauna. In het dynamische systeem van de delta kon zich een scala aan wateren ontwikkelen: van klein tot groot en, afhankelijk van de ligging in het landschap, gevoed door verschillende verhoudingen van regenwater, kwelwater en rivierwater en daarmee samenhangend van voedselarm tot voedselrijk. Deze heldere plassen zijn vrijwel zonder uitzondering verdwenen. Ze zijn nu troebel en plantenarm.

De oorzaak hiervan is eutrofiëring die wordt veroorzaakt door een sterke toename van de belasting met nutriënten (N en P). Belangrijke oorzaken van de toegenomen belasting van meren en plassen zijn:

- diffuse bronnen en puntbronnen: o.a. lozingen en uit- en afspoeling van meststoffen;
- toename van de inlaat als gevolg van peilbeheer.

3.6.1 Belasting in relatie tot peilbeheer

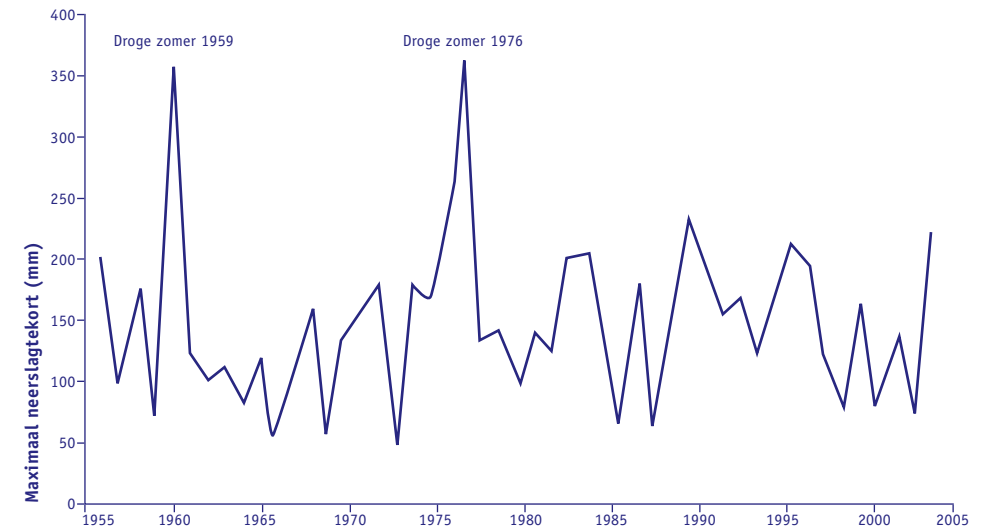
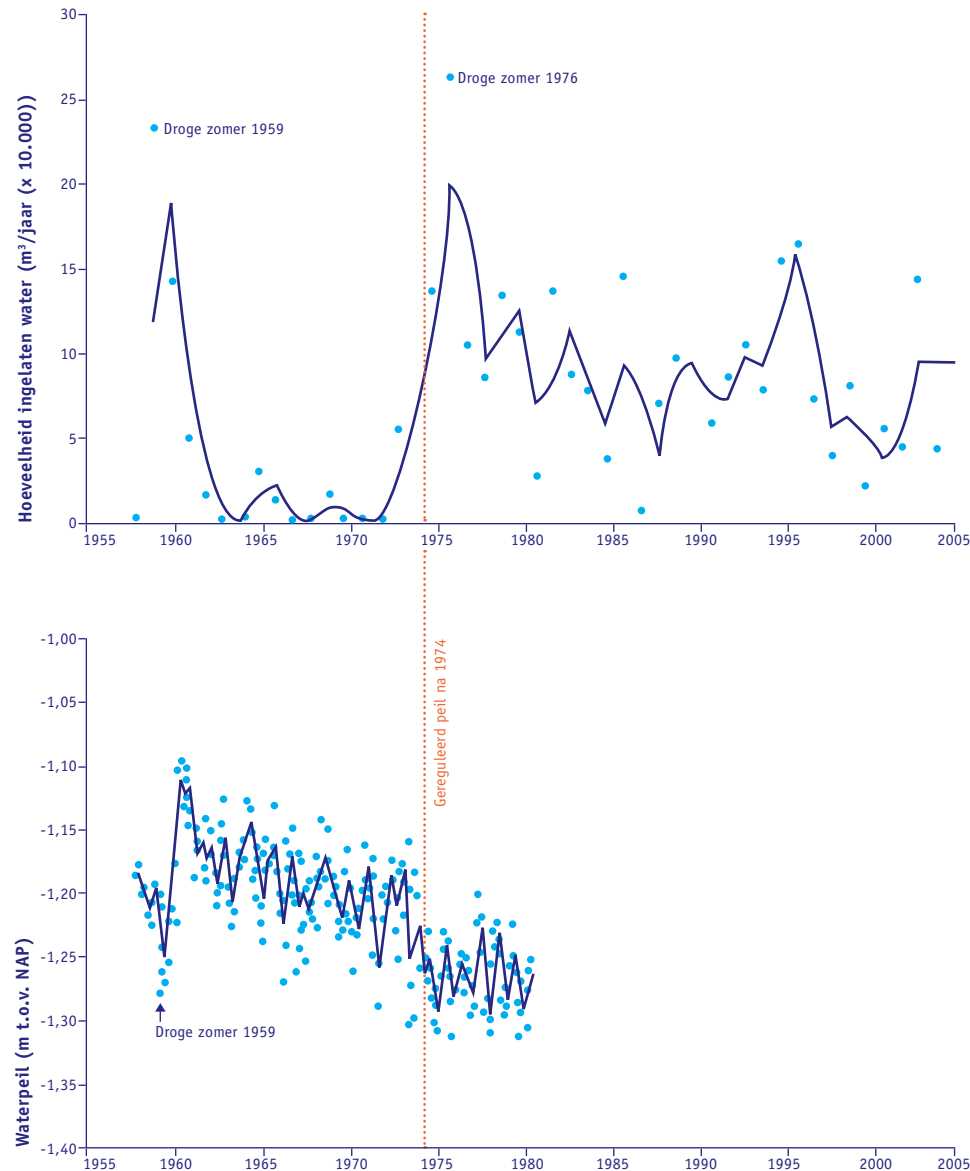
Het is goed te beseffen dat voor veel meren en plassen niet alleen lozingen en uit- en afspoeling van meststoffen zelf de oorzaak zijn geweest van eutrofiëring, maar dat ook het peilbeheer daarin een cruciale rol heeft gespeeld. Westhoff (1981) schrijft reeds over de effecten van peilbeheer in Noordwest Overijssel: "De verticale dynamiek wordt vervangen door horizontale dynamiek." Hij beschrijft de daarbij behorende achteruitgang van het ecosysteem.

Peilbeheersing heeft geleid tot een enorme toename van de inlaat van (gebiedsvreemd) water en daarmee rechtstreeks tot een toename van de belasting met meststoffen (zie ook Bloemendaal en Roelofs, 1988). De toegenomen voedselrijkdom van het inlaatwater versterkt dit proces nog eens. [Figuur 3.11](#) illustreert het effect van peilbeheer op de hoeveelheid ingelaten water voor de Loenderveense Plas. Vanaf 1959 tot 2005 is hier de jaarlijkse inlaathoeveelheid uitgezet.

Opvallend zijn twee pieken in de inlaat tijdens droge zomers in 1959 en 1976. Deze zomers zijn terug te vinden rechtsonder in de figuur waar het maximaal neerslagtekort vanaf 1955 is weergegeven². Verder valt op dat tussen circa 1960 en 1972 de inlaathoeveelheid zeer gering was. Linksonder in de figuur staat het waterpeil van de plas in deze periode. Het peil zakt gestaag uit van NAP -1,10 m tot circa NAP -1,25 meter. Dus na een droge zomer wordt er veel water ingelaten. De volgende 12 jaar is de inlaat echter zeer gering en zakt het peil gestaag uit. Vanaf 1973 wordt weer ingelaten. Na 1974 zijn er veranderingen in het watersysteem en wordt het peil van de plas strak gereguleerd. Het fluctueert nog maar tussen ongeveer NAP -1,25 en NAP -1,30. Hoewel het peil lager ligt, wordt er sindsdien (ook tijdens normale zomers) voortdurend water ingelaten om het peil te handhaven. Dit brengt bij de hoge nutriëntconcentraties in het boezemwater (dat 's zomers voor een groot deel bestaat uit rivierwater) vanzelfsprekend een hoge nutriëntenbelasting met zich mee.

²Bron: www.droogtestudie.nl/instrumentarium/basisinformatie/samenvattingen/17/index.html.

Fig 3.11 **HOEVEELHEDEN INGELATEN WATER VOOR DE LOENDERVEENSE PLAS VANAF 1957**
 In de tweede figuur staat het waterpeil in de periode 1957–1980. In de figuur op de rechter bladzijde staat het maximaal neerslagtekort vanaf 1955. De oranje stippellijn geeft de veranderingen in het peilbeheer na 1974 weer.



3.6.2 De rol van de waterbodem in relatie tot peilbeheer

Naast de bovengenoemde externe belasting is ook de interne belasting vaak een zeer belangrijke bron van eutrofiëring. Dit geldt met name in veengebieden, maar ook algemeen in alle wateren met organische slibbodems. Interne belasting hangt voor een groot deel samen met inlaat van ionenrijk (sulfaat/bicarbonaatrijk) water. Hierop zijn we in [paragraaf 3.3.2](#) uitvoerig ingegaan. Droogval van (een deel van) de waterbodem leidt door oxidatie tot 'regeneratie' van de hoeveelheid ijzer die beschikbaar is voor P-binding. Dit effect blijft doorwerken na verhoging van het peil.

3.6.3 Oevervegetatie in relatie tot peilbeheer

Behalve een effect op de nutriëntenbelasting heeft peilbeheer ook een groot effect op de aanwezigheid en ontwikkeling van de vegetatie in de oeverzone van meren en plassen. Voor een goede ontwikkeling van oevervegetatie op grote schaal is periodieke droogval nodig die optreedt als gevolg van peildynamiek. Ook kan de waterkwaliteit (helderheid en chemische samenstelling) door inlaat verslechteren en beperkend zijn voor de ontwikkeling van oevervegetaties.

3.6.4 De rol van vloedvlaktes in de nutriëntenkringloop

De aanwezigheid van vloedvlaktes in wateren met een seizoensmatige peilfluctuatie is essentieel voor de visstand en speelt een rol in de nutriëntenkringloop.

In het verleden waren deze omstandigheden ook in Nederland aanwezig, zoals [figuur 3.12](#), een overzicht van de Friese meren uit 1870, laat zien. Het effect hangt echter ook sterk af van de bodemgesteldheid. Bij nieuw gecreëerde moerasvlaktes op voormalige landbouwgrond kan de overstromingsvlakte juist een grote bron van nutriënten zijn, met name van fosfaat dat in de toplaag geconcentreerd is.

Kader PEILBEHEER EN EUTROFIËRING

Effecten van voedselverrijking en peilbeheersing versterken elkaar doordat:

- er een *toename van de waterinlaat* heeft plaatsgevonden (als gevolg van peilbeheer);
- het *inlaatwater voedselrijker* is geworden ten opzichte van de referentiesituatie (als gevolg van lozingen, uit- en afspoeling).

Dit heeft geleid tot een toename van de *externe* belasting, daarnaast:

- is de *interne belasting toegenomen* (als gevolg van inlaat ionenrijk water en eventuele terugdringing van grondwateraanvoer);
- heeft het systeem een *verminderde draagkracht* (als gevolg van verdwijnen vloedvlaktes).

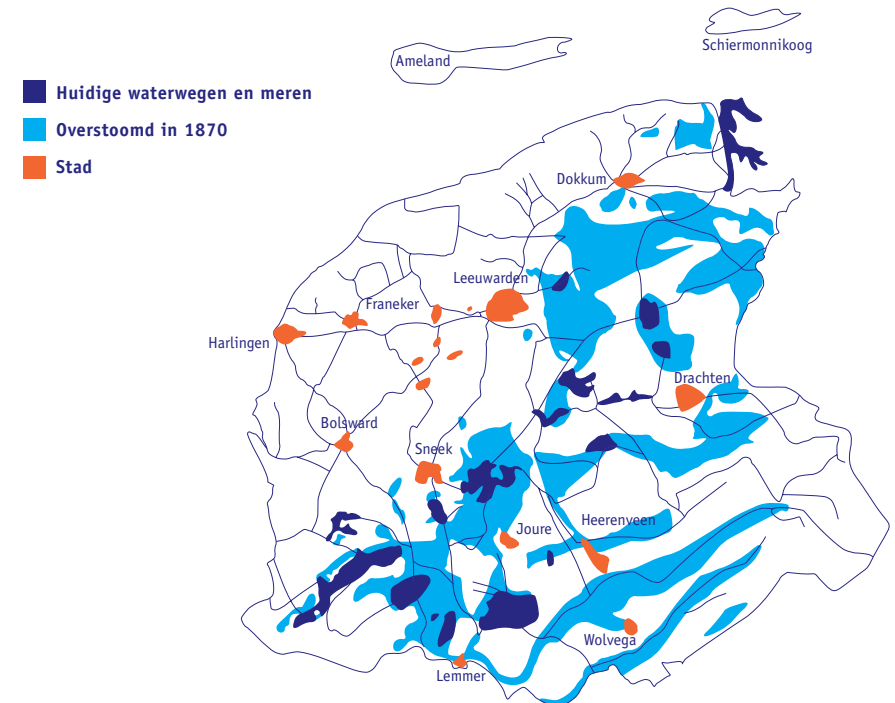
Deze effecten samen hebben geleid tot het verdwijnen van de vroeger algemeen aanwezige, heldere en plantenrijke meren. Die toestand is de referentie voor de meeste Nederlandse meren en plassen (STOWA, 2004a).

Dat een natuurlijk peil de draagkracht van een systeem kan vergroten, wordt geïllustreerd door meren in de Donaudelta. Hier zijn grote meren waar ondanks hoge nutriëntengehalten ($P > 0,15$ mgP/l) toch een diverse levensgemeenschap wordt gevonden (helder en plantenrijk water) in een situatie met een sterk fluctuerend waterpeil en grote vloedvlaktes. Deze meren zijn overwegend N-gelimiteerd (o.a. Oosterberg, *et al.*, 2000). Daarnaast kan peilfluctuatie de biodiversiteit vergroten door wisselende milieuomstandigheden (natuurlijke verstoring).

In de praktijk hebben waterbeheerders te maken met allerlei praktische problemen wanneer wordt gestreefd naar herstel van een natuurlijk waterpeil. Zo kan bij lage waterstanden onder meer zettingsschade aan gebouwen optreden en is er sprake van een verminderde capaciteit voor waterberging bij hogere waterstanden.

Fig 3.12 OVERSTROMINGSVLAKTES

Overzichtskaart van de provincie Friesland met de overstromingsvlaktes rond meren en plassen in de winter van 1870.

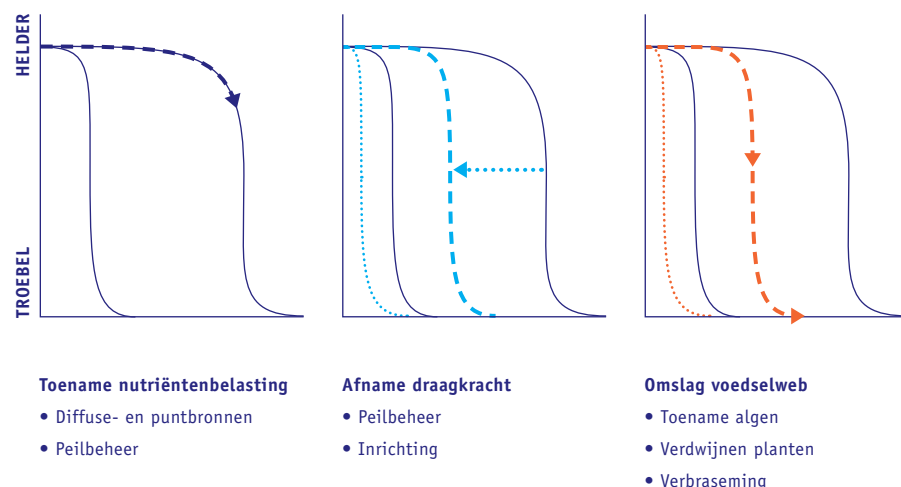


3.6.5 Alternatieve stabiele toestanden en menselijke beïnvloedingen

In [figuur 3.13](#) worden de historische ontwikkelingen gepresenteerd aan de hand van het concept van ‘alternatieve stabiele toestanden’. Deze figuur laat de drie stappen zien die het systeem doen veranderen. Ten eerste is er een toename van de nutriëntenbelasting door diffuse- en puntbronnen en peilbeheer, het systeem blijft vooralsnog helder. Ten tweede is er een afname van de draagkracht van het watersysteem, opnieuw als gevolg van peilbeheer maar ook door inrichting (steile en beschoeide oevers). Onder invloed van de toenemende nutriëntenbelasting en de verminderde draagkracht komt er een moment dat het systeem omslaat naar een troebele toestand. Deze omslag wordt gekarakteriseerd door het verdwijnen van (ondergedoken) waterplanten en een toename van algen en brasem. Zie ook [figuur 2](#) in de bestuurlijke samenvatting.

Fig 3.13 ONTWIKKELINGEN IN HET WATERSYSTEEM

Ontwikkelingen in het watersysteem van helder en plantenrijk naar troebel.



- Toename nutriëntenbelasting**
 - Diffuse- en puntbronnen
 - Peilbeheer
- Afname draagkracht**
 - Peilbeheer
 - Inrichting
- Omslag voedselweb**
 - Toename algen
 - Verdwijnen planten
 - Verbraseming

Tabel 3.1 geeft een overzicht van de effecten van de belangrijkste menselijke beïnvloedingen (drukken) op het watersysteem en de ecologie van meren en plassen.

Er wordt onderscheid gemaakt in:

- directe effecten op het watersysteem (zoals afname areaal droogvallende oevers of toename waterinlaat);
- effecten op het ecologisch functioneren van het watersysteem (zoals afname kritische belasting of toename externe belasting);
- effecten op de ecologie (zoals het verdwijnen of toenemen van specifieke soortgroepen).

Uit de tabel blijkt dat strak gereguleerd peilbeheer, naast een toename van de belasting, meerdere effecten tegelijk heeft. Belangrijk is de afname van de kritische belasting door afname van het aandeel moeraszones/vloedvlaktes, afname van bodemprocessen die bij droogval een rol spelen (redoxtoestand bodem) en afname van de aanvoer van ijzerrijk grondwater. Ook heeft peilbeheersing geleid tot een enorme versnippering van het watersysteem en de daarbij behorende problemen, zoals beperkte vismigratiemogelijkheden.

Tabel 3.1 MENSELIJKE DRUKKEN OP HET WATERSYSTEEM EN DE ECOLOGIE

Samenvattende tabel van het effect van de belangrijkste menselijke drukken op het watersysteem en de ecologie.

MENSELIJKE INVLOED	DIRECT EFFECT OP WATERSYSTEEM	EFFECT OP ECOLOGISCH FUNCTIONEREN WATERSYSTEEM	EFFECT OP ECOLOGIE
peilbeheersing	afname areaal droogvallende oevers	afname kritische belasting (moeraszones, bodemprocessen)	verdwijnen verlandingsvegetaties eutrofiëring en verbraseming
	toename waterinlaat	toename externe nutriëntenbelasting (P en N), toename interne nutriëntenbelasting (SO ₄ en HCO ₃), toename toxiciteit waterbodembodem (sulfiden)	eutrofiëring en verbraseming
	verdroging oevers	toename interne nutriëntenbelasting door veenafbraak oevers, hoewel het effect sterk samenhangt met het bodemtype en de duur van verdroging	eutrofiëring en verbraseming
	afname invloed grondwater	afname kritische belasting (Fe), toename nutriëntenbelasting	eutrofiëring en verbraseming
	toename versnippering	afname connectiviteit	afname biodiversiteit
landbouw (diffuse belastingen)	toename verbinding	opheffen isolatie en nivellering waterkwaliteit	afname biodiversiteit
	toename verdroging oeverlanden	toename externe nutriëntenbelasting (meer inlaat nodig ter compensatie)	bosopslag
	toename concentratie P en N inlaatwater	toename externe nutriëntenbelasting	eutrofiëring en verbraseming
	toename directe afspoeling P en N	toename externe nutriëntenbelasting	eutrofiëring en verbraseming
	toename veenafbraak (NO ₃)	toename interne nutriëntenbelasting	eutrofiëring en verbraseming
lozingen (puntbronnen)	toename sulfaatmobilisatie (NO ₃)	toename interne nutriëntenbelasting	eutrofiëring en verbraseming
	toename concentratie P en N inlaatwater	toename externe nutriëntenbelasting	eutrofiëring en verbraseming
grondwater-onttrekkingen	toename concentratie SO ₄ en HCO ₃ inlaatwater	toename interne nutriëntenbelasting, toename toxiciteit waterbodembodem (sulfiden)	eutrofiëring en verbraseming
	toename waterinlaat	toename externe nutriëntenbelasting (P en N), toename interne nutriëntenbelasting (SO ₄ en HCO ₃), toename toxiciteit waterbodembodem (sulfiden)	eutrofiëring en verbraseming
	afname invloed grondwater	afname kritische belasting (Fe), toename nutriëntenbelasting	eutrofiëring en verbraseming

H4 Diagnose



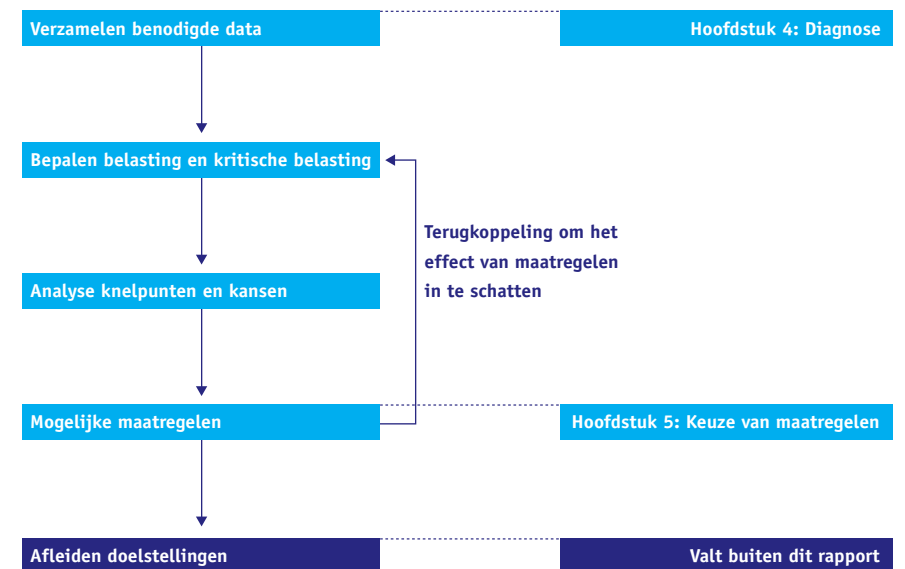
In dit hoofdstuk wordt de diagnose van het watersysteem uitgewerkt. Het doel is te komen tot een duidelijke definitie van de knelpunten. Daarbij draait het niet alleen om het vaststellen welke knelpunten er zijn, maar vooral om het kwantificeren van die knelpunten.

De diagnose biedt een goede basis voor het uitwerken van maatregelen. Hier gaat [hoofdstuk 5](#) dieper op in. Bij het prioriteren van maatregelen wordt gebruik gemaakt van het theoretisch raamwerk (zie [paragraaf 3.1](#)).

Om de effecten van maatregelen in te schatten, vindt weer een terugkoppeling plaats naar de diagnose. Het afleiden van KRW-doelstellingen valt buiten dit rapport. Hiervoor bestaat een aparte leidraad (PIH, 2005). Tevens zijn er diverse tools in ontwikkeling, zoals de KRW-verkenner (www.krwwerken.nl). Daarop wordt hier niet verder ingegaan.

Fig 4.1 STAPPENSHEMA

De stappen die doorlopen worden bij het afleiden van doelstellingen voor de KRW in relatie tot dit rapport.



4.1 VERZAMELEN VAN DE BENODIGDE DATA

Een goede diagnose begint met het verzamelen van relevante data. Afhankelijk van het water en specifieke omstandigheden, dienen in ieder geval de onderstaande data boven tafel te worden gehaald:

Geo(hydro)morfologie

- Geologie: bodemtype
- Hydrologie: debieten van alle aan- en afvoerposten (neerslag en verdamping, kwel en wegzijging, inlaat en afvoer, etc.)
- Morfologie: oppervlakte, diepteprofiel, talud oevers, kunstwerken

Fysisch-chemisch

- Waterkwaliteitsgegevens (N, P, S, HCO₃, chlorofyl-a, doorzicht)
- Waterbodemkwaliteit (Fe, P, N, S van het bodemvocht, totaal-P, lactaat-acetaat of Olsen-extractie van de bodem)

Biologie

- Visbiomassa
- Bedekking met submerse en emerse waterplanten

Daarnaast zijn gegevens over het voorkomen van de soortgroepen vis, macrofauna, macrofyten, fytoplankton en fyto bentos gewenst, evenals gegevens over de huidige beheersvorm en intensiteit (visserij, maaibeheer, baggerbeheer, e.a.). Voor een eerste analyse van het ecologisch functioneren van het watersysteem zijn deze echter niet direct noodzakelijk.

Voor specifieke richtlijnen omtrent monitoring voor de KRW verwijzen we naar 'Richtlijnen monitoring oppervlaktewater Europese Kaderrichtlijn Water'. Van Splunder, Pelsma en Bak (red.) 2006³.

4.2 BEPALEN ACTUELE BELASTING EN KRITISCHE BELASTING

Om de actuele en kritische belasting van het watersysteem te bepalen is het in de eerste plaats nodig een water- en stoffenbalans op te stellen. De externe belasting

³Zie: www.kaderrichtlijnwater.nl/download-document.php?id=2055.

kan worden afgeleid van de balansen, de kritische belastingen van de overige kenmerken van het watersysteem.

4.2.1 Opstellen van een water- en stoffenbalans

Voor het opstellen van water- en stoffenbalansen kunnen verschillende methoden worden gebruikt. Een waterbalans kan worden gebaseerd op meetgegevens, op modelberekeningen of op beide samen; in principe maakt dit niet uit. Het is belangrijk de waterstromen op een dusdanig detailniveau in kaart te brengen, dat ze kunnen worden gekoppeld aan de aanwezige bronnen van nutriënten en macro-ionen in het gebied. Uiteindelijk moet het een kwantitatief beeld opleveren van de belangrijkste water- en stofstromen in het gebied.

Een manier om stoffenbalansen op te stellen is door gebruik te maken van kentallen op basis van landgebruik. Deze kentallen gaan bijvoorbeeld uit van een bepaalde vrucht van een stof per oppervlakte-eenheid (bijvoorbeeld 2,19 kgP en 36,4 kgN per hectare akkerbouwgebied). Het gevaar van kentallen is dat ze algemeen zijn en de situatie lokaal sterk kan afwijken van het algemene beeld, bijvoorbeeld doordat er sprake is van sterke wegzijging. Daarom wordt bij het gebruik van dergelijke kentallen aanbevolen de resultaten te toetsen aan meetgegevens om het resultaat beter te onderbouwen.

Traditioneel lastige posten zoals kwel en wegzijging worden in water- en stoffenbalansen vaak als sluitpost gebruikt. Gezien het feit dat dit in bepaalde gevallen zeer belangrijke posten zijn, bestaat het gevaar dat dit een grote fout in de balans oplevert. Dit geldt zowel voor de waterbalans als voor de stoffenbalans (N en P, mogelijk ook Cl, S en HCO₃). Daarom moet speciale aandacht worden besteed aan deze moeilijk te kwantificeren posten. Dit geldt met name wanneer sprake is van kwel die rijk is aan ijzer, nutriënten of macro-ionen. Deze stoffen (met name chloride) kunnen ook weer een indicatie zijn voor de grootte van de kwelinvloed ten opzichte van de andere posten.

Indien de water- en stoffenbalans bekend is, kan worden bekeken welke posten er vooral toe doen. Naar die posten dient de meeste aandacht uit te gaan. Let erop dat eerder opgestelde balansen (sluit)posten kunnen onder- of overschatten. Indien nodig moeten aanvullende metingen (debieten, concentraties, etc.), of modelberekeningen worden verricht. De kleinere posten kunnen eventueel minder gedetailleerd worden uitgewerkt.

In ieder geval dienen de volgende posten beschouwd te worden:

- In- en uitlaat van oppervlaktewater (per inlaatpunt)
- Kwel en wegzijging
- Neerslagafvoer, uit- en afspoeling vanaf aangrenzende gebieden (oeverlanden, polders, stedelijk gebied)
- Neerslag (direct)
- Lozingen en overstorten
- Vogels (fecaliën)
- Terrestrische input, bladeren, etc.

De interne belasting (waterbodem) wordt apart bepaald.

4.2.2 Bepalen van de externe belasting

Voor het bepalen van de externe belasting van het water wordt alleen gekeken naar de *inkomende* posten. De totale vrachten per stof worden gedeeld door het totale oppervlak van het watersysteem (meer), zodat de belasting per vierkante meter kan worden bepaald. Deze eenheid maakt het mogelijk systemen onderling te vergelijken en de belasting af te zetten tegen de kritische belasting.

Formule:

Belasting = (som van alle in-posten in gram) / (totale oppervlak in m²) / (tijdseenheid, dag of jaar)

De belasting wordt in ieder geval bepaald voor de nutriënten N en P. In het geval mineralisatie van organisch materiaal onder invloed van sulfaat en/of bicarbonaat een probleem is, kan het ook zinvol zijn de belasting van deze stoffen te bepalen.

4.2.3 Bepalen van de kritische belasting van het watersysteem

De kritische belastingen kunnen per watersysteem worden afgeleid door het toepassen van het ecosysteemmodel PC-lake. Dit levert het beste resultaat, maar is ook bewerkelijk. Als alternatief kan gebruik worden gemaakt van relaties tussen systeemkenmerken en de kritische belastingen die zijn afgeleid van PC-lake simulaties. Tijdens deze simulaties zijn van veel (fictieve) watersystemen de kritische belastingen bepaald door te variëren met de bepalende factoren voor de ligging van de kritische belastingen (zie [paragraaf 3.2](#)). Het resultaat is een dataset op basis waarvan een

simpel model (metamodel) kan worden afgeleid. Er zijn twee methoden beschikbaar, een interpolatietabel en lineaire regressie. Deze worden hierna toegelicht.

Bij beide methoden, evenals het gebruik van het originele model, moet worden bedacht dat de uitkomsten geen exacte antwoorden geven, maar zijn omgeven met een bepaalde onzekerheidsmarge. Deze wordt gemiddeld geschat op een factor 2 (uitkomst = 0,7 – 1,4 maal de werkelijke waarde), maar is groter naarmate men dichterbij de ‘uiteinden’ zit. Ook specifieke omstandigheden in een bepaald meer, die niet in het model zijn meegenomen, kunnen de kritische waarden beïnvloeden. De uitkomsten geven echter wel een goede indicatie. Door het toepassen van het model op verschillende watersystemen, en het vergelijken van de resultaten met de veldwaarnemingen, kan op termijn een betere inschatting van kritische belastingen en bijstelling van het model plaatsvinden.

METHODE 1: interpolatietabel

De interpolatietabel is het resultaat van een studie waarbij is gezocht naar een relatief eenvoudig instrument om kritische belastingen af te leiden, gebaseerd op PC-lake (Witteveen+Bos, 2006). Hiervoor is een groot aantal modelsimulaties uitgevoerd met een breed scala aan meren en plassen. De methode maakt gebruik van lineaire interpolatie tussen bekende combinaties van systeemkenmerken (diepte, strijklengte, verblijftijd, etc.) en de ligging van de kritische belastingen.

De interpolatietabel is geschikt voor toepassing in KRW-studies. Waterbeheerders en andere geïnteresseerden kunnen de interpolatietabel via internet raadplegen op de site van het Milieu- en Natuurplanbureau (www.mnp.nl/modellen/pclake). De interpolatietabel wordt voorzien van een gebruikershandleiding, waarbij tevens de bandbreedte wordt aangegeven waarbinnen de methodiek resultaten geeft. De belangrijkste onafhankelijke variabelen voor het berekenen van een betrouwbare kritische P-belasting zijn respectievelijk verblijftijd, waterdiepte, aandeel moeraszone, strijklengte en bodemtype.

METHODE 2: lineaire regressie

Op basis van de bepalende factoren uit [paragraaf 3.2](#) kan een inschatting worden gegeven van de ligging van de kritische belastingen. Hiervoor kan als alternatief gebruik worden gemaakt van de resultaten van een lineaire regressie die Janse (2005) heeft uitgevoerd op de modelresultaten voor de fosfaatbelasting. Onderstaande vergelijkingen laten het resultaat zien van de regressie voor meren en plassen.

Omslag helder-troebel (heen) in mgP/m²/dag:

$$P_{krit_1} = e^{(-0.0524 - 0.1028 * [klei] - 0.2962 * [veen] + 0.0235 * [Qin] + 2.9668 * [1/d] - 0.456 * [strijk] + 0.6319 * [moeras])}$$

Omslag troebel-helder (terug) in mgP/m²/dag:

$$P_{krit_2} = e^{(-2.3293 - 0.3241 * [klei] - 0.5295 * [veen] + 0.0265 * [Qin] + 4.9804 * [1/d] - 0.6109 * [strijk] + 0.957 * [moeras])}$$

Waarbij:

klei = Klei (0/1)

veen = Veen (0/1)

Qin = Hydraulische belasting (mm/dag)

1/d = Inverse diepte (1/m)

strijk = Strijklengte (km)

moeras = Aandeel moeraszones als fractie van het meeroppervlak (-)

4.3 BEPALEN VAN KANSEN EN KNELPUNTEN AAN DE HAND VAN DIAGNOSTIC TOOLS

De laatste stap in de diagnose is bepalen of er daadwerkelijk een knelpunt is voor een bepaald aspect van het watersysteem. Hieronder presenteren wij enkele diagnostic tools en toetswaarden die de diagnose handen en voeten moeten geven. Een groot deel van deze instrumenten is afkomstig van de resultaten van de eerste fase van het OBN-onderzoeksprogramma laagveenwateren. De rest is afkomstig uit ander onderzoek. Ze bieden een goede basis voor de diagnose van het systeem en bevatten de meest recente inzichten op het vakgebied. Desalniettemin moet beseft worden dat de ontwikkeling van diagnostische instrumenten nog niet is afgerond en dat de uitkomsten altijd kritisch beschouwd moeten worden.

4.3.1 Nutriëntenbelasting extern

Voor meren en plassen wordt eutrofiëring (in combinatie met hydromorfologische ingrepen) als de belangrijkste menselijke drukfactor gezien. De eerste stap in de analyse van het water-ecosysteem is dan ook het bepalen van de belasting met nutriënten.

De toetsing van de actuele belasting aan de kritische belasting (draagkracht) van het systeem laat zien hoe ver de beheerder de belasting terug moet dringen. De stoffenbalans geeft inzicht in de herkomst van nutriënten en maakt het mogelijk adequate maatregelen te formuleren.

De P- en N-belasting versus de kritische belasting

In eerste instantie wordt de externe belasting getoetst aan de kritische belastingen. Er zijn drie uitkomsten mogelijk: de belasting is hoger dan de bovenste kritische grens, de belasting ligt tussen de beide kritische grenzen of de belasting ligt beneden de laagste kritische grens. Het resultaat van de toetsing vormt de basis voor de keuze van maatregelen. Indien deze hoger is dan de bovenste kritische grens, zijn bronmaatregelen (belastingreductie) of systeemmaatregelen (o.a. verkorten verblijftijd of aanleg moeraszones) nodig. Indien de belasting tussen de grenzen ligt, komen ook effectmaatregelen (visstandbeheer) in beeld (zie [hoofdstuk 5](#)).

Belasting onder

laagste kritische grens

$P_{act} < P_{krit_1}$

Belasting tussen

beide kritische grenzen

$P_{krit_1} < P_{act} < P_{krit_2}$

Belasting hoger dan

bovenste kritische grens

$P_{act} > P_{krit_2}$

4.3.2 Nutriëntenbelasting intern: waterbodem

De volgende stap is te kijken hoe het staat met de interne belasting. Voor de kwantificering van de nalevering van fosfaat naar de waterfase is tijdens het OBN-onderzoek een aantal indicatoren onderzocht. De ratio's ijzer:fosfaat (Fe:PO₄) en calcium:fosfaat (Ca:PO₄) in het bodemvocht blijken goed bruikbaar.

De Fe:PO₄ ratio in het anaerobe bodemvocht van onderwaterbodems

Waarden lager dan 1 (mol/mol) (zie voor omrekening van gram naar mol [tabel 4.1](#)) veroorzaken een sterke mobilisatie van fosfaat naar de waterlaag, bij waarden hoger dan 10 is deze mobilisatie gering ([figuur 3.8](#)). Deze variabele geeft, los van periodieke schommelingen in de fosfaatconcentratie van de waterlaag, inzicht in het proces van P-mobilisatie. Voor eutrofe veenplassen in Zuid-Holland is aangetoond dat deze ratio ook een schatting van de nalevering (mobilisatiesnelheid) kan geven. Er zal nog verder onderzocht moeten worden in hoeverre dit ook voor minder eutrofe situaties geldt. De bedekking met waterplanten op de rode lijst blijkt in de Nederlandse laagveenwateren sterk toe te nemen bij een toename van deze ratio van 1 naar 10 ([figuur 3.9](#)). De biodiversiteit van de oevervegetatie en het voorkomen van 'ecosystem engineers' blijkt echter niet direct met deze ratio samen te hangen.

Tabel 4.1 OMREKENTABEL MICROMOL MILLIGRAM

Omrekenfactoren van micromol naar milligram en van milligram naar micromol.

ELEMENT	MICROMOL NAAR MILLIGRAM		MILLIGRAM NAAR MICROMOL	
	$\mu\text{mol l}^{-1}$	mg l^{-1}	mg l^{-1}	$\mu\text{mol l}^{-1}$
Ca	1	0,04008	1	24,95010
Cl	1	0,03545	1	28,20874
Fe	1	0,05585	1	17,90510
HCO_3^-	1	0,06102	1	16,38807
H_2S	1	0,03409	1	29,33412
Mg	1	0,02431	1	41,13534
NH_4^+	1	0,01805	1	55,40166
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	1	0,01401	1	71,37759
NO_3^-	1	0,06201	1	16,12643
$\text{NO}_3^- - \text{N}$	1	0,01401	1	71,37759
PO_4^{3-}	1	0,09497	1	10,52964
$\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$	1	0,03097	1	32,28931
SO_4^{2-}	1	0,09607	1	10,40908

- **De ratio (Fe-S):P (mol/mol) voor het totaalgehalte in de bodem**

Deze ratio geeft een indicatie van de beschikbaarheid van ijzer. Onder zwavelrijke omstandigheden is ijzer gebonden in sulfiden en daarmee niet beschikbaar voor binding van P. In zeer zwavelrijke bodems is de ratio vaak negatief (meer zwavel dan ijzer).

- **De Ca:PO₄ ratio in het anaerobe bodemvocht (mol/mol)**

Ook deze ratio geeft een indicatie van de fosfaatbinding in de bodem. Tussen 100 en 1000 neemt de fosfaatconcentratie in het bodemvocht sterk af. De relatie met de fosfaatmobilisatie naar de waterlaag is echter minder duidelijk dan bij de Fe:PO₄ ratio. De bedekking met Rode-lijstsoorten neemt sterk toe vanaf een Ca:PO₄ ratio van 100.

P-mobilisatie gering

Fe:PO₄ (mol/mol) > 10
(Fe-S):P (mol/mol) > 10
Ca:PO₄ (mol/mol) > 100

P-mobilisatie matig

Fe:PO₄ (mol/mol) 1 - 10
(Fe-S):P (mol/mol) 0 - 10
Ca:PO₄ (mol/mol) 10 - 100

P-mobilisatie hoog

Fe:PO₄ (mol/mol) < 1
(Fe-S):P (mol/mol) < 0
Ca:PO₄ (mol/mol) < 10

In hoeverre interne belasting een probleem is, kan worden vastgesteld door te onderzoeken of er sprake is van een evenwicht tussen de externe belasting en nalevering vanuit de waterbodem. Een bewezen analysemethodiek, die deze diagnose mogelijk maakt, ontbreekt echter nog. Hier wordt aan gewerkt en bruikbare gegevens hiervoor komen steeds meer beschikbaar. Zo is in een studie voor Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard (Witteveen+Bos, 2006) een methodiek opgezet om dit te toetsen. De methodiek toetst of de interne belasting in evenwicht is met de externe belasting door te veronderstellen dat er een min of meer vaste verhouding is tussen externe belasting en interne nalevering van de bodem. Deze wordt bepaald aan de hand van de verhouding tussen de lactaat-acetaatextractiewaarde van de bodem en de externe belasting (zie ook [paragraaf 3.4](#)). In de toekomst moet blijken of deze methode algemeen toepasbaar is.

- **De lactaat-acetaat extractie (P_{ai}) (in mgP₂O₅/100 gram droge grond)**

Deze geeft inzicht in de vraag of de interne belasting (waterbodem) in evenwicht is met de externe belasting. De nalevering wordt afgezet tegen de externe belasting.

Bodem legt P vast

P_{ai} < 3,5 * P-belasting
(gP/m²/jaar)

Bodem in evenwicht met P-belasting

P_{ai} 3,5 - 14 * P-belasting
(gP/m²/jaar)

Bodem levert P na

P_{ai} > 14 * P-belasting
(gP/m²/jaar)

Om in te kunnen schatten welke fractie fosfaat wanneer vrijkomt is een P-fractionering informatief.

- **P-fractionering, de verdeling van fosfor over de verschillende fracties in de bodem (figuur 3.6)**

Een hoge concentratie van ijzergebonden fosfaat, meestal als gevolg van ijzeraanvoer in het verleden gecombineerd met een hoge fosfaataanvoer, levert nu grote risico's op voor interne eutrofiëring onder invloed van sulfaat. Er is feitelijk sprake van een 'fosfaatbom' in de bodem. Dit geldt echter alleen als de Fe:PO₄ ratio te laag is. Actuele aanvoer van ijzerrijk kwelwater kan echter voor voldoende immobilisatie van fosfaat (en dus een gunstige Fe:PO₄ ratio) blijven zorgen. Mogelijk kan ook de labiele fosfaatfractie gebruikt worden als een indicatie voor fosfaatverlies naar de waterlaag.

4.3.3 Waterkwaliteit: fysisch-chemisch

Voor de waterkwaliteit zijn in het bijzonder de helderheid van het water, de gehalten aan macro-ionen en de nutriënten relevant. Bij de nutriënten gaat het niet zozeer om de concentraties als wel om de stoffenbalansen en belastingen (zie [paragraaf 4.3.1](#) en [4.3.2](#)). De helderheid is van belang voor de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten. Maar zoals het OBN-onderzoek liet zien, ook voor de oevervegetatie.

- **De turbiditeit van het oppervlaktewater**

Waarden onder 5-15 NTU (dit is bodemzicht in laagveenwateren) lijken niet alleen nodig voor een goed ontwikkelde onderwatervegetatie (inclusief de kieming van kranwiersporen), maar ook voor actieve verlanding vanuit oevers en kraggen (zie hiervoor Lamers, *et al.*, 2006).

- **De ratio zicht:diepte (secchidiepte:diepte)**

Deze geeft de potenties voor de groei van waterplanten weer. Om de juiste maatregelen te nemen is het wel belangrijk de oorzaak van een geringe helderheid te kennen. Wat de relatieve bijdrage van algen, detritus, anorganische deeltjes en humuszuren is, kan door middel van modelberekeningen, bijvoorbeeld 'Uitzicht' (Buiteveld, 1990), worden bepaald.

Helderheid goed	Helderheid mogelijk beperkend	Helderheid ontoereikend
Turbiditeit < 5NTU	Turbiditeit 5 - 15 NTU	Turbiditeit > 15 NTU
Zicht:diepte > 0,6	Zicht:diepte 0,4 - 0,6	Zicht:diepte < 0,4

Wanneer de interne belasting een probleem is of dat mogelijk kan worden, is het van belang het sulfaatgehalte en de alkaliniteit van het bovenstaande water en het inlaatwater te beoordelen. Onderstaand de toetswaarden die vanuit het OBN-laagveenwateren zijn geformuleerd.

- **De sulfaatconcentratie van het (inlaat)water.**

Waarden hoger dan 100-200 $\mu\text{mol/l}$ (10-19 mg/l) leiden vaak tot sterke fosfaatmobilisatie in het bodemvocht en daardoor ook tot hogere fosfaatconcentraties in het water (zie hiervoor Lamers, *et al.*, 2006). Bij lage concentraties lijkt ook een grotere soortendichtheid op de oever voor te kunnen komen, vergeleken met waarden die dubbel zo hoog zijn (zie

hiervoor Lamers, *et al.*, 2006). Daarnaast leidt sulfaatverrijking op locaties met een lage beschikbaarheid van opgelost ijzer in de bodem tot voor een aantal waterplanten en helofyten toxische concentraties van waterstofsulfide (zie Lamers, *et al.*, 2006).

- **De alkaliniteit van het (inlaat)water**

Vooralsnog wordt voor oppervlaktewater een maximumwaarde van 1 meq/l (1 mmol/l = 61 mg HCO_3^-/l) aangehouden. De alkaliniteit van het bodemvocht is echter het belangrijkste. Bij waarden boven 2 meq/l neemt de veenafbraak en mineralisatie sterk toe. De alkaliniteit van het bodemvocht wordt vooral bepaald door de snelheid van reductieprocessen (nitraat-, ijzer- en sulfaatreductie).

Sulfaat + alkaliniteit (inlaat)water goed	Sulfaat + alkaliniteit (inlaat)water voldoende	Sulfaat + alkaliniteit (inlaat)water slecht
$\text{SO}_4 < 100 \mu\text{mol/l}$ (< 10 mg/l)	SO_4 100 - 200 $\mu\text{mol/l}$ (10 - 19 mg/l)	$\text{SO}_4 > 200 \mu\text{mol/l}$ (> 19 mg/l)
Alkaliniteit < 1 meq/l	Alkaliniteit 1 - 2 meq/l	Alkaliniteit > 2 meq/l

4.3.4 Biologie

De KRW-maatlatten voor natuurlijke wateren zijn indicatoren voor de biologische kwaliteit van het oppervlaktewater. De diagnostische waarde ervan is vaak gering, enkele uitzonderingen daargelaten. Ecologische beoordelingssystemen als die van STOWA (EBEO) en Alterra (EKO) zijn deels wel bedoeld voor diagnose. Onderstaand wordt een aantal bestaande biologische indicatoren uitgelicht, of nieuwe toegevoegd die een diagnostische waarde hebben.

De biologie is grotendeels volgend op de voorgaande watersysteemkenmerken, maar er is ook sprake van een terugkoppeling. De biota beïnvloeden immers ook het fysisch-chemische milieu. Met name vissen en algen spelen hierin een centrale rol. De productiviteit van het water kan aan deze groepen worden afgelezen. Dit voegt informatie toe aan het voorgaande. Immers, de belasting kan hoog zijn, maar wanneer de nutriënten worden vastgelegd in de bodem, of wanneer de verblijftijd beperkt is, komen deze niet tot expressie in het voedselweb. Andersom kan het zijn dat andere onderdelen van het systeem al herstel laten zien, terwijl de visstand nog boven de draagkracht zit. De productiviteit laat zien welk deel van de nutriënten daadwerkelijk tot expressie komt via het voedselweb.

- **De chlorofylconcentratie**

De chlorofylconcentratie in het water mag volgens de Kaderrichtlijn water in natuurlijke laagveenwateren maximaal 20 µg/l bedragen. Dit bleek in het OBN-onderzoek ook ruwweg de scheidingslijn tussen heldere, biodiverse wateren en troebele wateren.

- **De totale visbiomassa**

Dit totaal geeft een indicatie van de productiviteit van het water. De draagkracht van een helder en plantenrijk water ligt, afhankelijk van o.a. oppervlakte en diepte, rond de 100-150 kg/ha. Om een troebel water weer te laten omslaan naar een heldere toestand, moet de visstand echter worden teruggebracht tot beneden 50 kg/ha.

- **De bedekking met submerse vegetatie**

De bedekking met submerse vegetatie geeft eveneens een indicatie van de productiviteit van het water. Bij overschrijding van de draagkracht verdwijnen de planten ten gunste van algen en vis. Echter ook onder zeer voedselarme omstandigheden kan de bedekking gering zijn (nutriëntenlimitatie). Dit is echter in Nederland voor zover bekend nergens het geval. De bedekking kan worden beoordeeld door het bepalen van de procentuele bedekking van het begroeibare areaal. Dit is het bodemoppervlak tot een diepte van 2,71 meter (van der Molen, *et al.*, 2003).

Productiviteit gering

Chlorofyl-a < 20 µg/l

Visbiomassa < 100 kg/ha

Bedekking submers > 25%

Productiviteit matig

Chlorofyl-a 20 - 50 µg/l

Visbiomassa 100 - 150 kg/ha

Bedekking submers 5 - 25%

Productiviteit hoog

Chlorofyl-a > 50 µg/l

Visbiomassa > 150 kg/ha

Bedekking submers < 5%

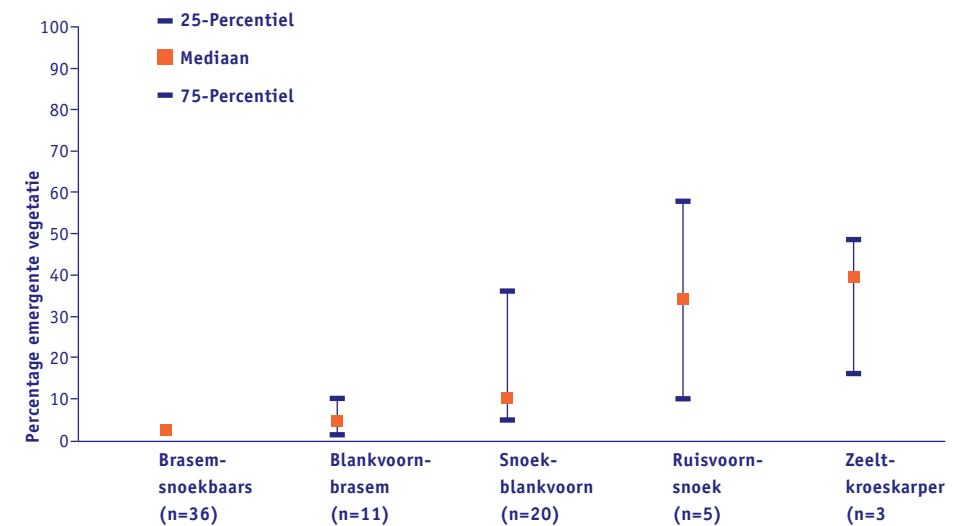
De bovenstaande toetswaarden zijn vooral van belang voor het open water. Een deel van het watersysteem dat tot op heden in dit rapport onderbelicht is gebleven, is de oeverzone (zie ook [paragraaf 3.5](#)). Hiervoor is geconstateerd dat het areaal oeverzone van meren en plassen in Nederland enorm is teruggelopen door peilbeheer. In de huidige situatie beslaat de oeverzone daarom maar een (zeer) klein deel van het totale wateroppervlak, in de matig grote en grote meren vaak minder dan één procent. In kleine systemen als petgaten is dit meer. Onderstaand is daarom een indicator uitgewerkt voor de oeverzone. De grenzen geven aan wanneer de oever functioneel bijdraagt aan de ecologische kwaliteit van het watersysteem.

- **Het aandeel emergente vegetatie**

Dit is een goede indicator voor het aandeel en de kwaliteit van het oeverhabitat. Vooral voor vis vervult het oeverhabitat een belangrijke functie als paai- en opgroei habitat en als schuilplaats in de winterperiode. [Figuur 4.2](#) illustreert dit. De figuur is gebaseerd op data van gestandaardiseerde bemonsteringen van de visstand van meren en plassen (Witteveen+Bos, ongepubliceerde data). Op basis van de eisen van de vis kan een globale inschatting worden gemaakt van de ligging van omslagpunten.

Fig 4.2 DE ROL VAN EMERGENTE VEGETATIE VOOR VIS

Verband tussen de bedekking van een water met emergente vegetatie en de visgemeenschap. Gebaseerd op ongepubliceerde data van Witteveen+Bos.



Areaal emergente vegetatie goed

Bedekking > 5%

Areaal emergente vegetatie matig

Bedekking 2 - 5%

Areaal emergente vegetatie beperkend

Bedekking < 2%

De overige biologische indicatoren zijn vooral volgend op de voorgaande abiotische.

Tabel 4.2 **DIAGNOSTISCHE TABEL**

Hieronder zijn alle diagnostische waarden samengevat in een tabel.

	P-BELASTING EXTERN	P-MOBILISATIE WATERBODEM	INTERNE VERSUS EXTERNE BELASTING
GOED	$P_{act} < P_{krit_1}$	Fe:PO ₄ (mol/mol) > 10 (Fe-S):P (mol/mol) > 10 Ca:PO ₄ (mol/mol) > 100	$P_{at} < 3,5 * P\text{-belasting}$ (gP/m ² /jaar)
MATIG	$P_{krit_1} < P_{act} < P_{krit_2}$	Fe:PO ₄ (mol/mol) 1 - 10 (Fe-S):P (mol/mol) 0 - 10 Ca:PO ₄ (mol/mol) 10 - 100	$P_{at} 3,5 - 14 * P\text{-belasting}$ (gP/m ² /jaar)
SLECHT	$P_{act} > P_{krit_2}$	Fe:PO ₄ (mol/mol) < 1 (Fe-S):P (mol/mol) < 0 Ca:PO ₄ (mol/mol) < 10	$P_{at} > 14 * P\text{-belasting}$ (gP/m ² /jaar)

HELDERHEID	SULFAAT + ALKALINITEIT (INLAAT)WATER	PRODUCTIVITEIT	AREAAL EMERGENTE VEGETATIE
Turbiditeit < 5NTU Zicht:diepte > 0,6	SO ₄ < 100 μmol/l (< 10 mg/l) Alkaliniteit < 1 meq/l	Chlorofyl-a < 20 μg/l Visbiomassa < 100 kg/ha Bedekking submers > 25%	Bedekking > 5%
Turbiditeit 5 - 15 NTU Zicht:diepte 0,4 - 0,6	SO ₄ 100 - 200 μmol/l (10 - 19 mg/l) Alkaliniteit 1 - 2 meq/l	Chlorofyl-a 20 - 50 μg/l Visbiomassa 100 - 150 kg/ha Bedekking submers 5 - 25%	Bedekking 2 - 5%
Turbiditeit > 15 NTU Zicht:diepte < 0,4	SO ₄ > 200 μmol/l (> 19 mg/l) Alkaliniteit > 2 meq/l	Chlorofyl-a > 50 μg/l Visbiomassa > 150 kg/ha Bedekking submers < 5%	Bedekking < 2%

H5 Keuze van maatregelen

Dit hoofdstuk gaat in op de keuze van maatregelen voor ecologisch herstel van meren en plassen. Daarbij draait het om de strategische keuze van het *type* maatregelen en om de *prioritering* van maatregelen. Het is niet bedoeld als gedetailleerd overzicht van alle mogelijke maatregelen. Voor een uitgebreid overzicht van herstelmaatregelen (toegespitst op laagveenwateren) wordt verwezen naar Lamers, *et al.*, 2006.

5.1 STRATEGISCHE KEUZE VOOR TYPE MAATREGELEN

Het theoretisch kader uit [hoofdstuk 2](#) vormt de basis voor de keuze van maatregelen. De nutriëntenbelasting staat daarbij centraal. Maar niet alleen nutriënten zijn een probleem, ook inrichting en beheer kunnen de ecologische kwaliteit positief of negatief beïnvloeden. Daarom wordt onderscheid gemaakt in maatregelen ter bestrijding van het effect van nutriëntenbelasting en overige maatregelen. Deze worden in onderstaande paragrafen uitgewerkt.

5.1.1 Maatregelen ter bestrijding van het effect van nutriëntenbelasting

De maatregelen om het effect van nutriëntenbelasting te bestrijden, kunnen worden onderverdeeld in:

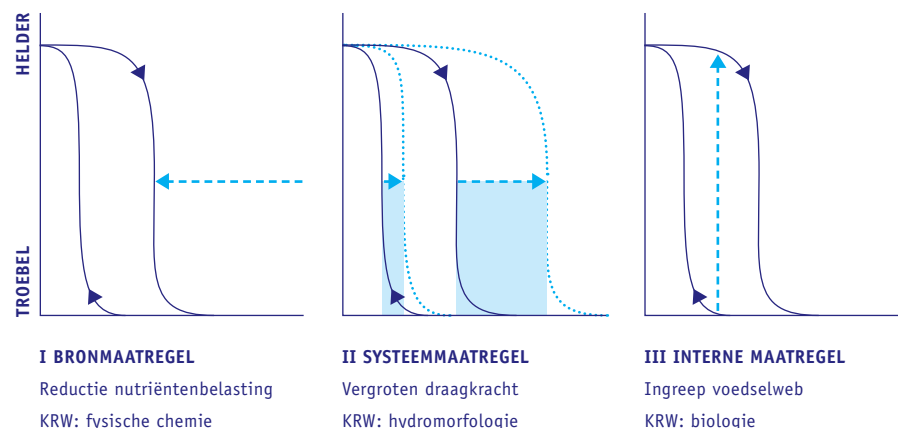
- bronmaatregelen;
- systeemmaatregelen;
- interne maatregelen.

De keuze voor bron-, systeem- of interne maatregelen (of geen maatregelen) is afhankelijk van de toestand waarin een water zich nu bevindt en wat potentieel haalbaar is met een bronbenadering. Het theoretisch concept van alternatieve stabiele toestanden en kritische belastingen is de kapstok waaraan we die keuze ophangen. De huidige toestand en de verwachte effecten van bronmaatregelen bepalen welk belastingniveau haalbaar is; dit zetten we af tegen de kritische belastingen per water. De keuzemethodiek die we hanteren is schematisch weergegeven in [figuur 5.1](#).

Is de belasting extreem hoog in vergelijking tot de kritische grenzen, dan moet eerst wat aan de belasting worden gedaan alvorens de kwaliteit substantieel verbeterd kan worden. Bronmaatregelen liggen dan voor de hand. Als de belasting dichtbij de kritische grenzen ligt, komen andere typen maatregelen in beeld.

Fig 5.1 OVERZICHT MAATREGELLEN

Type maatregelen in relatie tot de nutriëntenbelasting en kritische grenzen.



De drie typen maatregelen hebben een essentieel ander werkingsprincipe:

- bronmaatregelen (I) verminderen de nutriëntenbelasting. Het zijn maatregelen die de belasting naar kritische grenzen brengen;
- systeemmaatregelen (II) vergroten de draagkracht. Het zijn maatregelen die de kritische grenzen naar de belasting brengen;
- interne maatregelen (III) grijpen in in het voedselweb. Het zijn maatregelen die een omslag van troebel naar helder bewerkstelligen.

5.1.2 Overige maatregelen

Onder 5.1.1 zijn de maatregelen aan bod geweest die samenhangen met de 'stoffen'. Daarbij ging het vooral om de nutriëntenbelasting en om de vertaling van nutriënten in biomassa via het voedselweb. Voor stilstaande wateren zijn maatregelen die hierop ingrijpen in het algemeen als eerste in beeld bij ecologisch herstel. Daarbij ligt de focus echter op herstel van het open water. In veel gevallen is er ook veel ecologische winst te halen door in te grijpen op de 'structuren', al dan niet gecombineerd met beheer. Een voorbeeld hiervan is de inrichting van oevers. Voor vis en macrofauna functioneren deze structuren als habitat en paaiplaats. Oeverinrichting kan zelfs onder voedselrijke omstandigheden een positief effect hebben op de ecologie, mits het een voldoende areaal beslaat.

Kader

EXTERNE BELASTING VERSUS INTERNE BELASTING

In [figuur 5.1](#) wordt in principe eerst gekeken naar de *externe* belasting, deze wordt getoetst aan de kritische belasting. De reden hiervoor is dat eerst de externe belasting moet voldoen alvorens het zinvol is aan de *interne* belasting (nalevering vanuit de bodem) te sleutelen. Wanneer de externe belasting te hoog is, zal de bodem namelijk opladen. Bij de uiteindelijke toetsing moet echter de externe belasting samen met de *interne* belasting worden meegenomen. De interne belasting kan een erfenis uit het verleden zijn, die toekomstig herstel in de weg kan staan, of een gevolg van de inwerking van het type inlaatwater op de (veen)bodem. Dit laatste is in feite ook een erfenis uit het verleden, zij het langer geleden.

In hoeverre de bodem een probleem is, kan worden vastgesteld door te onderzoeken of er sprake is van een evenwicht tussen de externe belasting en nalevering vanuit de waterbodem (zie [paragraaf 3.4](#)). Een andere methode is door te kijken naar de ontwikkeling van fosfaat in meetwaarden. Bij een sterke nalevering van fosfaat door de bodem kan vaak gedurende de zomer een plotselinge stijging van het P-gehalte in de waterfase worden waargenomen. Dit wijst op nalevering door de bodem en kan worden uitgedrukt in een belasting in gramP/m².

Bij vis is de samenhang tussen de areaalbedekking van oevervegetatie en de samenstelling van de visgemeenschap reeds meermalen aangetoond (o.a. Grimm, 1994, Klinge, *et al.*, 2004, Petr, 2004). Oeverinrichting geldt daarom in veel gevallen als *geen spijt* maatregel.

Een andere maatregel waarmee ecologische winst kan worden behaald, is de aanleg van vispassages waarmee migratiebarrières worden opgeheven. Maar in het geval van visstandbeheer als maatregel kan isolatie juist (tijdelijk) gewenst zijn!

5.2 ANDERE OVERWEGINGEN BIJ DE KEUZE VAN MAATREGELLEN

Er zijn ook andere overwegingen om maatregelen al dan niet te nemen. Onderstaand worden er enkele genoemd.

- *Het voorkomen van problemen/overlast*
Voorbeelden zijn doorspoelen of beluchten ter bestrijding van blauwalgenbloei, en maaien van waterplanten ten behoeve van de recreatie.

- *Afwenteling*
Belastingreductie kan gewenst zijn met het oog op het voorkomen van afwenteling op andere waterlichamen, ook als het niet leidt tot een omslag van troebel naar helder.

- *Bronaanpak of effectmaatregelen (duurzaam herstel of continu beheer)*
Een systeem kan ook in een goede toestand worden gehouden door beheer, bijvoorbeeld door periodiek visstandbeheer. Indien mogelijk heeft een bronaanpak uiteraard de voorkeur.

5.3 DE MEEST KANSRIJK GEACHTE MAATREGELLEN VOOR ECOLOGISCH HERSTEL

Welke maatregelen de meeste kans van slagen hebben, is uiteraard afhankelijk van de kenmerken van het betreffende watersysteem. Op voorhand zijn er echter wel enkele kansrijke maatregelen te noemen die tot op heden (te) weinig zijn benut of verkend.

5.3.1 TYPE I: bronmaatregelen

Op het gebied van externe belastingreductie mag vooral resultaat worden verwacht van strategisch waterkwantiteitsbeheer.

- *Beperken inlaat door toestaan peilfluctuatie*
Door het optimaliseren van peilbeheer kan de inlaat van gebiedsvreemd water sterk worden verminderd. Nu kan het gebeuren dat water dat de ene dag wordt uitgemalen, een paar dagen later weer moet worden ingelaten. Het toestaan van peilfluctuatie heeft soms al effect bij enkele centimeters meer peilverschil.
- *Omleiden waterstromen*
Een mogelijke maatregel is het afkoppelen van nutriëntrijke waterstromen. Bijvoorbeeld het afkoppelen van polders van meren en plassen.

De verwachting is dat bij de huidige trend van afnemende externe belasting, de aanpak van de bodem als interne nutriëntenbron meer en meer succes zal hebben. De externe belasting van veel meren en plassen is sinds de jaren zeventig van de vorige eeuw sterk afgenomen. Wat rest is een erfenis uit het verleden die zich in de bodem heeft opgehoopt. Het verwijderen van deze erfenis door het baggeren van de toplaag kan een positief effect hebben. Het kan in bepaalde gevallen echter ook

slecht uitpakken, indien een onderliggende erfenis wordt blootgelegd. Per geval dient dit dus onderzocht te worden.

- *Het aanpakken van de waterbodem*
Dit omvat in feite een hele reeks aan maatregelen die in beeld komen voor wateren met een voldoende lage externe belasting, maar waarbij de interne belasting vanuit de bodem beperkend is. Baggeren in combinatie met toediening van ijzer of aluminium is mogelijk kansrijk. Meer vergaand is het afdekken van de bodem met zand.

5.3.2 TYPE II: systeemmaatregelen

Deze maatregelen maken het watersysteem robuuster voor de effecten van nutriëntenbelasting en verschuiven de kritische belastingen naar rechts.

- *Lokaal verdiepen ten behoeve van slibvang*
Door de aanleg van diepe putten kan zwevend materiaal bezinken en het water helderder worden. In ondiepe putten (niet-stratificerend) blijft het materiaal (plus voedingsstoffen) echter nog beschikbaar voor het voedselweb of kan het worden opgewerveld. Alleen in het geval van stratificerende putten verdwijnt in de zomerperiode het materiaal (plus nutriënten) ook echt uit de waterkolom, in het najaar kunnen voedingsstoffen soms door menging weer worden nageleverd.
- *Lokaal verondiepen van meren en plassen*
Dit maakt ze eerder geschikt voor submerse vegetatie, hoe ondieper hoe meer licht er doordringt op de bodem en hoe groter het potentiële areaal aan submerse vegetatie bij een gelijke helderheid.
- *Moerasontwikkeling*
Als moerassen kunnen worden ontwikkeld die functioneel verbonden zijn met het watersysteem, kan de robuustheid van het watersysteem worden vergroot. Door de aanleg van moerassen kan het systeem meer nutriënten verwerken. Belangrijke processen hierbij zijn denitrificatie, opname van nutriënten door planten en bezinking van zwevende deeltjes. Voor een functioneel moeras moet minimaal worden gedacht aan een areaal van circa vijf procent van het meeroppervlak. Daarbij geldt dat het plaswater hiermee intensief in contact moet staan. Dit kan door inundatie of het water er doorheen te leiden.

- *Doorspoelen (bij gelijkblijvende externe belasting, dus met nutriëntarm water)*
Deze maatregel kan erg effectief zijn wanneer de huidige belasting te hoog is. Een voorbeeld is een plas met een voedselrijke bodem die is opgeladen door een hoge belasting uit het verleden. Door het systeem door te spoelen met water van een betere kwaliteit kan de totale belasting wellicht gelijk zijn (zowel extern als intern) maar kan het systeem ook meer nutriënten verwerken doordat de verblijftijd korter is. De bodem zal onder invloed van doorspoelen verarmen, zodat op termijn het beheer wellicht kan worden aangepast en doorspoelen achterwege kan blijven.

5.3.3 TYPE III: interne maatregelen

Wanneer zowel de externe als interne belasting zijn afgenomen, heeft het systeem vaak nog een laatste duw in de rug nodig om te herstellen. Visstandbeheer is hiervoor de aangewezen maatregel. Een andere, meer ingrijpende maatregel is tijdelijke droogval.

- *Actief Biologisch Beheer*
Dit is het in één keer wegvangen van een groot deel van de witvis om een omslag van troebel naar helder te stimuleren. In principe is dit overal mogelijk, hoewel het in geïsoleerde wateren praktisch eenvoudiger uitvoerbaar is.
- *Beheersvisserij*
Bij beheersvisserij wordt de benthivore (bodemwoelende) visstand periodiek uitgedund. Hierdoor vermindert de bodemwoeling sterk en verbeteren de omstandigheden voor kieming en ontwikkeling van waterplanten. Deze maatregel kan zowel worden ingezet voor het bewerkstelligen van een omslag van troebel naar helder, als voor het helder houden van het water.
- *Tijdelijke droogval zomer (geheel of gedeeltelijk).*
Door een (deel van een) water droog te zetten kan een aantal positieve effecten optreden. De bodem wordt blootgesteld aan de lucht, waardoor ijzer weer wordt geoxideerd voor fosfaatbinding.

Droogval stimuleert bovendien de kieming van vegetatie en bij droogval raak je ongewenste vis kwijt. Uiteraard kan droogval voor bepaalde soorten/individuen ook negatieve gevolgen hebben. Dit is te ondervangen door het cyclisch toe te passen. Dan kan het lokaal weliswaar een negatief effect op soorten hebben, maar op het niveau van het beheersgebied als geheel zal de diversiteit toenemen.

Onder natuurlijke omstandigheden is periodieke droogval van (delen van) wateren gewoon en speelt dit een belangrijke rol in het ecologisch functioneren. Bij tijdelijke droogval zijn twee scenario's mogelijk, namelijk: (1) flexibel peilbeheer toestaan of (2) tijdelijk helemaal droogzetten van het water.

5.3.4 Overige maatregelen

- *Oeverinrichting*
Oeverinrichting biedt kansen voor oeverplanten en structuur voor macrofauna en vis (intrinsieke waarde). Hier gaat het vooral om de winst die is te halen via structuurvariatie die vooral sturend is voor de samenstelling van de levensgemeenschap. Door het natuurlijker inrichten van oevers kan het systeem ook meer nutriënten verwerken. Belangrijke processen hierbij zijn denitrificatie, opname van nutriënten door planten en bezinking van zwevende deeltjes. Deze maatregelen hebben pas een merkbaar effect wanneer het om substantiële arealen aan oevervegetatie gaat. Ter indicatie: meer dan 2-5 procent van het meerooppervlak. Ze komen dus vooral in beeld voor de kleinere wateren. Het is echter zeer belangrijk vooraf te meten in hoeverre er juist extra mobilisatie van nutriënten kan plaatsvinden. Dit is vooral van belang bij voormalige landbouwgronden.
- *Opheffen migratiebarrières*
Door de aanleg van voor vis passeerbare kunstwerken of vispassages kan de vis migreren tussen de verschillende delen van het watersysteem. Belangrijke onderdelen zijn de ondiepe delen in de polders die in het voorjaar dienen als paaiplaatsen voor veel vissen. In de zomer zijn de polders ook een belangrijk opgroeigebied voor jonge vis. In het najaar trekt de vis weer naar grotere wateren. Tijdens deze migratie komt de vis veel barrières (zoals poldergemalen) tegen die vaak fataal zijn. Het passeerbaar maken van deze werken kan in potentie veel ecologische winst opleveren. De maatregelen voor vismigratie dienen bij voorkeur op een hoger schaalniveau (stroomgebied) te worden bekeken.

5.4 EFFECTIVITEIT VAN MAATREGELEN

De effectiviteit van maatregelen voor herstel wordt bepaald door de situatie na het uitvoeren van maatregelen te toetsen aan de diagnostische tools en toetswaarden uit [paragraaf 4.3](#). Hier vindt dus de terugkoppeling plaats zoals in [figuur 4.1](#) is aangegeven.

LITERATUUR

- Bloemendaal, F.H.J.L. & J.G.M. Roelofs, 1988. Waterplanten en waterkwaliteit. KNNV, Utrecht.
- Bonten, L.T.C. & D.J. Brus, 2006. Belasting van het oppervlaktewater in het landelijk gebied door uitspoeling van zware metalen. Alterra rapport 1340. Alterra, Wageningen, 2006.
- Buiteveld, H., 1990. UITZICHT-model voor berekening van doorzicht en extinktie. Nota 90.058, RIZA, Lelystad.
- Grimm, M.P., 1994. Het verband tussen de areaalbedekking met waterriet en de hoeveelheid Snoek (biomassa) in zoet water. *De Levende Natuur* 100 (2): 54-57.
- Grimm, M.P., E. Jagtman & M. Klinge, 1992. Fosfaatgehalten en de haalbaarheid van 'Actief Biologisch Beheer'. *Een visbiologisch perspectief*. *H₂O* (25) 1992, nr. 6. pp 424-430.
- Hanson, J.M. & W.C. Legget, 1982. Empirical prediction of fish biomass and yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39, 257-263.
- Janse, J.H., 2005. Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. Proefschrift Wageningen universiteit.
- Janse, J.H., T. Aldenberg & P.R.G. Kramer, 1992. A mathematical model of the phosphorous cycle in lake Loosdrecht and simulation of additional measures. *Hydrobiologia* 233: 119-136. Kluwer Academic publishers, the Netherlands.
- Klinge, M (ed.), 2004. Achtergronddocument vissen KRW. In opdracht van STOWA.
- Lamers, L.P.M. *et al.*, 2006. Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren: Eindrapportage 2003-2006. Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. Rapport DK nr. 2006/057-O.
- Molen, D.T. van der (red.), W. Altenburg, G. Arts, J.G. Baretta-Bekker, M.S. van den Berg, T. van den Broek, R. Buskens, R. Bijkerk, H.C. Coops, H. van Dam, G. van Ee, R. Franken, B. Higler, T. Ietswaart, N. Jaarsma, D.J. de Jong, A.M.T. Joosten, M. Klinge, R.A.E. Knoben, J. Kranenbarg, R. Noordhuis, R. Pot, F. Twisk, P.F.M. Verdonschot, H. Vlek, K. Wolfstein, 2004. Hoofdrapport Referenties en conceptmaatlaten Meren. ISBN 90.5773.276.9. RIZA en STOWA.
- Oosterberg, W., M. Staras, L. Bogdan, A.D. Buijse, A. Constantinescu, H. Coops, J. Hanganu, G.A.M. Menting, I. Năvodaru and L. Török, 2000. Ecological gradients in the Danube delta; present state and man-induced changes. RIZA the Netherlands, Danube Delta National Institute Romania and Danube Delta Biosphere Reserve Authority Romania. RIZA rapport nr. 2000.015.

- PIH, 2005. Handreiking MEP/GEP, versie 2.1. (<http://themas.stowa.nl/Themas/Handreiking.aspx?mID=7216&rID=786&aID=1190>).
- Portielje, R. & D.T. van der Molen, 1998. Relaties tussen eutrofiëringsvariabelen en systeemkenmerken van de Nederlandse meren en plassen. RIZA rapport 98.007. ISBN 9036951585, 98 pp.
- Scheffer, M., 1998. *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman and Hall, London.
- Scheffer, M., S.R. Carpenter, J.A. Foley, C. Folke & B. Walker, 2001. Catastrophic Shifts in Ecosystems. *Nature* vol. 413, 11 oktober 2001. pp 591-696.
- Stowa, 2002. *Handboek visstandbemonstering en -beoordeling*. Betrouwbare en vergelijkbare visstandgegevens. Stowa, Utrecht.
- Verdonschot (ed.), 1995. *Beken stromen*. Leidraad voor ecologisch beekherstel. WEW-06, STOWA 95-03, Utrecht.
- Verhoeven, J.T.A., 1992. *Fens and bogs in the Netherlands: vegetation, history, nutrient dynamics and conservation*. Kluwer, Dordrecht.
- Wassen, M.K., H. Olde Venterink, E.D. Lapshina & F. Tanneberger, 2005. Endangered plants persist under phosphorus limitation. *Nature*, Vol 437, 22 pp 547-550.
- Westhoff, V., P.A. Bakker, C.G. van Leeuwen & E.E. van der Voo, 1981. *Wilde planten: flora en vegetatie in onze natuurgebieden*. Deel 2: het lage land. Vereniging tot behoud van natuurmonumenten in Nederland, 's Graveland.
- Witteveen+Bos, 2006. *Conceptrapportage fase 1 en 2 MEP/GEP Loosdrecht*. Witteveen+Bos in opdracht van Waternet, Deventer.
- Witteveen+Bos, 2006. *Conceptrapport Status, ecologie en bescherming van de snoek (Esox lucius) in Vlaanderen*. In samenwerking met de Universiteit van Gent, in opdracht van AMINAL.
- Witteveen+Bos, 2006. *Waterkwaliteitsbeelden Schieland*. Rapport fase II. Witteveen+Bos in opdracht van Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard, Deventer.

MEER INFORMATIE

Voor meer informatie kunt u contact opnemen met één van de auteurs.

NICO JAARMA EN MARCEL KLINGE

Witteveen+Bos

Postbus 233

7400 AE Deventer

t. 0570 697 287

e. n.jaarsma@witteveenbos.nl

e. m.klinge@witteveenbos.nl

LEON LAMERS

Radboud Universiteit Nijmegen

Toernooiveld 1

6525 ED Nijmegen

t. 024 365 30 14

e. l.lamers@science.ru.nl

SAMENVATTING

stowa

EEN ECOLOGISCHE SYSTEEMANALYSE EN DIAGNOSE VAN
ONDIEPE MEREN EN Plassen VOOR DE KADERRICHTLIJN WATER

VAN HELDER NAAR TROEBEL... EN WEER TERUG

SAMENVATTING

Samenvatting

1

INLEIDING

Waterbeheerders moeten de komende jaren forse inspanningen plegen om voor hun waterlichamen te voldoen aan de doelstellingen van de Europese Kaderrichtlijn water. Een belangrijk struikelblok daarbij is de hoge fosfaatbelasting in veel Nederlands oppervlaktewater. Dit staat de terugkeer van helder, plantenrijk water met uiteenlopende flora en fauna in de weg.

In het rapport 'Van helder naar troebel... en weer terug' krijgen waterbeheerders handvatten aangereikt voor een goede ecologische analyse en diagnose van hun ondiepe meren en plassen. Hierbij spelen twee aspecten een belangrijke rol: de actuele fosfaatbelasting (grootte en herkomst) en de draagkracht van het watersysteem (hoeveel fosfaat kan het aan?). Als dit bekend is, kunnen zij goed onderbouwde keuzes maken bij het nemen van (fosfaat)maatregelen om de KRW-doelen te halen. Het slothoofdstuk van het rapport gaat dieper in op deze keuzes.

Directe aanleiding voor het verschijnen van dit rapport is het gereed komen van fase I van het landelijke OBN-onderzoeksprogramma laagveenwateren (Lamers, *et al.*, 2006), uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. Hierin komt duidelijk de prominente rol naar voren die waterbodems kunnen spelen als interne bron van fosfaatbelasting. Zeker als sprake is van inlaat van gebiedsvreemd water bij strak gereguleerd peilbeheer.

De resultaten van het OBN-onderzoek zijn niet alleen toepasbaar op laagveenwateren, maar op alle ondiepe meren en plassen, dus ook op wateren met een zand- en/of kleibodem. Ze werpen daarmee een belangrijk nieuw licht op de manier waarop waterbeheerders fosfaatproblemen kunnen aanpakken. De nieuw opgedane kennis en inzichten zijn volop meegenomen in dit rapport.

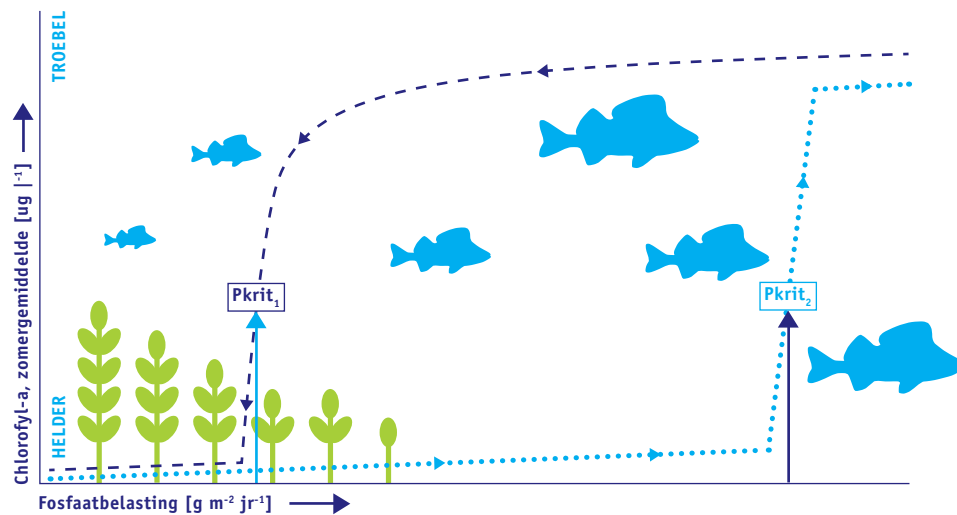
2

DE THEORIE: HELDER EN TROEBEL WATER ALS ALTERNATIEVE STABIELE TOESTANDEN

Het OBN-onderzoek wordt in dit rapport geplaatst in het concept van 'alternatieve stabiele toestanden'. Meren en plassen kennen twee stabiele toestanden: helder & plantenrijk, of troebel, algenrijk & plantenarm. De drijvende kracht voor de omslag van de ene naar de andere toestand is de nutriëntenbelasting. Bij lage belastingen is het systeem altijd helder, bij hoge belastingen altijd troebel. Bij intermediaire belastingen is het systeem óf helder óf troebel, afhankelijk van de historie. De grenzen waarbij het systeem omslaat van de ene naar de andere toe-

stand, worden de kritische belastingen genoemd. De kritische belasting voor de omslag van helder naar troebel is anders dan die voor de omslag van troebel naar helder, zoals is te zien aan de pijlen in [figuur 1](#). Dit zogenoemde hysterese effect wordt veroorzaakt door de weerstand van het systeem tegen verandering. Het voedselweb en de waterbodem spelen hierin een belangrijke rol.

Fig 1 ALTERNATIEVE STABIELE TOESTANDEN (HELDER EN TROEBEL)
 Alternatieve stabiele toestanden (helder en troebel) in relatie tot de nutriëntenbelasting.



De praktische toepasbaarheid van het concept heeft een belangrijke impuls gekregen met de ontwikkeling van het ecosysteemmodel PC-lake door het RIVM. Met dit model kunnen kritische belastingen worden afgeleid voor specifieke meren.

Het concept is samen met het Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard verder ontwikkeld tot een instrument voor de analyse van watersystemen en tot een beslisinstrument bij de keuze van maatregelen. Het is al met succes toegepast in studies voor onder meer Waternet en het Hoogheemraadschap van Hollands Noorderkwartier.

3 VAN HELDER NAAR TROEBEL: DE OORZAKEN

De meren en plassen van laag Nederland waren van oorsprong overwegend heldere en plantenrijke systemen, met een hoge diversiteit aan flora en fauna. In het dynamische systeem van de delta kon zich een scala van kleine en grote wateren ontwikkelen. De wateren werden, afhankelijk van de ligging in het landschap, gevoed door verschillende verhoudingen van regenwater, kwelwater en rivierwater.

Daarmee samenhangend varieerden ze van voedselarm tot voedselrijk. Deze heldere wateren zijn vrijwel zonder uitzondering verdwenen. Onze meren en plassen zijn vandaag de dag grotendeels troebel en plantenarm. De oorzaak is eutrofiëring door een sterke toename van de belasting met stikstof en vooral fosfaat (N en P).

Als belangrijke oorzaken van eutrofiëring worden vaak genoemd het uit- en afspelen van meststoffen. Maar ook interne belasting kan een belangrijke rol spelen. Hierbij wordt fosfaat dat ligt opgeslagen in de waterbodem, afgegeven aan het water.

Uit recent onderzoek komt naar voren dat het vigerende peilbeheer een belangrijke rol speelt bij eutrofiëringprocessen. Een strikt waterhuishoudkundig regime, waarbij jaarrond vaste peilen worden gehandhaafd, leidt tot een scala aan elkaar versterkende, fosfaatbelastende effecten. Zowel van buitenaf (extern) als in het systeem zelf (intern). Hieronder lichten we deze effecten kort toe. [Figuur 2](#) geeft ze schematisch weer.

a Toename externe belasting (P_{ext}) door waterinlaat & eutrofiëring

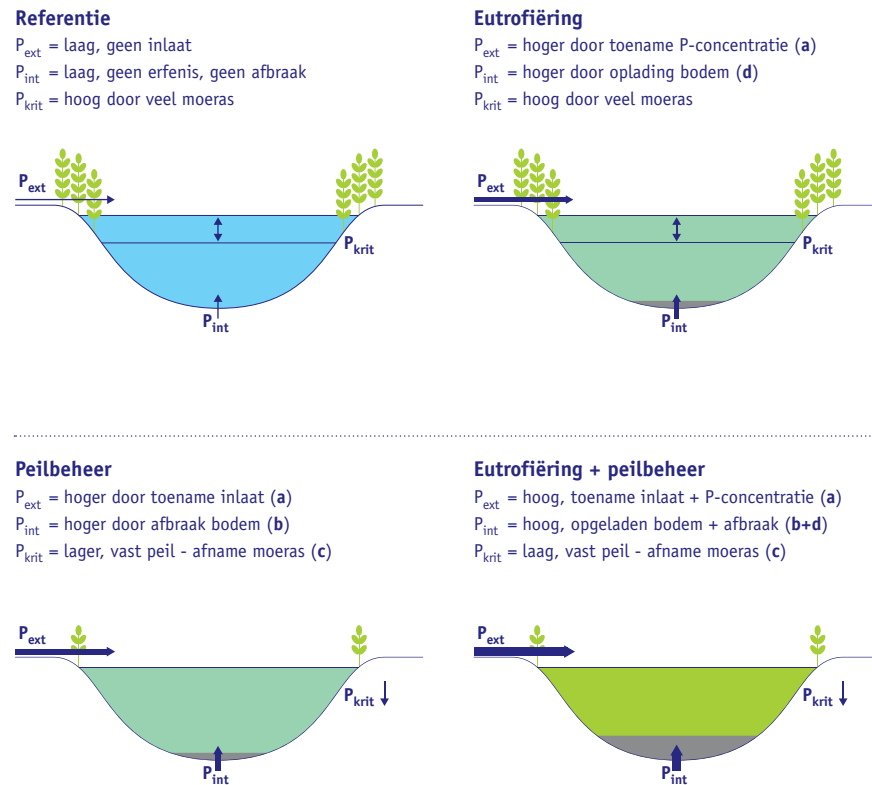
Een strak peilbeheer betekent dat waterbeheerders in droge perioden grote hoeveelheden gebiedsvreemd water inlaten. Dit water - vaak voedselrijker dan het gebiedseigen water - zorgt voor continue nieuwe aanvoer van nutriënten en daarmee voor een toename van de externe belasting.

b Toename interne belasting (P_{int}) door afbraak van organisch materiaal

Het inlaten van gebiedsvreemd water kan leiden tot een sterke toename van de interne belasting. De samenstelling van het inlaatwater is namelijk vaak zodanig, dat het de bacteriële afbraak van organisch materiaal in waterbodems stimuleert. Deze processen resulteren in het vrijkomen van fosfaat.

Fig 2 EFFECTEN VAN EUTROFIËRING EN PEILBEHEER

Effecten van eutrofiëring en peilbeheer op de externe, interne en kritische belasting van meren en plassen. De dikte van de pijl illustreert het belang van het proces.



c Vermindering kritische belasting (P_{krit}) door vaste peilen

De hoogte van de kritische belasting wordt mede bepaald door de oeverzone. Een goed ontwikkelde oevervegetatie draagt bij aan het neerslaan van zwevende deeltjes, zorgt voor paai- en leefgebieden voor (roof)vis, en habitats voor watergebonden flora en fauna. Voorwaarden zijn periodieke droogval en fluctuerende waterpeilen. Door het hanteren van vaste peilen is de oevervegetatie in meren en plassen echter matig tot slecht ontwikkeld, hetgeen de draagkracht en daarmee de kritische belasting van een systeem negatief beïnvloedt.

Naast deze drie, is er sprake van een vierde belangrijke fosfaatbelastende factor:

d Toename interne belasting (P_{int}) vanuit waterbodembodem door erfenis uit het verleden

Nederlandse waterbodems hebben in het verleden veel fosfaat vastgelegd uit het vaak hoogbelaste water erboven. Nu in veel wateren de externe fosfaatbelasting is teruggebracht, zoekt de waterbodembodem naar een nieuw fosfaatevenwicht. Hierbij gaat de waterbodembodem het ooit vastgelegde fosfaat weer afgeven aan het water. Dit naleveringsproces kan de daling van de externe belasting zeer lang (tot tientallen jaren) te niet doen, en daarmee het bereiken van helder, plantenrijk water in de weg staan.

4 VAN TROEBEL NAAR HELDER: ANALYSE

Meren en plassen hebben zoals eerder opgemerkt twee verschijningsstoestanden: helder & plantenrijk of troebel, algenrijk & plantenarm. Beide toestanden zijn min of meer stabiel. Zowel bij oplopende als afnemende fosfaatbelasting biedt het watersysteem lang weerstand tegen de overgang van de ene in de ander toestand. Hoe komt dat?

In helder water vangen waterplanten in eerste instantie het oplopende nutriënten-aanbod op. Ze gebruiken de extra voedingsstoffen voor extra groei en houden het bodemslib vast. Bij verder toenemende belasting kunnen de planten de concurrentie met de algen niet langer volhouden. Op dat moment ontstaat een instabiele situatie, waarbij een omslag naar troebel, plantenarm en algenrijk water kan optreden.

Het precieze moment van de omslag is onvoorspelbaar en hangt vaak af van incidenten. Bijvoorbeeld een koud voorjaar dat de ontwikkeling van waterplanten benadeelt of een heel warme zomerperiode waarin zuurstofloze condities in de dichte plantenbedden zorgen voor een sterke fosfaatmobilisatie. Op zo'n moment grijpen algen hun kans en nemen snel de rol van de waterplanten over. Zij groeien explosief en maken het water troebel.

De vertroebeling leidt tot verdere achteruitgang dan wel het verdwijnen van de ondergedoken watervegetatie. Hiermee verdwijnt de structurerende invloed van de vegetatie en komt de kale bodem vrij voor Brasem en ander witvissoorten. Jonge Brasem eet watervlooien, waardoor de graasdruk op de algen afneemt. Volwassen witvis woelt in de bodem op zoek naar voedsel. Dit zorgt voor een toename van de interne belasting en het opwerpen en continu verstoren van het bodemslib, hetgeen de terugkeer van waterplanten belemmert.

Om van troebel water terug te komen in een heldere toestand, is het niet voldoende de fosfaatbelasting te laten dalen tot net onder het omslagpunt van helder naar troebel. Daarvoor moet de belasting veel verder worden teruggebracht. Dat komt omdat de genoemde eutrofiëringseffecten najlen.

De weg van helder naar troebel verloopt dus anders dan de weg van troebel naar helder. Dit betekent dat een meer of plas bij een zelfde fosfaatbelasting in het ene geval (nog) helder is, terwijl hij in het andere geval (nog altijd) in een troebele toestand verkeert. Zie [figuur 1](#).

Omslagpunten

De ligging van de omslagpunten, de kritische belastingen, hangt af van een groot aantal factoren, te weten: strijklengte, diepte, bodemtype, moeraszone, verblijftijd van het water en visserijdruk. Hieronder worden ze kort toegelicht:

- a* Bij toenemende strijklengte, neemt de kritische belasting af. De strijklengte is de lengte van het open wateroppervlak dat beschikbaar is voor golfontwikkeling door de wind. Belangrijkste proces hierbij is troebeling door opwerveling van slibdeeltjes.
- b* De kritische belasting neemt af bij toenemende diepte, vanwege de afname van de hoeveelheid licht die er voor plantengroei op de bodem nodig is.
- c* De kritische belasting hangt af van het bodemtype. Hij is het hoogst voor meren met een zandbodem, het laagst voor meren met een veenbodem en intermediair voor meren met een kleibodem. Factoren die daarbij een rol spelen, zijn binding van nutriënten, organisch-stofgehalte en troebeling door slibdeeltjes.
- d* De kritische belasting neemt toe bij een groter aandeel moeraszone, onder meer vanwege het vastleggen van nutriënten en zwevende deeltjes en doordat het een goede habitat vormt voor roofvis.
- e* De kritische belasting is mede afhankelijk van de verblijftijd van het water. Een kortere verblijftijd levert een hogere kritische belasting op, vanwege beperking van de algengroei en een geringere retentie van nutriënten (opslag in voedselweb en binding aan de bodem).

- f* De kritische belasting neemt toe bij een toename van de visserij-intensiteit. Bij een lagere (wit)visstand neemt de graasdruk van watervlooien op het fytoplankton toe en neemt de intensiteit van bodemwoeling door vis af.

5 VAN TROEBEL NAAR HELDER: DIAGNOSE

Hoe staat mijn watersysteem er feitelijk voor? Het rapport bevat een stappenplan waarmee waterbeheerders voor hun meren en plassen een ecologische diagnose kunnen opstellen. Hierbij spelen de volgende aspecten een belangrijke rol: het bepalen van de interne en externe fosfaatbelasting en het bepalen van de kritische belastingen (waar liggen de omslagpunten?).

Ter ondersteuning worden ook enkele fysisch-chemische en biologische aspecten van het water meegewogen in de diagnose. Onder meer de helderheid en alkaliniteit van het water, de hoeveelheid vis per hectare en de mate van bedekking met waterplanten

Voor het bepalen van de externe belasting van een watersysteem moeten waterbeheerders een zogenoemde water- en stoffenbalans opstellen. Het rapport geeft een handreiking voor de wijze waarop dit kan gebeuren. Voor het bepalen van de interne belasting is bodemonderzoek nodig. Aan de hand van enkele bodemparameters kan worden vastgesteld of sprake is van vastlegging van fosfaat in de waterbodem, of dat de bodem juist fosfaat (na)levert aan het systeem, en zo ja: in welke mate. De kritische belastingen kunnen worden afgeleid met het al genoemde computermodel PC-lake.

De uitgevoerde diagnose geeft inzicht in de positie van een watersysteem ten opzichte van de kritische belastingen. Ook geven ze informatie over de aard en omvang van mogelijke knelpunten. Daarmee vormen ze een goed fundament bij het kiezen van herstelmaatregelen.

6 VAN TROEBEL NAAR HELDER: MAATREGELEN

Het laatste hoofdstuk van het rapport gaat dieper in op het type maatregelen dat waterbeheerders kunnen nemen om heldere, plantrijke meren en plassen te behouden of te herstellen, alsmede om de prioritering ervan. Waterbeheerders kunnen daarbij kiezen uit twee hoofdgroepen van maatregelen, die kort worden toegelicht: maatregelen die ingrijpen op stofstromen en habitatmaatregelen.

Maatregelen die ingrijpen op stofstromen

Stofstroommaatregelen grijpen in op de nutriëntenbelasting van een watersysteem en op de vertaling van nutriënten naar biomassa (algen, planten, vis en macrofauna). Ze kunnen worden onderverdeeld in bronmaatregelen, systeemmaatregelen en interne maatregelen. Deze hebben een essentieel ander werkingsprincipe.

Bronmaatregelen

Deze verminderen de nutriëntenbelasting en brengen de actuele belasting naar de kritische belasting. Voorbeelden zijn het beperken van waterinlaat door het toelaten van (enige) peilfluctuatie, het omleiden van nutriëntrijke waterstromen en het aanpakken van de waterbodem. Bijvoorbeeld door baggeren, het vergroten van het fosfaatopnemend vermogen (via het toedienen van ijzer) en het afdekken van de bodem met zand.

Systeemmaatregelen

Systeemmaatregelen vergroten de kritische belasting, en brengen die zo naar de actuele belasting. Voorbeelden zijn het creëren van ondiepe delen voor plantengroei en het aanleggen van diepe putten voor slibvang.

Interne maatregelen

De interne maatregelen grijpen in op het voedselweb en bewerkstelligen zo een omslag van troebel naar helder water. Een goed voorbeeld is het wegvangen van een groot deel van de witvispopulatie. Dit wordt ook actief biologisch beheer of biomanipulatie genoemd.

Een andere mogelijke maatregel is het tijdelijk droogzetten van (een deel van) het water. Droogval verwijdert niet alleen de vissen, maar stimuleert tevens de ontkieming van vegetatie en vergroot door oxidatie het fosfaatbindendvermogen van de bodem.

Maatregelen die ingrijpen op de aanwezigheid van habitats

Vaak valt er veel ecologische winst te halen door in te grijpen in de fysieke structuur van een watersysteem om habitats (leefgebieden) voor soorten te creëren of te ontsluiten. Een goed ingerichte oever kan voor vis en macrofauna functioneren als leef- en voortplantingsgebied.

Een andere bekende maatregel is het aanleggen van vispassages om de migratiebarrières voor vissen op te heffen. Let op: soms kan visisolatie juist gewenst zijn.

Welke maatregel eerst?

De keuze en prioritering van maatregelen hangt af van de toestand waarin een water zich bevindt. Is de fosfaatbelasting extreem hoog in vergelijking tot de kritische grenzen, dan moeten waterbeheerders eerst iets doen aan de actuele belasting. Pas als dat is gebeurd, kan de ecologische kwaliteit van een water substantieel verbeterd worden. In zo'n geval ligt het voor de hand bronmaatregelen te nemen. Ligt de actuele belasting dicht bij de kritische grenzen, dan komen andere typen maatregelen in beeld.

Eerst externe, dan interne belasting

Waterbodems kunnen een belangrijke rol spelen als interne fosfaatbron. Toch moeten waterbeheerders bij het nemen van maatregelen eerst de externe fosfaatbelasting aanpakken en toetsen aan de kritische belasting van het systeem. Waarom?

Indien de externe belasting (te) hoog is, zal de waterbodem fosfaat gaan vastleggen. Dit komt omdat de waterbodem en het bovenstaande water zoeken naar een fosfaatevenwicht. Pas als de externe belasting is teruggebracht tot binnen de kritische grenzen, wordt de rol van de waterbodem duidelijk. Er kan nu nalevering plaatsvinden om het evenwicht te herstellen.

Dit proces kan lang duren, als er veel fosfaat in de bodem ligt opgeslagen (erfenis uit een hoogbelast fosfaatverleden). De nalevering kan ook een gevolg zijn van de inwerking van het type inlaatwater op de (veen)bodem. Dit laatste is in feite ook een erfenis uit het verleden, zij het dat het fosfaat lang geleden is vastgelegd tijdens het proces van veenvorming en nu onder invloed van bijvoorbeeld sulfaatrijk water vrijkomt.

7

VAN TROEBEL NAAR HELDER: AANBEVELINGEN

Tot nu toe heeft de focus bij het aanpakken van het fosfaatprobleem gelegen op het terugdringen van de externe belasting. Deze aanpak heeft succes gehad, want de fosfaatbelasting van veel meren en plassen is sinds de jaren zeventig van de vorige eeuw sterk afgenomen. Dat is mede te danken aan de inspanningen van regionale waterbeheerders.

Wat rest, is een zeer belastende erfenis uit het verleden: een waterbodem die is opgeladen met fosfaat en dit weer afgeeft aan het oppervlaktewater. Om voorgoed af te rekenen met het fosfaatprobleem is het volgens de onderzoekers nodig de aandacht nu te richten op het elimineren van deze interne fosfaatbron. Daarvoor zijn, zoals hierboven is aangegeven, diverse mogelijkheden.

Daarnaast zijn er maatregelen die het systeem robuuster maken en de belasting verlagen. Eén daarvan is het toelaten van meer peilfluctuatie. In de meeste watersystemen hanteren waterbeheerders nu een streng gereguleerd peilbeheer. Dit gebeurt vanuit veiligheid, maar ook ten behoeve van landbouwkundig gebruik van omliggende gronden. Het rapport laat zien dat dit heeft geleid tot een scala aan fosfaatbelastende effecten, waardoor het ecologisch functioneren van deze systemen sterk nadelig wordt beïnvloed.

Een belangrijke aanbeveling is om nader onderzoek te doen naar de mogelijkheden om in meren en plassen meer peilfluctuaties toe te laten. Dit is niet alleen van groot belang voor het terugdringen van de fosfaatbelasting en het verbeteren van het ecologisch functioneren van deze systemen. Het zou ook vanuit het oogpunt van klimaatverandering wenselijk kunnen zijn. Vooral omdat het waterbergend vermogen van regionale watersystemen hiermee kan worden vergroot.