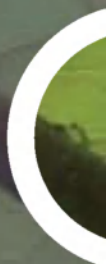


AFLEIDING GETALSWAARDEN VOOR NUTRIËNTEN VOOR DE GOEDE ECOLOGISCHE TOESTAND VOOR NATUURLIJKE WATEREN



STOWA RAPPORT

2007
02

2007
001

RIZA RAPPORT

AFLEIDING GETALSWAARDEN VOOR NUTRIËNTEN VOOR
DE GOEDE ECOLOGISCHE TOESTAND VOOR NATUURLIJKE WATEREN

STOWA RAPPORT

2007

02

2007

001

RIZA-RAPPORT

ISBN 978.90.5773.344.4



COLOFON

UITGAVE STOWA, UTRECHT, 2007

AUTEURS

dr. F. Heinis (**IWE**)

drs.ing. C.H.M. Evers ()

FOTO OMSLAG

John van Schie, RWS RIZA

FINANCIERING

Ministerie van Verkeer en Waterstaat (onderzoek) en STOWA (Rapportage)

DRUK Kruyt Grafisch Advies Bureau

STOWA rapportnummer 2007-02

RIZA rapportnummer 2007.001

ISBN 978.90.5773.344.4

VOORWOORD

Dit rapport bevat een onderbouwing van de getalswaarden voor nutriëntenconcentraties, behorend bij de Goede Ecologische Toestand. In de Kaderrichtlijn water wordt de kwaliteit van het aquatisch ecosysteem centraal gesteld. Naast een goede chemische toestand dient per watertype ook een goede ecologische toestand beschreven te worden. De KRW schrijft voor dat daarbij niet alleen aandacht wordt geschonken aan de biologische kwaliteitselementen, maar ook aan de (randvoorwaardenscheppende) gewenste concentraties aan stikstof en fosfaat. De biologie is leidend; daarom moeten de nutriëntenconcentraties volgen uit de biologische beschrijving. De uiteindelijke vaststelling van de te realiseren biologische kwaliteit en bijbehorende maximale concentraties aan nutriënten vindt plaats in de stroomgebieden, mede aan de hand van een maatschappelijke afweging. Dit is in Nederland een maatschappelijk gevoelige aangelegenheid, met name vanwege de mogelijke implicaties voor het waterbeheer en de landbouw. Om die reden is een breed samengestelde projectgroep belast met de opdracht om de nutriëntenconcentraties te beschrijven die horen bij de “goede ecologische toestand”, een toestand die geldt voor de (in Nederland nauwelijks voorkomende) ongestoorde toestand (de “natuurlijke wateren”). De daarbij horende getalswaarden zijn het belangrijkste vertrekpunt bij het beschrijven van de doelstellingen voor de niet-natuurlijke wateren (de “sterk veranderde” en de “kunstmatige” wateren). Aan de projectgroep zijn naast inhoudelijk deskundigen, ook vertegenwoordigers van de belangrijkste maatschappelijke belangenorganisaties, het waterbeheer en de betrokken ministeries toegevoegd. (zie bijlage 1). Deze brede vertegenwoordiging heeft bijgedragen aan een betere onderbouwing van de getalswaarden, maar ook aan het verkrijgen van draagvlak voor de getallen bij belangrijke maatschappelijke groeperingen. Het LBOW heeft in haar vergadering van 13 november 2006 de in dit rapport beschreven voorstellen goedgekeurd.

ir. Jan Boeve
voorzitter van de projectgroep

SAMENVATTING

In de systematiek van de Kaderrichtlijn Water (KRW) is bij het vaststellen van de Ecologische Toestand (GET) de biologie leidend. Nutriënten (fosfor en stikstof) horen bij de ondersteunende fysisch-chemische parameters. Doelen voor nutriënten dienen daarom te volgen uit de biologische beschrijving. In de KRW is deze relatie als volgt beschreven: “De nutriëntenconcentraties liggen niet boven het niveau dat is vastgesteld om te waarborgen dat het ecosysteem functioneert en dat de [...] waarden voor de biologische kwaliteitselementen worden bereikt.”

Het voorliggende rapport bevat voorstellen voor getalswaarden voor de GET nutriënten voor alle in Nederland toegekende natuurlijke watertypen en een beschrijving van de wijze waarop deze getalswaarden zijn afgeleid. Als uitgangspunten zijn daarbij gehanteerd:

- Getalswaarden voor de GET voor nutriënten markeren de overgang tussen de MET (Matige Ecologische Toestand) en de GET;
- De afgeleide kritische waarden zijn zodanig dat er een bepaalde (hoge) kans is dat de GET duurzaam blijft gehandhaafd. Bij de afleiding zijn de waarden zo gekozen dat deze kans 90% bedraagt. Er is voor deze waarde gekozen, omdat 100% zekerheid niet realistisch is en 90% een wetenschappelijk geaccepteerde benadering is van een hoge mate van zekerheid.

Bij de afleiding van getalswaarden voor de GET nutriënten is de volgende werkwijze gehanteerd:

- Binnen de in beschouwing genomen natuurlijke KRW-typen zijn 5 hoofdgroepen onderscheiden, waarvoor apart analyses zijn verricht, te weten gebufferde meren en plassen, zwak gebufferde en zure stilstaande wateren, beken en riviertjes (kleine stromende wateren), grote rivieren en kust- en overgangswateren. Voor enkele watertypen, namelijk de brakke stilstaande wateren zijn op basis van gecombineerde gegevens van meerdere hoofdgroepen GET-waarden afgeleid.
- GET-waarden zo veel mogelijk afgeleid op basis van een werkelijk waargenomen relatie (meetgegevens) tussen concentraties N/P en de biologische toestand. Grenswaarden voor de Goede (biologische) toestand zijn afgeleid van de KRW-maatlatten of, als deze slecht toepasbaar waren (stromende wateren) gebaseerd op andere beoordelingssystemen. Voor watertypen waarvan geen of te weinig gegevens beschikbaar waren, zijn waarden van sterk gelijkende watertypen geëxtrapoleerd of overgenomen.

Tabel 1 bevat de afgeleide getalswaarden voor nutriënten voor de natuurlijke watertypen waarvoor rapportage in het kader van de KRW verplicht is. Getalswaarden voor watertypen met een stroomgebied kleiner dan 10 km² of een oppervlakte kleiner dan 50 ha en waarvoor rapportage niet noodzakelijk is, zijn opgenomen in tabel 2.

De in de tabellen weergegeven getallen hebben de status van ‘werknorm’ (vastgesteld door het Landelijk Bestuurlijk Overleg Water (LBOW) op 13 november 2006). De waarden kunnen nog veranderen als gevolg van de volgende ontwikkelingen:

- Door de wijze van afleiden zijn de waarden afhankelijk van veranderingen in de maatlaten voor de biologische kwaliteitselementen. Indien deze veranderen, bijvoorbeeld als gevolg van het intercalibratie-proces, dan zullen ook de getalswaarden voor de nutriënten

moeten worden aangepast. Zo zal naar verwachting voor ondiepe meren de waarde voor chlorofyl-a voor de ondergrens GET naar beneden worden bijgesteld.

- De afgeleide waarden markeren de ondergrens van de GET, waarbij is aangenomen dat de kans dat de gewenste biologische kwaliteit ook wordt gerealiseerd (c.q. gehandhaafd) 90% bedraagt. De 90% zekerheid vormt de praktische invulling van de hiervoor aangehaalde omschrijving in de tekst van de richtlijn. Er is tot op heden geen discussie tussen de lidstaten over de juiste interpretatie van deze tekst. Mocht dit wel gebeuren, dan is niet uit te sluiten dat er een andere praktische invulling dan de 90% zekerheid moet worden gekozen en dat de nu afgeleiden getalswaarden nog veranderen.
- Ondanks dat per groep van watertypen is uitgegaan van de meest uitgebreide set gegevens, was de beschikbaarheid van voldoende uitgebreide datasets vaak beperkt om tot getalswaarden te komen. In een aantal gevallen bevatte de gegevensset bevatte niet altijd gegevens over het kwaliteitselement waarvan op de voorhand kon worden verondersteld dat de relatie met nutriënten het gevoeligst was. Als op korte termijn meer gegevens beschikbaar zouden kunnen komen, zouden de getalswaarden nog kunnen worden aangepast (zie ook hierna).

TABEL 1

VOORSTELLEN VOOR NUTRIËNTNORMEN VOOR DE GOEDE ECOLOGISCHE TOESTAND (GET) VOOR NATUURLIJKE WATERTYPEN, WAARVOOR KRW-RAPPORTAGE NOODZAKELIJK IS; ONDERSTREEPT IS HET NUTRIËNT DAT HET MEEST BEPALEND IS VOOR HET FUNCTIONEREN VAN NATUURLIJKE WATEREN

Watertype (code nationaal KRW type)	Parameter (eenheid)	GET
<i>Stromende wateren</i>		
Midden-/benedenloop van riviertjes (R5, R6, R10*, R12, R14, R15, R18)	totaal fosfaat (mg P/l)	0,14
	totaal stikstof (mg N/l)	4
Grote rivieren (R7, R8, R16)	totaal fosfaat (mg P/l)	0,14
	totaal stikstof (mg N/l)	4
<i>Ondiepe gebufferde plassen</i>		
Matig grote ondiepe gebufferde plassen (M14)	totaal fosfaat (mg P/l)	0,08
	totaal stikstof (mg N/l)	1,5
Matig grote ondiepe laagveenplassen (M27)	totaal fosfaat (mg P/l)	0,06
	totaal stikstof (mg N/l)	1,3
Rivierbegeleidende- en ondiepe kalkrijke plassen (M23*)	totaal fosfaat (mg P/l)	0,06-0,10
	totaal stikstof (mg N/l)	1,3-1,5
<i>Diepe plassen</i>		
Matig grote diepe gebufferde meren (M20)	totaal fosfaat (mg P/l)	0,03
	totaal stikstof (mg N/l)	1,0
Overige diepe meren (M21, M28*)	totaal fosfaat (mg P/l)	0,03-0,04
	totaal stikstof (mg N/l)	0,9-1,0
<i>Zoute en brakke wateren</i>		
Brakke en zoute plassen en meren (M30, M31, M32)	totaal fosfaat (mg P/l)	0,11
	totaal stikstof (mg N/l)	1,8
Overgangswateren (O2)	Opgelost anorganisch stikstof (mg N/l)	0,49
	Opgelost anorganisch fosfor (mg P/l)	0,07
	Opgelost anorganisch stikstof (mg N/l)	0,49
Kustwateren (K1, K2, K3)	Opgelost anorganisch fosfor (mg P/l)	0,07

* Type in Nederland (nog) niet toegekend

TABEL 2

VOORSTELLEN VOOR NUTRIËNTNORMEN VOOR DE GOEDE ECOLOGISCHE TOESTAND (GET) VOOR NATUURLIJKE WATERTYPEN MET EEN STROOMGEBIED < 10KM² (R-TYPEN) OF WATERTYPEN MET EEN OPPERVLAKE < 50 HA (M-TYPEN); ONDERSTREEPT IS HET NUTRIËNT DAT HET MEEST BEPALEND IS VOOR HET FUNCTIONEREN VAN NATUURLIJKE WATEREN; G.G. = GEEN GEGEVENS

Watertype (code nationaal KRW type)	Parameter (eenheid)	GET
<i>Stromende wateren</i>		
Bronnen (R1, R2)	totaal fosfaat (mg P/L)	<u>0.10</u>
	totaal stikstof (mg N/L)	g.g.
Bovenlopen (R3, R4, R9, R11, R13, R17)	totaal fosfaat (mg P/L)	<u>0.12</u>
	totaal stikstof (mg N/L)	4
<i>Ondiepe gebufferde plassen</i>		
Kleine ondiepe gebufferde plassen (M11)	totaal fosfaat (mg P/L)	<u>0.10</u>
	totaal stikstof (mg N/L)	1,5
Ondiepe laagveenplassen (M25)	totaal fosfaat (mg P/L)	<u>0.07</u>
	totaal stikstof (mg N/L)	1,3
Rivierbegeleidende- en ondiepe kalkrijke plassen (M5, M22)	totaal fosfaat (mg P/L)	<u>0.06-0.10</u>
	totaal stikstof (mg N/L)	1,3-1,5
<i>Zwakgebufferde plassen (vennen)</i>		
Kleine ondiepe zwak gebufferde plassen (vennen) (M12)	totaal fosfaat (mg P/L)	<u>0.04-0.1</u>
	totaal stikstof (mg N/L)	0,81-2,00
Kleine ondiepe zure plassen (vennen) (M13)	totaal fosfaat (mg P/L)	<u>0.04</u>
	totaal stikstof (mg N/L)	0,59
Ondiepe zwak gebufferde hoogveenplassen/vennen (M26)	totaal fosfaat (mg P/L)	<u>0.04-0.1</u>
	totaal stikstof (mg N/L)	0,92-2,00
<i>Diepe plassen</i>		
Diepe gebufferde meren (M16)	totaal fosfaat (mg P/L)	<u>0.04</u>
	totaal stikstof (mg N/L)	0,9
Overige diepe meren (M24)	totaal fosfaat (mg P/L)	<u>0.03-0.04</u>
	totaal stikstof (mg N/L)	0,9-1,0

De projectgroep KRW-nutriënten geeft in relatie tot normen voor nutriënten in natuurlijke wateren de volgende aanbevelingen c.q. aandachtspunten mee:

- Aanbevolen wordt om als GET-waarde uit te gaan van het nutriënt (fosfor of stikstof) dat in het betreffende waterlichaam met meest bepalend is voor het functioneren van het ecosysteem, en daarmee voor de ecologische kwaliteit. Voor zoete wateren zal dit in het algemeen fosfor zijn en voor brakke en zoute wateren stikstof. De in dit document opgenomen waarden voor het andere, minder beperkende nutriënt zijn richtinggevend. Afwijken van deze keuze is mogelijk, mits beargumenteerd.
- Het wordt wenselijk geacht de gebuikte methoden voor het afleiden van getalswaarden voor de GET voor nutriënten breder te toetsen en internationaal af te stemmen. Naast de gebruikte methoden zou het daarbij ook moeten gaan om de gehanteerde uitgangspunten, aannames en de resulterende getalswaarden. Voorgesteld wordt om hiervoor een internationale workshop te organiseren.
- De in het document opgenomen voorstellen voor getalswaarden voor de GET nutriënten zijn in sommige gevallen met grote onzekerheden omgeven. Dit heeft o.a. te maken met typologische problemen (té uiteenlopende wateren in één KRW-type), gebrek aan geschikte referentielocaties, gebrek aan gegevens, etc. Aanbevolen wordt een meetprogramma op te zetten waarin waterlichaam-specifiek wordt onderzocht welke waarden bij de best beschikbare (biologische) waterkwaliteit horen. De studie zou zich niet alleen tot nutriënten dienen te beperken. Aanbevolen wordt om hiervoor op korte termijn midelen vrij te maken en daarbij aan te sluiten bij door LNV reeds gestart onderzoek.

DE 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 en zuiveringsschappen en de provincies.

De waterbeheerders gebruiken de 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, zijn van harte welkom. Deze suggesties toetst de STOWA aan de behoeften van de deelnemers.

De 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.

U kunt de STOWA bereiken op telefoonnummer: 030-2321199.

Ons adres luidt: STOWA, Postbus 8090, 3503 RB Utrecht.

Email: stowa@stowa.nl.

Website: www.stowa.nl

AFLEIDING GETALSWAARDEN VOOR NUTRIËNTEN VOOR DE GOEDE ECOLOGISCHE TOESTAND VOOR NATUURLIJKE WATEREN

INHOUD

	VOORWOORD	
	SAMENVATTING	
	STOWA IN HET KORT	
1	INLEIDING	1
1.1	Kader	1
1.2	Uitgangspunten	2
1.3	Gevolgde werkwijze	3
1.4	Status van getalswaarden	4
2	ROL VAN NUTRIËNTEN IN OPPERVLAKTEWATEREN	5
2.1	Inleiding	5
2.2	Zoete stilstaande wateren	5
2.2.1	Inleiding	5
2.2.2	Eutrofiëringenquêtes	5
2.2.3	Top-down controle in ondiepe gebufferde meren	6
2.2.4	Voedingsstoffenlimitatie in zwak gebufferde en zure wateren	8
2.2.5	Conclusies	9
2.3	Stromende wateren	9
2.3.1	Inleiding	9
2.3.2	Stuurfactoren	10
2.3.3	De rol van nutriënten	10
2.3.4	Conclusies	11
2.4	Zoute wateren	12
2.4.1	Inleiding	12
2.4.2	Kustwateren	12
2.4.3	Waddenzee	12
2.4.4	Conclusies	13
3	STILSTAANDE GEBUFFERDE WATEREN	14
3.1	Inleiding	14
3.2	Werkwijze	15
3.2.1	Afleiding op basis van relatie tussen chlorofyl en nutriënten concentraties	15
3.2.2	Beschikbare gegevens	15
3.2.3	Analyse	15
3.2.4	Risicobenadering bij het afleiden van de relatie ecologische kwaliteit: nutriënten	16

3.3	Resultaten	16
3.4	Onzekerheden en leemten in kennis	17
3.5	Samenvatting	18
4	STILSTAANDE ZWAK GEBUFFERDE WATEREN	20
4.1	Inleiding	20
4.2	Werkwijze	21
4.2.1	Macrofauna en fytobenthos	21
4.2.2	Macrofyten	22
4.3	Resultaten	23
4.3.1	Macrofauna en fytobenthos	23
4.3.2	Macrofyten	25
4.4	Onzekerheden en leemten in kennis	28
4.5	Samenvatting	29
4.5.1	Macrofauna en fytobenthos	29
4.5.2	Macrofyten	29
4.5.3	Getalswaarden GET	30
5	KLEINE STROMENDE WATEREN	31
5.1	Inleiding	31
5.2	Werkwijze specifiek	32
5.2.1	Bepaling mate van natuurlijkheid	32
5.2.2	Classificeren van monsters naar kwaliteit en KRW-type	33
5.2.3	Berekenen van GET-waarden voor stikstof en fosfor	35
5.3	Resultaten	37
5.4	Onzekerheden en leemten in kennis	37
5.5	Samenvatting	37
6	GROTE STROMENDE WATEREN	39
7	KUST- EN OVERGANGSWATEREN	40
7.1	Inleiding	40
7.2	Werkwijze specifiek	41
7.3	Resultaten	43
7.4	Onzekerheden en leemten in kennis	49
7.5	Samenvatting	50
8	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	53
8.1	Samenvatting van getallen	53
8.2	Status van de afgeleide getalswaarden	55
8.3	Aanbevelingen	56
9	REFERENTIES	57
	BIJLAGEN	
1	Samenstelling projectgroep KRW-nutriënten	61
2	Getalswaarden zoete gebufferde meren	63

1

INLEIDING

1.1 KADER

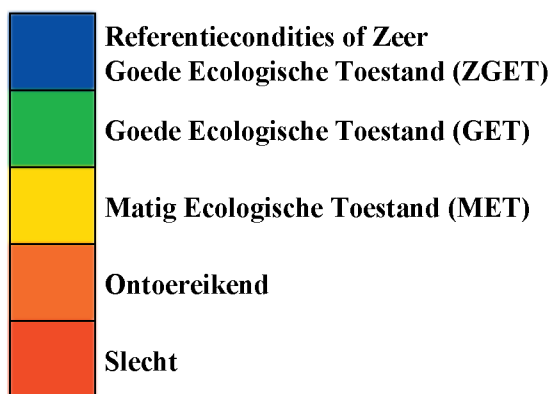
In de systematiek van de Kaderrichtlijn Water (KRW) horen nutriënten (P en N) bij de ondersteunende fysisch-chemische parameters (Europese Commissie, 2000). De KRW geeft een kwalitatieve beschrijving van de eisen waaraan de nutriënten moeten voldoen: “De nutriëntenconcentraties liggen niet boven het niveau dat is vastgesteld om te waarborgen dat het ecosysteem functioneert en dat de [...] waarden voor de biologische kwaliteitselementen worden bereikt.”

De goede ecologische toestand (GET) voor natuurlijke wateren in Nederland is gebaseerd op de woordelijke omschrijving van de GET volgens de KRW (Europese Commissie 2000). Leidend in deze omschrijving is de ecologie uitgedrukt in de biologische kwaliteitselementen macrofauna, vissen, macrofyten/fytobenthos en fytoplankton, ondersteund door de abiotische kwaliteitselementen hydromorfologie en fysische chemie. Uitgangspunt bij de definitie van de GET is dat deze een geringe mate van verstoring ten gevolge van menselijk activiteiten mag vertonen, maar dat deze slechts licht afwijkt van de referentie. Het is voor Nederland van belang dat de GET voldoet aan de eisen gesteld vanuit de KRW, maar ook is afgestemd met afgeleide waarden voor vergelijkbare stromende wateren in het buitenland, eventueel door het intercalibratieproces.

Voor natuurlijke wateren zijn 5 ecologische kwaliteitsklassen gedefinieerd (figuur 1.1). De GET (aangeduid met kwaliteitsklasse 4) is geen vaste toestand maar een range tussen de Zeer Goede Ecologische Toestand (ZGET: de referentie aangeduid met kwaliteitsklasse 5) en de Matig Ecologische Toestand (MET: kwaliteitsklasse 3). Bij de MET is sprake van een matige verstoring ten gevolge van menselijk activiteiten t.o.v. de referentie. De figuur is geldig voor natuurlijke wateren, d.w.z. wateren die op een natuurlijke wijze zijn ontstaan, zonder menselijk ingrijpen en die niet door menselijk ingrijpen onomkeerbaar zijn veranderd.

FIG. 1.1

DE 5 KLASSEN VAN DE MAATLAT VAN DE NATUURLIJKE WATEREN



In Nederland komen maar weinig écht natuurlijke wateren voor (tabel 1.1). Toch moet voor elk watertype dat in Nederland zou kunnen voorkomen maar dat nu als natuurlijk type ontbreekt, bijvoorbeeld omdat het in de categorie ‘sterk veranderd’ valt, een beschrijving van de Goede Ecologische Toestand (biologisch én fysisch/chemisch) worden gemaakt. Voor de beschrijving van de biologische toestand zijn inmiddels voor elk KRW-watertype referenties en maatlatten opgesteld (Van der Molen en Pot, 2006a, b, c). Het voorliggende rapport voorziet voor wat betreft de nutriënten fosfor en stikstof in getalswaarden voor de Goede Ecologische Toestand voor alle in Nederland onderscheiden natuurlijke watertypen. Hierbij zijn ook de watertypen inbegrepen met een stroomgebied kleiner dan 10 km² (R-typen) of een oppervlakte kleiner dan 50 ha (M-typen), waarvoor rapportage in het kader van de KRW niet noodzakelijk is.

TABEL 1.1

AANTAL EN OPPERVLAKTE VAN NATUURLIJKE, STERK VERANDERDE EN KUNSTMATIGE WATERLICHAMEN IN NEDERLAND
(STAND VAN ZAKEN OKTOBER 2006)

Stroomgebied	natuurlijk		sterk veranderd		kunstmatig	
	aantal	opp (ha)	aantal	opp (ha)	aantal	opp (ha)
Rijn	8	521.508	118	551.438	257	90.372
Maas	31	899	192	78.528	93	6.122
Schelde	-	-	14	143.800	57	172.000
Eems	2	?	9	?	11	?

1.2 UITGANGSPUNTEN

De goede biologische toestand (of potentieel voor niet natuurlijke wateren) is het uitgangspunt voor het vaststellen van de norm voor nutriënten. De biologische norm moet dus bekend zijn, voordat de norm voor nutriënten afgeleid kan worden. Daarnaast moet de relatie bekend zijn over hoe de biologische kwaliteit afneemt door een toename van nutriënten. Als deze relatie kwantitatief beschreven is, kan de norm worden afgeleid. Omdat internationale harmonisatie zich richt op biologische normen, zijn de lidstaten zelf aan zet om normen voor nutriënten te stellen. De belangrijkste eis die gesteld wordt aan de norm voor nutriënten is dat de norm ervoor zorgt dat de biologische norm gehaald wordt (zie hiervoor). In de “Guidance on Eutrophication” (EC/DG Milieu & Stuurgroep, 2005) is dit verder uitgelegd als een verwaarloosbare kans dat nutriënten tot problemen leiden in de biologische kwaliteit. Aan de methode voor het afleiden van normen voor nutriënten wordt internationaal vooralsnog geen nadere (gecoördineerde) invulling gegeven. Wel zijn door enkele lidstaten al (concept)waarden voor nutriënten afgeleid. Daarbij valt op dat ondanks (grote) verschillen in gebruikte methoden de afgeleide getalswaarden niet ver uiteenlopen.

Het rapport van Werkgroep 2A Ecostat “Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential” (november 2003) bevat nadere aanwijzingen over de wijze waarop normen voor nutriënten (en andere fysisch-chemische kwaliteitselementen) dienen te worden afgeleid. Getalswaarden voor nutriënten kunnen worden afgeleid:

- Door het identificeren van waarden waarbij de kwaliteit van het gehele ecosysteem wordt gewaarborgd;
- Door het identificeren van waarden waarbij de goede status van kwaliteitselementen wordt gewaarborgd.

De twee methoden lijken ogenschijnlijk sterk op elkaar. Een belangrijk verschil is dat bij de tweede benadering specifiek kan worden gekeken naar kwaliteitselementen die gevoelig zijn voor nutriënten. Hierdoor is de kans dat meer realistische waarden kunnen worden afgeleid groter.

De in de KRW en 'Guidance Document' algemeen geformuleerde uitgangspunten zijn voor de Nederlandse situatie als volgt geïnterpreteerd:

- De afgeleide kritische waarden zijn zodanig dat er een bepaalde (hoge) kans is dat de GET duurzaam blijft gehandhaafd;
- Getalswaarden voor de GET voor nutriënten markeren de overgang tussen de MET (Matige Ecologische Toestand) en de GET.

Welke kans op overschrijding van een doelstelling aanvaardbaar geacht wordt, is een beleidsmatige keuze. De Kaderrichtlijn Water spreekt van het scheppen van de condities om de goede ecologische toestand te waarborgen ('to ensure'), maar laat zich niet uit over het betrouwbaarheidsniveau waarmee dit verzekeren van de goede toestand dient plaats te vinden. Het verhogen van de zekerheid waarmee het GET gehaald zal worden, levert een lagere richtwaarde voor fosfaat of stikstof, en zal dus veelal verdergaande en kostbaardere maatregelenpakketten vragen.

1.3 GEVOLGDE WERKWIJZE

Voor alle relevante KRW-typen zijn GET-waarden zo veel mogelijk afgeleid op basis van een werkelijk waargenomen relatie (meetgegevens) tussen concentraties N/P en de biologische toestand. Grenswaarden voor de Goede (biologische) toestand zijn afgeleid van de KRW-maatlatten of, als deze slecht toepasbaar waren (stromende wateren) gebaseerd op andere beoordelingssystemen. Voor watertypen waarvan geen of te weinig gegevens beschikbaar waren, zijn waarden van sterk gelijkende watertypen geëxtrapoleerd of overgenomen. Een nadere verantwoording van deze methodische keuzes is opgenomen in de betreffende hoofdstukken (3 t/m 7).

Binnen alle in beschouwing genomen natuurlijke KRW-typen zijn 5 hoofdgroepen onderscheiden, waarvoor apart analyses zijn verricht, te weten gebufferde meren en plassen (hoofdstuk 3), zwak gebufferde en zure stilstaande wateren (hoofdstuk 4), beken en riviertjes (kleine stromende wateren, hoofdstuk 5), grote rivieren (hoofdstuk 6) en kust- en overgangswateren (hoofdstuk 7). De reden hiervoor is dat GET-waarden voor de binnen deze hoofdgroepen vallende watertypen op vergelijkbare wijze konden worden afgeleid. Voor enkele watertypen, namelijk de brakke stilstaande wateren zijn op basis van gecombineerde gegevens van meerdere hoofdgroepen GET-waarden afgeleid.

In de hoofdstukken 3 t/m 7 zijn voor alle natuurlijke watertypen getalswaarden voor de GET voor nutriënten afgeleid. De waarden zijn zodanig gekozen dat de kans dat de Goede Biologische Toestand duurzaam blijft gehandhaafd 90% bedraagt. Er is voor deze waarde gekozen, omdat 100% zekerheid niet realistisch is en 90% een wetenschappelijk geaccepteerde benadering is van een hoge mate van zekerheid.

1.4 STATUS VAN GETALSWAARDEN

Het vaststellen van getalswaarden voor nutriënten voor de GET vormt een verplicht onderdeel van de implementatie van de Kaderrichtlijn Water. De waarden zijn afgeleid van de biologische kwaliteitselementen voor de verschillende groepen waterlichamen. Hierbij is een kans van 90% aangenomen dat de gewenste biologische kwaliteit ook wordt gerealiseerd. De 90% zekerheid is een praktische invulling van de omschrijving in de wettekst, die luidt: “De nutriëntenconcentraties liggen niet boven het niveau dat is vastgesteld om te waarborgen dat het ecosysteem functioneert en dat de bovenvermelde waarden voor de biologische kwaliteitselementen worden bereikt.”

Door de wijze van afleiden zijn ze afhankelijk van de waarden van de biologische kwaliteitselementen zelf. Indien deze veranderen, bijvoorbeeld als gevolg van het intercalibratieproces, dan zullen ook de getalswaarden voor de nutriënten moeten worden aangepast. Zo zal naar verwachting voor de ondiepe meren de waarde voor chlorofyl-a die de grens vormt tussen goed en matig naar beneden worden bijgesteld.

Er is tot op heden geen discussie tussen de lidstaten over de juiste interpretatie van de hierboven aangehaalde tekst. Mocht dit wel gebeuren, dan is niet uit te sluiten dat er een andere praktische invulling dan de 90% zekerheid moet worden gekozen. Ook dit zal leiden tot andere getallen.

Om bovenstaande redenen heeft het Landelijk Bestuurlijk Overleg Water (LBOW) in haar vergadering van 13 november 2006 de in dit rapport gepresenteerde getalswaarden overgenomen en voorzien van de status “werknorm”. Ze zullen aan de hand van ervaringen in de regio in 2007 worden geëvalueerd. Uiteindelijk moeten getalswaarden worden vastgelegd in een Algemene Maatregel van Bestuur. Op het moment van schrijven van dit rapport was echter nog niet bekend welke procedure hiervoor gevolgd zal worden.

2

ROL VAN NUTRIËNTEN IN OPPERVLAKTEWATEREN

2.1 INLEIDING

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de factoren die (naast nutriënten) bepalend zijn voor de biologische waterkwaliteit. Per hoofdgroep van watertypen, te weten zoete stilstaande wateren, stromende wateren en zoute wateren wordt achtereenvolgens besproken wat de dominante factoren zijn die de biologische kwaliteit bepalen en in hoeverre deze kwaliteit door de nutriënten stikstof en/of fosfor wordt bepaald.

2.2 ZOETE STILSTAANDE WATEREN

2.2.1 INLEIDING

In meren en plassen is de nutriëntenkringloop erg belangrijk. Daarnaast spelen de diepte-verdeling (morfologie), het bodemtype en de relatie tussen bodemtype en diepte een rol. Dit laatste houdt vooral verband met de mogelijkheden voor de ontwikkeling van macrofyten en de concurrentiepositie van macrofyten ten opzichte van algen. De verblijftijd speelt geen beslissende rol, zolang deze maar groter is dan de groeisnelheid van algen. De verblijftijd is wel van belang voor het relatieve aandeel van externe belastingen in de totale nutriënten-pool.

In ondiepe, stilstaande zoete wateren vormen macrofyten (kranswieren, mossen en vaatplanten) van nature een belangrijke structuurbepalende factor. Onverstoorde, niet geëutrofeerde meren en plassen kenmerken zich door helder water, waarin macrofyten domineren en de groei van algen wordt beperkt door nutriënten (m.n. fosfor) en waarin de aanwezige algen worden begraasd door o.a. zoöplankton (top-down controle). Ook diepe meren zijn van nature helder, maar macrofyten spelen een veel geringere rol.

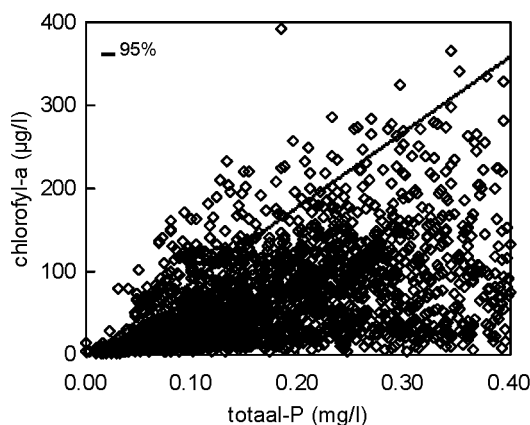
Als gevolg van toegenomen belasting van het oppervlaktewater met de nutriënten fosfor en stikstof heeft in de meeste Nederlandse stilstaande wateren een verstrekte algengroei plaatsgevonden en zijn macrofyten in de ondiepere meren door het verslechterde lichtklimaat verdwenen of sterk teruggedrongen. Door algen gedomineerde systemen waar macrofyten ontbreken en de top-down controle vrijwel afwezig is, zijn het gevolg.

2.2.2 EUTROFIËRINGSENQUÊTES

De resultaten van de diverse eutrofiëringssenquêtes laten zien dat er duidelijke relaties bestaan tussen de concentraties totaal-P, totaal-N en doorzicht enerzijds en de fytoplanktonbiomassa anderzijds (CUWVO, 1987; Portielje & Van der Molen, 1998; Portielje, 2005). De relatie met fosfaat is het sterkst, omdat dit in de meeste Nederlandse zoete wateren als eerste beperkend is voor de groei van algen (Van Liere & Jonkers, 2002). Dit heeft te maken met het feit

dat onder natuurlijke omstandigheden stikstof in relatie tot de behoefte van algen in grotere overmaat aanwezig is dan fosfor. Daarnaast kan in meren met cyanobacteriën een eventueel tekort via binding van stikstof worden aangevuld. Hoewel de relaties er zijn, is de spreiding groot: bij een bepaalde P concentratie kan weliswaar een bovengrens voor de bijbehorende chlorofyl-a concentratie worden bepaald, maar voor de gehele range aan nutriëntenconcentraties wordt ook de hele range aan onder deze bovengrens gelegen chlorofyl-a concentraties gevonden (figuur 2.1).

FIGUUR 2.1 RELATIES TUSSEN ZOMERGEMIDDELDEN VAN TOTAAL P CONCENTRATIES EN CHLOROFYL-A. DE LIJN GEEFT DE 95 PERCENTIEL MAXIMALE VERHOUDING WEER (ALLE MEREN). OVERGENOMEN UIT PORTIELJE, 2005

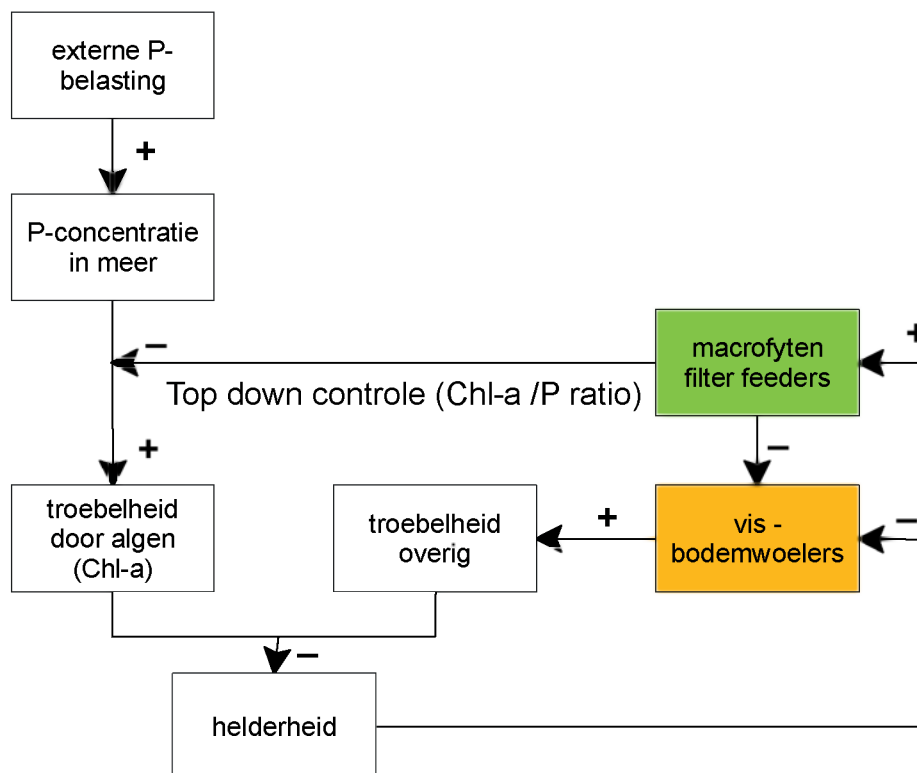


2.2.3 TOP-DOWN CONTROLE IN ONDIEPE GEBUFFERDE MEREN

Een deel van de spreiding kan worden verklaard uit het al dan niet aanwezig zijn van top-down controle. Top-down controle van fytoplankton, zoals graas door watervlooien of drie-hoeksmosselen, is belangrijker in heldere systemen dan in troebele, door algen gedomineerde systemen. Figuur 2.2 illustreert voor fosfaat hoe nutriëntenreductie en de daaraan gekoppelde reductie in algengroei en -biomassa leidt tot een verhoogd doorzicht als gevolg waarvan biologische groepen die geassocieerd zijn met helder water weer een kans krijgen en door hun aanwezigheid de graasdruk op het fytoplankton verhogen. Hierdoor wordt het water (nog) helderder, waardoor de omstandigheden voor de 'helder water' organismen beter worden en het fytoplankton dus nog beter kunnen onder controle kunnen houden, etc. (positieve feedback loop). Omdat in een dergelijk systeem de (gemeten) concentratie chlorofyl-a niet alleen wordt bepaald door de nutriëntenconcentratie, maar ook wordt verlaagd door de graasdruk, zal de ratio tussen chlorofyl-a en het belangrijkste groeibeperkende nutriënt P ook lager zijn.

FIGUUR 2.2

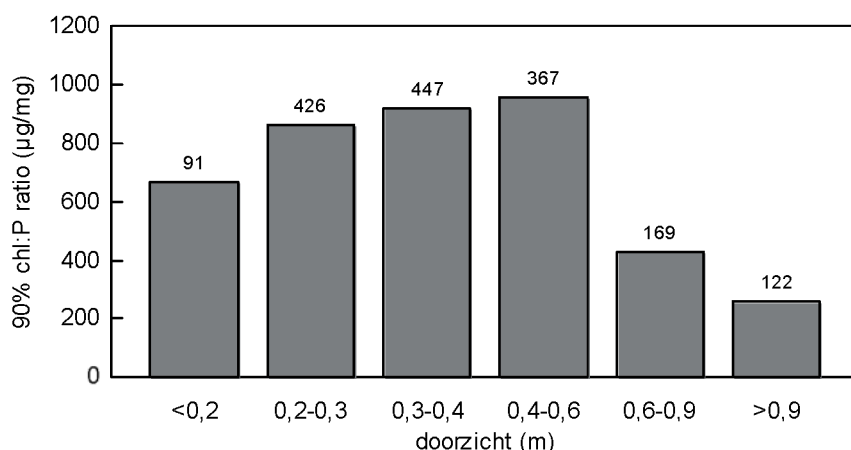
TERUGKOPPELINGSMEECHANISMEN WAARBIJ EEN TOENAME VAN DE HELDERHEID VIA TOP-DOWN CONTROLE DOOR BIOTISCHE COMPONENTEN LEIDT TOT LAGERE CHLOROFYL : P RATIO'S



De effecten van top-down controle zouden het best kunnen worden gekwantificeerd aan de hand van de relaties tussen het voorkomen van de voor helder water karakteristieke groepen en de verhouding tussen chlorofyl en P. Vanwege een gebrekkige beschikbaarheid van voldoende kwantitatieve gegevens is dat niet goed mogelijk. Het doorzicht zelf kan echter een belangrijke indicator zijn om onderscheid te maken tussen heldere meren met top-down controle en troebele meren zonder top-down controle. Op basis van een grenswaarde voor het doorzicht, kunnen relaties tussen chlorofyl en P voor beide categorieën worden afgeleid. Figuur 2.3 illustreert dit voor de ondiepe meertypen M11, M14, M25 en M27. In meer-jaren dat het doorzicht groter was dan 60 cm waren de verhoudingen tussen chlorofyl-a en fosfaat aanzienlijk lager dan in jaren waarin het doorzicht kleiner was dan 60 cm.

Ook in de andere ondiepe meertypen verschillen de relaties tussen chlorofyl en P de deelset meer-jaren met doorzicht > 0,6 m en die met doorzicht < 0,6 m significant van elkaar, waarbij de chlorofyl-nutriënten ratio's in heldere meren steeds lager zijn dan in troebele meren. Voor de diepere meertypen (M16, M20 en M21) is dit niet het geval, maar dit is ongetwijfeld een gevolg van het feit dat daar ook in niet geëutrofeerde toestand de rol van macrofyten en grazers geringer is. Hysterese, het verschijnsel dat voor het bereiken van een bepaalde chlorofyl concentratie in een troebel systeem een verdere reductie in P-concentraties nodig is dan de concentraties die in een helder systeem kunnen worden toegestaan, is dus alleen van belang voor ondiepe meren. Deze empirische bevindingen zijn in overeenstemming met wat op grond van modelberekeningen met PCLake is voorspeld (Janse, 2005).

FIGUUR 2.3 RELATIE TUSSEN DOORZICHT EN CHLOROFYL:P RATIO (90-PERCENTIEL) VOOR MEERTYPEN M11, M14, M25 EN M27 GECOMBINEERD. LABELS GEVEN AANTAL MEER-JAREN WEER



2.2.4 VOEDINGSSTOFFENLIMITATIE IN ZWAK GEBUFFERDE EN ZURE WATEREN

De belangrijkste groeilimiterende voedingsstoffen in vennen zijn stikstof, fosfaat en koolstof. In zwak gebufferde vennen kunnen zowel fosfaat als koolstof groeibeperkend zijn (Brouwer et al., 1998; Roelofs, 1996). Stikstof is in vergelijkbare systemen in het buitenland in beperkte mate voor handen, maar is onder de huidige Nederlandse omstandigheden met hoge stikstofdeposities niet meer beperkend. Waterplanten, specifiek voor zwak gebufferde omstandigheden, zijn aangepast aan koolstoflimitatie¹. In feite vormt dit de bestaansvoorwaarde voor deze soorten. Alleen in perioden met aanvoer van kooldioxiderijk grondwater of na perioden van droogvallen is de koolstofbeschikbaarheid tijdelijk groter. De koolstoflimitatie wordt opgeheven indien door (her)verzuring de pH daalt beneden 5 (Brouwer et al., 1998). In verzuurde wateren stijgt de kooldioxideconcentratie.

De armoede aan anorganische koolstof (CO_2) is zo groot dat de hier succesvolle planten zeer fijn verdeelde bladeren hebben en ze door een relatief groot bladoppervlak kooldioxide efficiënt uit de omringende waterlaag kunnen opnemen, zoals knolrus, of ten minste tijdelijk contact met de lucht moeten hebben om kooldioxide uit de lucht te halen, zoals veenmos in zure, niet-gebufferde wateren (type M13). Een derde strategie, die vooral voorkomt in de zwak gebufferde wateren (type M12) is opname van CO_2 via het wortelstelsel uit de bodem. Oeverkruid is daarvan een voorbeeld. Tenslotte zijn soorten als klein blaasjeskruid (type M26, hoogveenvennen) in staat om koolstof en ook stikstof te winnen door vertering van ingevangen dierlijk materiaal (zie bijvoorbeeld Bloemendaal & Roelofs, 1988). Om goede relaties te leggen tussen het voorkomen van water- en oeverplanten is het dus eigenlijk nodig om te weten wat de concentraties van het voor planten opneembaar kooldioxide en bicarbonaat is. Het laatste wordt bij benadering wel vastgesteld door de meting van de alkaliniteit, maar kooldioxide wordt zelden gemeten.

Fosfaatlimitatie wordt opgeheven indien door aanvoer van stoffen de fosfaatconcentraties stijgen. In zwak en zeer zwak gebufferde zandbodemvennen is stikstof vooral aanwezig in de vorm van nitraat, in zure vennen in de vorm van ammonium.

¹ De beschikbaarheid van koolstof kan worden afgelezen aan de concentratie bicarbonaat. De alkaliniteit (het bufferend vermogen) wordt hiervoor vaak als maat gebruikt.

In door vervening ontstane wateren in hoogveengebieden blijkt de aanwezigheid van voldoende CO₂ van groot belang te zijn voor het opnieuw optreden van veenmosgroei en het initiëren van de beginstadia van hoogveenvorming (Roelofs et al., 1984; Paffen, 1990). Toevoer van voldoende CO₂ hangt samen met de voeding van deze vennen met gebufferd grondwater.

2.2.5 CONCLUSIES

Hoewel in zoete, stilstaande gebufferde wateren de ecologische kwaliteit niet alleen door de nutriënten fosfor en stikstof wordt bepaald, maar ook door andere fysisch-chemische en biologische factoren, is de relatie met nutriënten sterker dan met andere invloedsfactoren. Van de twee belangrijkste nutriënten, stikstof en fosfor, is in zoete wateren fosfor in het algemeen de meest bepalende factor. Dit is het gevolg van het feit dat in zoete, niet geëutrofeerde wateren fosfor eerder beperkend is voor de groei van algen dan stikstof. In zwak gebufferde wateren wordt de groei niet alleen door fosfor maar ook door koolstof beperkt. In (sterk) geëutrofeerde wateren vormt licht de belangrijkste groeibeperkende factor. In deze troebele wateren ontbreekt de 'top down' controle (zie 2.2.3) waardoor de gewenste ecologische toestand in het algemeen alleen kan worden bereikt als, naast een reductie van de P-belasting ook andere maatregelen worden getroffen (zoals Actief Biologisch Beheer). In waterlichamen die onderdeel uitmaken van grotere systemen (boezems) wordt de kwaliteit vaak bepaald door de kwaliteit van het omringende water.

2.3 STROMENDE WATEREN

2.3.1 INLEIDING

Stromende wateren vormen een karakteristiek onderdeel van de hellende landschappen in Nederland. Een beek of rivier is een lijnvormig en, voor zover niet door menselijk handelen beïnvloed, meanderend landschapselement. Natuurlijke stromende wateren worden vooral gevoed door grondwater dat aangevuld wordt uit het jaarlijkse neerslagoverschot (Verdonschot, 2000). Door het natuurlijk hoogteverschil wordt water in één richting afgevoerd. Stromende wateren worden gekenmerkt door een van boven- naar benedenstrooms toenemende breedte en diepte en (meestal) een afnemende stroomsnelheid. In samenhang daarmee treedt meestal in benedenstroomse richting een afname op van de grootte van sedimentfracties, hetgeen van invloed is op de samenstelling van de bentische levensgemeenschap (CUWVO, 1988). De stroming is de belangrijkste bepalende factor voor flora en fauna (Franken et al., 2006). De levensgemeenschap kenmerkt zich door aanwezigheid van rheofiele (=stroming minnende) en sub-rheofiele organismen. Door de werking van het stromende water ontstaat op de bodem een mozaïekpatroon met zand-, grind-, en kleibankjes, zones met slib en/of fijn organisch materiaal en bladpakketten. Meestal is er een bochtig lengteprofiel en een asymmetrisch dwarsprofiel met uitgeholde en aangeslibde oevers in respectievelijk de buiten- en binnenbochten.

De samenstelling van de levensgemeenschappen hangt samen met de positie ervan tussen bron en monding. Nabij de oorsprong is het water meestal beschaduwde en overheersd binnen de macrofaunalevensgemeenschap de bladeters. Gaande van de bron naar de benedenloop treedt een geleidelijke overgang van soorten op, waarbij meer grazers, detrituseters en filteraars voorkomen. In de middenloop verschijnen waterplanten met epifyton en de daarop levende grazers. In de benedenloop is de beek breed en het vrij invallend zonlicht kan voor een goede ontwikkeling van algen en waterplanten zorgen.

2.3.2 STUURFACTOREN

De belangrijkste stuurfactoren in beken en rivieren zijn stroming, substraat en mineralenrijkdom (Franken et al., 2006). De stuurfactor stroming staat voor alle aspecten die samenhangen met het hydrologische regime. Substraat staat voor het fysische habitat van de beekbodem en de oever. In natuurlijke meanderende systemen is er een grote diversiteit aan verschillende substraten met grof materiaal in snelstromende delen en fijn slib op plekken waar de stroomsnelheid laag is. Mineralenrijkdom staat voor rijkdom van het ecosysteem met nutriënten, die het gevolg zijn van mineralisatie van de bodem of de toevoer vanuit het stroomgebied.

In het algemeen kan gesteld worden dat in stromende wateren gestreefd dient te worden naar een situatie met een matig dynamisch fysisch milieu, waar verschillende substraten aanwezig zijn en waar sprake is van een gevarieerd lengte- en dwarsprofiel. Daardoor is het aantal microhabitats groot, wat leidt tot een gevarieerde samenstelling van de levensgemeenschap. In deze ideale situatie wordt de chemische samenstelling van het water gekenmerkt door het goeddeels ontbreken van exogene verrijking met organisch materiaal en nutriënten.

2.3.3 DE ROL VAN NUTRIËNTEN

De stofstromen in een beekstelsysteem volgen de waterstromen. Dit geldt ook voor de nutriënten stikstof en fosfaat. De stoffen 'liften' als het ware mee met het water. In het natuurlijke beekstelsysteem is, gaande van de beekdalflanken (de hoogste punten) naar de beek, een toename van nutriënten in het afstromende water waarneembaar (Verdonschot et al., 1995). Deze toename vormt een gradiënt van voedselarm naar matig voedselrijk. Deze toename is een gevolg van een accumulatie van nutriënten die vrijkomen uit de mineralisatie van organisch materiaal en vervolgens inzigen/afstromen. Ook in de beek of rivier gaande van bron naar benedenstrooms neemt de voedselrijkdom, eveneens door accumulatie van toestromende stoffen, toe. Invallend blad speelt hierin in de bovenstroomse delen van het stroomgebied de belangrijkste rol. Door de opname van nutriënten door vegetatie en algen treden tevens kringlopen van stoffen op. Door de afstroming van water in één richting krijgen deze kringlopen de vorm van spiralen. De plantaardige productie staat aan de basis van deze stofkringloop. Dieren gebruiken planten weer als voedsel. Na uitscheiding of sterfte van het organisme worden deze stoffen weer gemobiliseerd, om vervolgens verder benedenstrooms opnieuw in de voedselketen te worden opgenomen (nutrient spiralling; Wallace et al. 1977).

Van nature komen fosfor en stikstof dus niet evenredig verdeeld over een stroomgebied en dus de verschillende stromende watertypen voor. De randen van het stroomgebied (waterscheiding) en andere hoog gelegen delen (infiltratiegebieden) bestaan uit ondiep grondwater of oppervlakkig afstromend water. Deze wateren zijn in het algemeen voedselarm (oligotroof), omdat neerslag hier de belangrijkste bron van stoffen en water vormt. De bron van een beek is vaak gelegen in een kwelgebied. Hier vormt grondwater een belangrijke aanvullende bron van water en stoffen. Omdat grondwater van nature een beperkte hoeveelheid opgeloste stikstof- en fosforverbindingen bevat, is de omgeving van de bron oligo- tot mesotroof. Ook spelen processen in de beek of rivier zelf een rol. De beek wordt bovenstrooms gevoed met grof organisch materiaal. Naarmate dit materiaal stroomafwaarts wordt verplaatst, breekt het verder af en komen steeds meer oplosbare verbindingen vrij. In de bovenloop en de middenloop resulteert dit in matig voedselrijke (mesotrofe) omstandigheden. Benedenlopen en rivieren zijn van nature dikwijls matig voedselrijk tot voedselrijk (eutroof).

De trofiegraad van de beek of rivier wordt ook sterk bepaald door de bodemsamenstelling in het stroomgebied. Door transport door of over de bodem worden oplosbare stikstof- en fosforverbindingen uit de bodem aan het water toegevoegd. Fosfaat kan worden gebonden aan bodemdeeltjes, maar de mate waarin dat gebeurt, is sterk afhankelijk van de bodemsamenstelling. Bij voeding met grondwater uit kalkrijkere bodems is het water matig voedselrijk of mesotroof. Zandgrond die arm is aan ijzer of aluminium, en ook nog kalkarm, is vrij snel verzadigd. In 1990 bleek reeds 53% van het totale maïs- en grasland areaal in de zandgebieden fosfaatverzadigd (Breeuwsma et al. 1990). Hier spoelt een groot deel van het fosfaat die als bemesting wordt toegediend uit naar het grondwater. Stikstof wordt nauwelijks gebonden waardoor het in de vorm van nitraat uitspoelt. Bij een hoge grondwaterstand in de percelen of langs de beek kan denitrificatie optreden waardoor een (groot) deel van de stikstof als stikstofgas (N_2) naar de lucht verdwijnt.

Antropogene toename van nutriënten treedt dus op als gevolg van uit- en afspoeling van landbouwgronden en door lozingen van bijvoorbeeld effluent. Deze onnatuurlijke toevoer van nutriënten naar de stromende wateren heeft effect op processen in de beek en op de levensgemeenschap (Verdonschot et al., 2002). Eutrofiëring in beken en rivieren kan leiden tot:

- Verhoogde primaire productie, bijvoorbeeld overmatige draadalgengroei (algenbloei);
- Verhoogde afbraaksnelheid van organisch materiaal;
- Zuurstoftekort;
- Verandering in samenstelling algengemeenschap;
- Verandering in de soortensamenstelling van overige groepen zoals een toename van het aantal filtreerders (macrofauna die fijn organisch materiaal uit het water filtert).

Om watertype specifieke normen te kunnen vaststellen voor nutriëntengehalten in stromende wateren is het noodzakelijk te weten welke processen beïnvloed worden door veranderingen in nutriëntengehalten en -toevoer en andersom. De processen in stromende wateren zijn duidelijk anders dan die in stilstaande wateren, doordat afvoer een grote rol speelt. Er vindt constant transport plaats van stoffen. Om een constant nutriëntengehalte te hebben moet de aan- en afvoer van nutriënten gelijk zijn. Afvoerpieken kunnen het hele systeem verstoren waarna het zich weer herstelt gedurende een periode met basisafvoer. Doordat het systeem dynamisch is, zijn fysische, chemische en ecologische processen en de relaties tussen deze processen complex.

2.3.4 CONCLUSIES

Onder de groep van de stromende wateren vallen zowel beken als rivieren. Er bestaan grote verschillen in ecologie in bronnen, boven-, midden- en benedenlopen en riviertjes. De sturende factoren zijn afhankelijk van het ecologisch niveau dat wordt nagestreefd en het type stromend water. In het algemeen geldt dat naarmate de stroomsnelheid lager is en het water breder, nutriënten een grotere rol spelen. In laaglandbeken zullen daarom problemen met nutriënten relatief meer bovenstrooms optreden dan in heuvellandbeken. Hydromorfologische aantasting van beken leidt tot een verruiming van het beekprofiel en tot een vertraging van de afvoer. Beide ingrepen veranderen een stromend water in een meer op een stilstaand water gelijkend type. De nutriëntenspiralen verworden meer tot nutriëntenkringlopen. Daarmee worden deze hydromorfologisch aangetaste stromende wateren dus gevoeliger voor nutriënten.

2.4 ZOUTE WATEREN

2.4.1 INLEIDING

Net als in zoete wateren wordt in zoute wateren de groei van algen door veel factoren beïnvloed, maar de belangrijkste sturende variabelen zijn licht en voedingsstoffen, en dan vooral stikstof en fosfor. Bij voldoende licht kan de groei van algen worden geremd door die voedingsstof, die het minst beschikbaar is. Stikstof wordt in de zoute wateren algemeen gezien als het meest sturende element, in tegenstelling tot de zoete wateren waar fosfor veelal bepalend is voor de algengroei. Dit verschil wordt veroorzaakt door een aantal factoren:

- Chemisch: van nature is de concentratie stikstof ten opzichte van de concentratie fosfor in zeewater veel lager dan in zoete wateren (Valiela, 1984; Laane, 1992);
- Biologisch: in meren is het belang van stikstof-binding door cyanobacteriën groot, terwijl dit proces in zoute wateren nauwelijks optreedt. Als gevolg hiervan wordt, in meren, een tekort aan stikstof aangevuld door stikstof-binding en is er een grotere kans op het ontstaan van fosfor-limitatie;
- Geochemisch: In mariene sedimenten wordt fosfor gebonden gedurende de wintermaanden. Bij het stijgen van de temperatuur daalt de zuurstofconcentratie in de bodem, en neemt de sulfaatreductie in het sediment toe als gevolg waarvan fosfor weer gemobiliseerd wordt.

2.4.2 KUSTWATEREN

Als gevolg van de hiervoor genoemde processen is het typerende seizoensverloop in de kustwateren als volgt: in het vroege voorjaar begint de algenbloei als gevolg van de toenemende lichtinstraling, waarna de concentraties van alle voedingsstoffen beginnen te dalen doordat ze opgenomen worden door algen. De fosfaatconcentraties bereiken een minimumwaarde in april-mei, waarna ze weer beginnen te stijgen doordat er fosfaat vrijkomt uit het sediment. De stikstofconcentraties blijven dalen en bereiken een minimum in de zomer. De concentratie van silicaat (kieselzuur), dat nodig is voor de groei van een belangrijke groep van algen (de kieselwieren), daalt sterk in het voorjaar en blijft tot het einde van de zomer laag. Kortdurend kan fosfaat daardoor limiterend zijn voor de algengroei in het voorjaar.

Als gevolg van de sterk gedaalde fosfaatconcentraties in het zoete water, is de riviervracht van fosfaat naar zee sinds 1990 sterk gedaald. Dit is goed merkbaar in de fosfaatconcentraties in de kustzone, en leidt er toe dat de fosfaatconcentraties in de kustwateren nu aanmerkelijk lager zijn dan in voor 1990. Tegelijkertijd is de stikstofvracht vanuit het zoete water veel minder gedaald, zodat het overschot aan stikstof sterk is toegenomen. Als gevolg hiervan is de kans op het ontstaan van P-limitatie van de algengroei iets groter geworden. Dit heeft echter niet geleid tot merkbare effecten op de algenbloeien in de kustwateren.

2.4.3 WADDENZEE

De westelijke Waddenzee verschilt van de kustwateren door de relatief grote invloed van afvoeren vanuit het IJsselmeer en doordat de uitwisseling met het sediment ook een grote rol speelt. Hier lijken de algenbloeien in het voorjaar de laatste tien jaar te zijn gedaald bij recent onderzoek door NIOZ en Alterra. In de Westelijke Waddenzee lijkt het belang van fosfaatlimitatie in het voorjaar te zijn toegenomen. De daling van de fosfaatconcentraties heeft ertoe geleid dat de fytoplanktonconcentraties dalen en dat sinds 1990-1995 ook de primaire productie afneemt. Verder lijkt er vanaf 1990 lijkt een lichte afname in de bloeiduur van de schuimalg *Phaeocystis* op te treden. Complicerende factor is dat, naast nutriënten, diverse andere factoren van invloed zijn op de algengroei. Lichtbeperking speelt een rol,

en er zijn veranderingen opgetreden in de troebelheid sinds 1990. Daarnaast is aangetoond dat begrazing van het fytoplankton door de grote hoeveelheid schelpdieren in de westelijke Waddenzee eveneens van invloed is op de algenbiomassa. Daarnaast wordt er door diverse onderzoekers gewezen op het belang van de import van organisch materiaal, vanuit de productieve kustzone van de Noordzee (o.a. resultaat van algenproductie in de kustzone), voor de productiviteit van de westelijke Waddenzee. Er zijn dus meerdere factoren die veranderd zijn sinds 1990, en het is daarom op dit moment lastig een eenduidig antwoord te geven op de vraag in hoeverre de sterk dalende fosfaatbelasting de productiviteit in de westelijke Waddenzee heeft beïnvloed.

2.4.4 CONCLUSIES

Verschillende natuurlijke factoren zorgen ervoor dat, in tegenstelling tot zoete wateren niet fosfor, maar stikstof in zoute wateren de belangrijkste algengroei beperkende voedingsstof is.

3

STILSTAANDE GEBUFFERDE WATEREN

Bijdragen van: Rob Portielje en Paul Boers (RWS RIZA)

3.1 INLEIDING

Binnen de groep van de stilstaande gebufferde wateren worden op basis van morfologische en fysisch/chemische kenmerken 15 verschillende natuurlijke watertypen onderscheiden (Van der Molen, 2004a en Elbersen et al., 2003). In Nederland is voor slechts 3 van deze 15 typen de natuurlijke vorm (nog) aanwezig. De overige wateren in de categorie 'stilstaande gebufferde wateren' zijn sterk veranderd of kunstmatig (tabel 3.1).

TABEL 3.1 WATERTYPEN STILSTAANDE GEBUFFERDE WATEREN

Cluster	KRW-type	Aantal in Nederland*			Voorbeeld
		natuurlijk	sterk veranderd	kunstmatig	
Gebufferde ondiepe plassen	M5: Ondiepe lijnvormig water, open verbinding met rivier/geïnnundeerd	0	0	1	
	**M11: Kleine ondiepe gebufferde plassen	4	4	7	Wijde of Bovenste Blik
	M14: Ondiepe (matig grote) gebufferde plassen	2	10	2	Veluwemeer
	**M22: Kleine ondiepe kalkrijke plassen	1	0	0	Duinplassen Goeree
	M23: Ondiepe kalkrijke (grotere) plassen				
	**M25: Ondiepe laagveenplassen	0	1	5	Loosdrechtse Plassen
	M27: Matig grote ondiepe laagveenplassen	0	2	5	Sneekmeer
Gebufferde diepe plassen	**M16: Diepe gebufferde meren	0	0	12	Schoonewoerdse wiel
	M20: Matig grote diepe gebufferde meren	0	2	9	Vinkeveense plassen
	M21: Grote diepe gebufferde meren	0	2	0	Markermeer IJsselmeer
	**M24: Diepe kalkrijke meren				
	**M28: Diepe laagveenmeren				
Brakke en zoute wateren	M30: Zwak brakke wateren	0	5	11	Noordzeekanaal, IJ, Bovendiep
	M31: Kleine brakke tot zoute wateren	0	2	1	Het Paardengat
	M32: Grote brakke tot zoute wateren	0	2	0	Grevelingenmeer en Veerse meer

*Alleen wateren in stroomgebieden Rijn en Maas

**Watertypen met een oppervlak kleiner dan 50ha. Rapportage van wateren die tot deze typen behoren is niet noodzakelijk in het kader van de KRW.

3.2 WERKWIJZE

3.2.1 AFLEIDING OP BASIS VAN RELATIE TUSSEN CHLOROFYL EN NUTRIËNTEN CONCENTRATIES

De ecologische kwaliteit van de natuurlijke wateren dient in 2015 te voldoen aan de Goede Ecologische Toestand (GET). De ondergrens van de GET is de klassegrens tussen matig en goed. Voor het bepalen van de biologische kwaliteit zijn voor de M-typen maatlatten ontwikkeld voor 4 biologische kwaliteitselementen (Royal Haskoning, 2005; Van der Molen & Pot, 2006a):

- fytoplankton met als deelmaatlatten: concentratie chlorofyl-a, bloeien (soortensamenstelling-negatieve soorten) en sieralgen (soortensamenstelling-positieve soorten);
- macrofyten en fyto benthos (positieve indicatoren en negatieve indicatoren);
- macrofauna;
- vissen.

De relatie van nutriënten met een maatlatscore voor macrofauna, vis en in mindere mate macrofyten en fyto benthos verloopt grotendeels indirect. Voor macrofyten is het doorzicht van groot belang en dit geldt vooral voor de mate waarin ondergedoken waterplanten kunnen voorkomen. De chlorofylconcentratie, die vooral afhangt van de beschikbaarheid van nutriënten, is in stilstaande wateren de meest bepalende factor voor het doorzicht. Macrofauna en vissen zijn vervolgens weer sterk afhankelijk van de macrofyten in de vorm van habitat, schuilplaats, voedsel etc. Nutriënten werken dus voornamelijk via chlorofyl door in de andere kwaliteitselementen. Afleiding van normen voor nutriënten op basis van het GET voor chlorofyl zou dus moeten garanderen dat nutriënten niet de goede toestand voor de andere kwaliteitselementen in de weg staan. Een voordeel van het afleiden van nutriëntennormen met behulp van chlorofyl is dat hiervan de meeste data aanwezig zijn en dat de correlatie tussen chlorofyl en fosfaat en stikstof het beste is.

3.2.2 BESCHIKBARE GEGEVENS

Het ontbreekt aan meetgegevens van de onbeïnvloede situatie of de natuurlijke achtergrond voor de Nederlandse wateren. Ook zijn er onvoldoende gegevens van vergelijkbare gebieden buiten Nederland beschikbaar om aan de hand daarvan een norm voor nutriënten te kunnen afleiden. Om toch tot een nutriëntennorm te komen, horend bij de grens tussen een goede en een matige ecologische toestand, is daarom gebruik gemaakt van meetgegevens van voornamelijk sterk veranderde wateren in Nederland. De afleiding van GET-waarden voor N en P in stilstaande gebufferde wateren is gebaseerd op het onderzoek van Portielje (2005) en betreft gegevens van nutriënten en chlorofyl uit ruim 200 meren en plassen. Hierbij zijn de gegevens uitgesloten van meren en plassen (of eigenlijk meerjaren) waar de groei van algen niet door nutriënten wordt beperkt, maar door andere factoren (m.n. licht). Dit blijkt ruwweg het geval te zijn bij concentraties van totaal-P en totaal-N hoger dan respectievelijk 0,3 en 4,4 mg/l.

3.2.3 ANALYSE

In de analyse is een (statistisch) verband gelegd tussen de gemeten nutriëntenconcentraties en de concentratie chlorofyl (zomergemiddelden). Hieruit is voor de concentratie chlorofyl behorende bij het GET de bijbehorende fosfaat- en stikstofconcentraties berekend. Bij de afleiding van getalswaarden zijn de KRW watertypen zo veel mogelijk apart beschouwd. Verder is in de gegevensset van de ondiepe meren onderscheid gemaakt in heldere en troebele meren (top down controle/hysterese, zie paragraaf 2.2.3). Ondanks dat met het hiermee gemaakte

onderscheid een deel van de grote variatie rond de statistisch bepaalde relatie is verklaard, blijft er nog een zeer grote variatie over. Deze is slechts voor een beperkt deel verder te reduceren door binnen een bepaald KRW-watertype nauwkeuriger naar het effect van belangrijke bepalende factoren te kijken. In Nederland zijn meren in het algemeen niet geïsoleerd, maar maken onderdeel uit van grotere systemen, zoals boezems. De fysisch/chemische én biologische kwaliteit wordt daarmee in hoge mate bepaald door de kwaliteit van het aanvoerende watersysteem. Daarnaast wordt een groot deel van de variatie bepaald door de invloed van andere factoren (zoals weersomstandigheden) die niet watertype specifiek zijn.

3.2.4 RISICOBENADERING BIJ HET AFLEIDEN VAN DE RELATIE ECOLOGISCHE KWALITEIT: NUTRIËNTEN

Chlorofyl-a concentraties vertonen een aanzienlijke variatie tussen jaren. Deze fluctuaties kunnen het gevolg zijn van variaties in weerscondities, maar ook van variaties in het ecosysteem. Omdat deze variaties slecht te voorspellen zijn, verdient het de voorkeur uit te gaan van een aanvaardbaar geachte overschrijdingskans van de als ondergrens van het GET aangewezen waarde. Met behulp van de frequentieverdelingen van de chlorofyl: P en chlorofyl: N ratio's voor de verschillende meertypen met onderscheid naar troebele en heldere toestand zijn de 90 percentielen bepaald. Hieruit zijn vervolgens de fosfaat- en stikstofconcentraties berekend die dus overeenkomen met een kans van 90% op het behalen van het GET. Deze exercitie is ook uitgevoerd voor kansen van 10 en 50% dat de GET wordt gehaald. De hiermee corresponderende getalswaarden voor nutriënten zijn opgenomen in bijlage 2.

3.3 RESULTATEN

Zoals hiervoor uiteengezet, is vanwege de grote natuurlijke variabiliteit in de relaties tussen stuurvariabelen en ecologische doelvariabelen uitgegaan van een risicobenadering bij het afleiden van de relaties tussen chlorofyl en nutriënten (paragraaf 3.2). Dit gebeurt door van de frequentieverdelingen van chlorofyl : nutriënten ratio's, per type en met onderscheid naar heldere en troebele meren de 90 percentielen te bepalen. Op basis van deze percentielen wordt dus uit een doelstelling voor chlorofyl de bijhorende fosfaat- en stikstofconcentratie bepaald met een kans van 90% dat deze ecologische doelstelling behaald wordt. De doelstelling die hierbij wordt gehanteerd is de ondergrens van het GET. Deze is afhankelijk van het watertype²:

- 30 µg/l chlorofyl (ondiepe zoete meren);
- 14,5 µg /l chlorofyl (diepe zoete meren);
- 60 µg /l chlorofyl (brakke wateren).

In tabel 3.2 zijn voor de watertypen waarvan data beschikbaar zijn de chlorofyl : P en N ratio's weergegeven bij de 90 percentielen. Tevens zijn de hieruit berekende fosfaat- en stikstofnormen weergegeven. Bij de ondiepe meren is onderscheid gemaakt in heldere en troebele meren (meer en minder dan 60 cm doorzicht). Er is voor een grens van 60 cm gekozen, omdat er bij deze waarde een duidelijk knippunt ligt in de relatie tussen de Chl-a / nutriënten ratio en het doorzicht (zie Figuur 2-3 in hoofdstuk 2).

² Het is niet ondenkbaar dat de hier gegeven waarden nog veranderen. Uit de intercalibratie volgt dat de hier gehanteerde normen voor chlorofyl mogelijk wat aan de hoge kant zijn en dat waarden van respectievelijk 30 µg/l en 12,5 µg/l voor ondiepe en diepe meren meer in overeenstemming zijn. Daarnaast zal voor het doorzicht mogelijk een GET van 0,9m worden gehanteerd in de ondiepe meren (traject 'overige fysisch-chemische parameters; Evers in prep.'). Als beide veranderingen worden doorgevoerd, zal het uiteindelijke effect op de voorgestelde normen voor nutriënten gering zijn.

TABEL 3.2

BEREKENDE ZOMERGEMIDDELTE TOTAAL-P EN N CONCENTRATIES WAARBIJ IN HELDERE MEREN (DOORZICHT > 0,6M) DE KANS OP HET BEHALEN VAN HET GET VOOR CHLOROFYL-A 90% BEDRAAGT. n GEEFT HET AANTAL MEER-JAREN WEER

Type	chl-norm (GET)	chl:P ratio	n	tot-P norm (mg/l)	chl:N ratio	n	tot-N norm (mg/l)
M11	30	857	61	0,100	79,8	80	1,52
M14	30	719	183	0,077	59,5	216	1,51
M16	14,5	385	62	0,038	54,1	67	0,94
M20	14,5	421	286	0,034	45,2	329	0,99
M25	30	941	154	0,068	74,2	185	1,27
M27	30	1181	463	0,055	73,7	478	1,28
M30/M31	60	528	37	0,114	54,9	91	1,76

Doordat niet van alle meertypen voldoende goede data beschikbaar zijn, is clustering van watertypen noodzakelijk om normen voor stikstof en fosfaat af te kunnen leiden voor alle watertypen. De volgende clustering van watertypen wordt voorgesteld:

- de gebufferde ondiepe plassen (M5, M11, M14, M22, M23, M25 en M27);
- de gebufferde diepe plassen (M16, M20, M21, M24 en M28);
- de brakke en kleine zoute wateren (M30 en M31) en de grote zoute meren (M32)

Wanneer voor een type uit een cluster unieke getalswaarden zijn berekend dan worden deze overgenomen. Voor de watertypen waarbij dit niet het geval is wordt een range van de binnen het cluster afgeleide waarden gehanteerd. Voor type M32 blijkt het niet mogelijk te zijn aan de hand van meetgegevens normen af te leiden. In Nederland worden alleen de (sterk veranderde) wateren Grevelingenmeer en Veerse meer tot dit type gerekend. In de gegevens van deze twee wateren kon geen goed statistisch verband tussen nutriënten en biologische kwaliteitselementen worden aangetoond. In het MEP/GEP traject zullen normen worden afgeleid die vooral zijn gebaseerd op de voor de kustwateren afgeleide waarden, waarbij rekening zal worden gehouden met de specifieke omstandigheden (ontbreken getij). Voor het moment wordt er daarom voor gekozen voor het type M32 geen GET-waarden af te leiden, maar voorlopig de waarden voor M30/31 over te nemen.

3.4 ONZEKERHEDEN EN LEEMTEN IN KENNIS

Voor het afleiden van referentiewaarden voor fosfaat en stikstof voor de Nederlandse stilstaande wateren kunnen het beste gegevens van schone, niet gebiomanipuleerde wateren worden gebruikt. Deze zijn echter niet meer aanwezig in Nederland en voor zover nog aanwezig in de ons omringende landen is het onbekend hoe representatief deze zijn voor de Nederlandse situatie. Om deze reden is gekozen om door een risicoanalyse te onderzoeken bij welke stikstof en fosfaatwaarden het GET haalbaar is in de Nederlandse stilstaande wateren. Besloten is om een kans van 90% op het behalen van het GET voor chlorofyl als uitgangspunt te nemen (zie paragraaf 1.3).

De normen voor fosfaat en stikstof zijn afgeleid op basis van het behalen van het GET voor chlorofyl. Chlorofyl werkt bij de hier behandelde watertypen via het doorzicht door in de kwaliteit van de andere elementen; macrofyten/fytobenthos, macrofauna en vissen. Aangenomen is dat bij een goede toestand voor chlorofyl, nutriënten een goede toestand voor de andere kwaliteitselementen niet in de weg staan. Voldoende geschikte data om deze aanname te testen zijn echter niet aanwezig.

Van sommige watertypen zijn geen gegevens beschikbaar. Voor deze watertypen zijn op basis van de getalswaarde van goed vergelijkbare watertypen ranges van getalswaarden afgeleid. Op voorhand kan niet worden aangegeven of de ondergrens GET voor een specifiek watertype aan de onder- of aan de bovenkant van deze range ligt.

3.5 SAMENVATTING

Voor het bepalen van fosfaat en stikstofnormen voor de natuurlijke zoete gebufferde meren is het GET voor chlorofyl als uitgangspunt gekozen. Uit een multi-lake analyse van monitoringsgegevens zijn per meertype rekenregels afgeleid voor de zomergemiddelde chlorofyl-a concentratie als functie van de fosfaat- en stikstofconcentratie, gegeven een zekerheid waarmee het GET gehaald wordt. Chlorofyl-a concentraties vertonen een aanzienlijke variatie tussen jaren. Deze fluctuaties kunnen het gevolg zijn van variaties in weerscondities, maar ook van variaties in het ecosysteem. Omdat deze variaties slecht te voorspellen zijn verdient het de voorkeur uit te gaan van een aanvaardbaar geachte overschrijdingskans van de als ondergrens van de GET aangewezen waarde.

De afgeleide normen voor fosfaat en stikstof in ondiepe meren zijn aanzienlijk hoger bij de heldere meren dan bij de troebele meren als gevolg van top-down controle (zie bijlage). Nutriënten mogen het bereiken van het GET niet in de weg staan. Gekozen is om de normen zoals afgeleid voor de heldere meren te gebruiken (tabel 3.2). Binnen de bandbreedte van nutriëntenconcentraties waar zowel de heldere als de troebele toestand kan bestaan, kan met effectgerichte maatregelen het systeem van de troebele naar de heldere toestand worden gestuurd. Omdat fosfaat in zoete meren meestal het beperkende element is, ligt sturing op stikstof om de gewenste maatlatsscore voor chlorofyl-a te halen voor een meerderheid van de meren minder voor de hand. Echter, voor sommige individuele meren is dit wel een optie.

Tabel 3.3 bevat per meertype en per cluster van meertypen een overzicht van de afgeleide normen, te weten de getalswaarden behorend bij een overschrijdingskans van de chlorofyl-a ondergrens van de GET van 90%. Niet voor alle watertypen waren typespecifieke gegevens beschikbaar om normen af te leiden. Voor deze wateren zijn normen afgeleid door middel van clustering van vergelijkbare watertypen. De norm is dan een range van getalswaarden van de watertypen uit hetzelfde cluster waarvoor wel normen zijn afgeleid. Als clusters zijn daarbij onderscheiden:

- gebufferde ondiepe plassen (M5, M11, M14, M22, M23, M25 en M27);
- gebufferde diepe plassen (M16, M20, M21, M24 en M28);
- brakke en kleine zoute wateren (M30 en M31) en grote zoute meren (M32).

Uit tabel 3.3 blijkt dat de afgeleide norm voor fosfaat (en stikstof) om met een waarschijnlijkheid van 90% te voldoen aan de GET voor alle meertypen behoorlijk lager ligt dan de huidige MTR waarden van respectievelijk 0,15 mg P/l en 2,2 mg N/l. Deze bovengrens is ook laag ten opzichte van de huidige zomergemiddelde concentraties in veel Nederlandse meren. Vooral voor de diepe plassen zijn de getalswaarden een stuk strenger dan de huidige MTR waarden.

TABEL 3.3

NORMEN PER MEERTYPE MET EEN ZEKERHEID VAN 90% DAT HET GET VOOR CHLOROFYL GEHAALD WORDT. HET BETREFT ZOMERGEMIDDELTE WAARDEN (PERIODE APRIL TOT EN MET SEPTEMBER). ONDERSTREEPT IS HET NUTRIËNT DAT HET MEEST BEPERKEND IS VOOR DE GROEI VAN ALGEN

Type	tot-P norm (mg P/l)	tot-N norm (mg N/l)
M11	0,10	1,5
M14	<u>0,08</u>	1,5
M16	<u>0,04</u>	0,9
M20	<u>0,03</u>	1,0
M25	<u>0,07</u>	1,3
M27	<u>0,06</u>	1,3
M30/M31 en M32*	0,11	<u>1,8</u>
Ondiepe plassen (M5, M22, M23)	<u>0,06-0,10</u>	1,3-1,5
Diepe plassen (M21, M24, M28)	<u>0,03-0,04</u>	0,9-1,0

* In Nederland behoren Het Veerse Meer en het Grevelingenmeer tot het type M32. Dit zijn sterk veranderde wateren waardoor afleiding van een GET-waarde niet mogelijk is. Voorlopig worden ze ingedeeld bij M30/M31. Bij de MEP/GEP-afleiding voor beide waterlichamen kunnen de normen zoals afgeleid voor Kust- en Overgangswateren als basis dienen (zie hoofdstuk 7)

4

STILSTAANDE ZWAK GEBUFFERDE WATEREN

Bijdragen van: Piet Verdonschot (Alterra) en Herman van Dam (Waternatuur)

4.1 INLEIDING

Dit hoofdstuk bevat voorstellen voor getalswaarden voor de ondergrens van de GET voor nutriënten, beperkt tot de stikstof en fosfor parameters, voor natuurlijke, kleine en matig grote, zwak gebufferde en zure KRW typen in Nederland. Binnen de groep van de stilstaande zwak gebufferde wateren worden op basis van morfologische en fysisch/chemische kenmerken 5 verschillende natuurlijke watertypen onderscheiden (Van der Molen, 2004a en Elbersen et al., 2003). In Nederland is voor 2 van deze 6 typen de natuurlijke vorm (nog) aanwezig. De overige wateren in de categorie 'stilstaande zwak gebufferde wateren' zijn sterk veranderd of kunstmatig (tabel 4.1).

TABEL 4.1 WATERTYPEN ZWAK GEBUFFERDE EN ZURE Plassen

KRW-type	Aantal in Nederland*			Voorbeeld
	natuurlijk	sterk veranderd	kunstmatig	
**M12: Kleine ondiepe zwak gebufferde plassen (vennen)	12	16	4	Beuven
**M13: Kleine ondiepe zure plassen (vennen)	2	6	4	Hoogveen Reuselse Moeren
**M17: Diepe zwak gebufferde meren	0	0	3	IJzeren Man
**M18: Diepe zure meren	0	0	0	
**M26: Ondiepe zwak gebufferde hoogveenplassen/vennen	0	5	1	Bargerveen

* alleen wateren in stroomgebieden Rijn en Maas

**Watertypen met een oppervlak kleiner dan 50 ha. Rapportage van wateren die tot deze categorie behoren is niet noodzakelijk in het kader van de KRW.

Door het niet of nauwelijks voorkomen van diepe zwak gebufferde en zure meren (M17 en M18) is het niet mogelijk om voor deze typen specifieke normen af te leiden. Voor de nutriëntenormering zou rekening gehouden moeten worden met alle in de KRW genoemde organismegroepen. Voor fytoplankton en vissen is dit niet haalbaar gebleken. De resultaten zullen daarom in toekomst ook getoetst moeten worden aan de eisen die deze organismegroepen stellen. De getalswaarden voor nutriënten in vennen zijn met behulp van 2 onderzoeken vastgesteld. Eén onderzoek betreft de afleiding op basis van macrofauna en fyto bentos (Verdonschot) en één op basis van macrofyten (Van Dam).

4.2 WERKWIJZE

4.2.1 MACROFAUNA EN FYTOBENTHOS

Bij de afleiding op basis van macrofauna en fyto benthos zijn gegevens gebruikt van representatieve wateren met voor de analyse benodigde kwaliteit behorende in KRW termen tot Matig (MET), Goed (GET) of Zeer Goed (ZGET) en waarvan biologische en chemische gegevens beschikbaar zijn. Er is een aantal waterbeheerders benaderd om deze gegevens te leveren.

Voor de analyse hebben de volgende beheerders data aangeleverd:

- Waterschap Hunze en Aa's;
- Oost-Brabant (Waterschap Aa en Maas en de Dommel);
- Waterschap Regge en Dinkel;
- Waterschap Reest en Wieden;
- Waterschap Velt en Vecht;
- waterschap Peel- en Maasvallei;
- waterschap Veluwe (alleen chemisch).

Tabel 4.2 geeft de verdeling van de monsters over de verschillende beheersgebieden en organismegroepen weer.

TABEL 4.2

VERDELING VAN BESCHIKBAAR GESTELDE MONSTERS DOOR WATERBEHEERDERS

Taxongroep	Watertype	H&A	OB	R&D	R&W	V&V	WPM	Totaal
diatomeeën	ven	8	79	92	48	32		259
macrofauna	ven	24	49	177	70	42	192	554
diatomeeën	grote diepe plas			1				1
macrofauna	grote diepe plas			13				13
diatomeeën	kolk			1				1
diatomeeën	poel			11				11
macrofauna	poel			64				64
diatomeeën	petgat				6			6
macrofauna	petgat				77			77

Naast de biologische monsterinformatie hebben de waterbeheerders een groot aantal fysisch-chemische metingen beschikbaar gesteld.

Er is gekozen om voor de analyse uit te gaan van de macrofauna (meeste monsters beschikbaar) en de diatomeeën (in theorie meest gevoelige groep voor nutriëntenniveaus). Voor de macrofauna en de diatomeeën zijn alle gegevens taxonomisch afgestemd en samengevoegd per organismegroep. Voor de nutriënten zijn alle metingen van totaal fosfaat en totaal stikstof uit de database gehaald, gestandaardiseerd en opgeschoond. De grote, diepe plassen en de gebufferde wateren zijn niet meegenomen in het verdere onderzoek. Vervolgens zijn alle zure vennen geselecteerd op basis van een watertype toekenning ven en een gemiddelde pH waarde kleiner dan 4,5. Deze monsters zijn gecodeerd als M13. De monsters met een watertype toekenning ven en poel en een pH groter dan 4,5 zijn geclassificeerd als M12 en M26. Het onderscheid tussen beide typen is gebaseerd op de aanwezige soorten.

Voor ieder macrofauna- en diatomeeënmonster is vervolgens de KRW type specifieke maatlat toegepast. Alleen monsters die scoorden in de ecologische kwaliteitsklasse MET, GET of ZGET zijn geselecteerd. Voor deze monsters zijn per ecologische kwaliteitsklasse de 10-, 25-, 50- (mediaan), 75- en 90-percentiel berekend. Als grens tussen de MET en GET klasse is de

laagste waarde van de 10-percentiel van de MET gebaseerd op macrofauna en die op diatomeeën, genomen. De waarde kleiner dan de 10-percentiel houdt in dat dan met 90% zekerheid de GET toestand kan worden bereikt. Vervolgens wordt voor de GET-ZGET grens een waarde gezocht in de berekende ranges die met 90% zekerheid tot de ZGET gerekend kan worden.

4.2.2 MACROFYTEN

In recent onderzoek aan Brabantse vennen is gebleken dat de KRW-typologie voor vennen niet helemaal voldoet (Grontmij/AquaSense en Alterra, 2005). Daarom is het type (M12) daar opgesplitst in een type zwak gebufferde vennen (sensu stricto) M12z (alkaliniteit 0,1-2 meq/l) en zeer zwak gebufferde vennen M12zz met een alkaliniteit van 0,1 – 0,5 meq/l. De alkaliniteitstrajecten van deze (sub)typen overlappen elkaar gedeeltelijk, maar het onderscheid wordt vooral ook aan de hand van de vegetatie gemaakt. In beide (subtypen) kunnen soorten als waterlobelia en grote biesvaren voorkomen, maar in M12z ontbreekt een hele reeks soorten als stijve moerasweegbree, ondergedoken moerasscherm, teer vederkruid, etc. Bij de hier gerapporteerde analyses op basis van macrofyten zijn binnen het type M12 (vennen) de zeer zwak gebufferde vennen (type M12zz) daarom apart in beschouwing genomen.

Voor de analyses op basis van macrofyten is gebruik gemaakt van gegevens van vennen uit Drenthe, Overijssel en Noord-Brabant (tabel 4.3), waarvan zowel gegevens over de vegetatie als over de nutriëntenconcentraties beschikbaar zijn. Samen geven die een vrij goed beeld van de variatie in de Nederlandse vennen. Naast de nutriënten (diverse stikstof- en fosfaatfracties) is ook de alkaliniteit in de analyse betrokken. De alkaliniteit ligt niet alleen aan de basis van de indeling van de typen M12 en M13, maar wordt vooral bepaald door de concentratie bicarbonaat, die weer gerelateerd is aan de beschikbaarheid van koolstof voor de plantengroei. Koolstof is in vennen naast fosfaat en stikstof vaak limiterend voor de plantengroei (zie ook paragraaf 2.2.4). In plaats van nitraat is de som van nitraat- en nitriet gebruikt, omdat deze vaak gezamenlijk worden bepaald en de concentratie nitriet (zeker in vennen) meestal verwaarloosbaar is.

Daarnaast is nog de verhouding van nitraat + nitriet tot de totale hoeveelheid anorganische stikstof (nitraat + nitriet + ammonium) berekend, omdat soorten die profiteren van waterverzuuring vaak in staat zijn om ammonium te verdragen en soorten die verdwijnen bij waterverzuuring daar niet toe in staat zijn. In sterk verzuurde wateren is anorganische stikstof hoofdzakelijk als ammonium aanwezig.

De macrofyten scores zijn steeds berekend uit eenmalige vegetatieopnamen van het vermelde jaar. De bijbehorende nutriëntenconcentraties zijn gemiddelden over het betreffende jaar. Voor de berekening van deze gemiddelden waren 1 tot 14 (mediaan 2) waarnemingen per jaar beschikbaar.

TABEL 4.3

VERDELING VAN BESCHIKBARE VEGETATIEMONSTERS PER TYPE EN PROVINCIE

Type	Periode	Drenthe	Overijssel	Noord-Brabant	Totaal
M12	2003		32	25	57
M12zz	2000			29	29
M13	1985-2004		28	19	47
M26	1985-2004	18	6	7	31

Van alle nutriëntenparameters is de verhouding van het gemiddelde en de mediaan berekend. Deze is voor alle parameters steeds beduidend groter dan 1, wat erop wijst dat de waarnemingen scheef (niet normaal) zijn verdeeld. Daarom zijn percentielen gebruikt om een overzicht te krijgen van de statistische kenmerken van de parameters per watertype. De 50-percentielen (medianen) zijn vermeld in tabel 4.4. Ter vergelijking zijn hierin overeenkomstige getallen uit het rapport 'De toestand van het Nederlandse ven' (Arts et al., 2002) vermeld.

TABEL 4.4 AANTALLEN WAARNEMINGEN EN MEDIANEN VAN MACROFYTENScores, ALKALINITEIT EN NUTRIËNTENCONCENTRATIES VAN DE VERSCHILLENDE (COMBINATIES VAN) KRW-TYPEN

Dataset	Aantal	Scores macrofyten			Alk	NH ₄	NO _x	f-NO _x	tN	oP	tP
	waarn.	Water	Oever	Totaal	meq/l	mg/l	mg/l	-	mg/l	mg/l	mg/l
M12 NB	25	0,21	0,03	0,21	0,253	0,27	0,15	0,45	2,17	0,015	0,11
M12 NB + OV	57	0,09	0,14	0,12	0,213	0,20	0,15	0,52	2,31	0,030	0,09
M12 zz	29	0,21	0,08	0,21	0,059	0,55	0,11	0,20	2,59	0,015	0,06
M13	47	0,32	0,16	0,26	0,048	0,40	0,17	0,34	2,31	0,020	0,06
M26	31	0,54	0,38	0,45	0,040	0,22	0,07	0,30	2,11	0,009	0,08
M12, M13, M26	135	0,26	0,16	0,23	0,051	0,20	0,12	0,38	2,31	0,020	0,08
M12, M12zz, M13, M26	164	0,25	0,14	0,22	0,054	0,24	0,12	0,34	2,36	0,020	0,08
Nederlandse vennen*	ca. 150				0,074	0,41			2,42		0,10

* Uit Arts et al. (2002)

De nutriëntenconcentraties van de ca 150 locaties van Arts et al. (2002) komen goed overeen met die bij alle vegetatieopnamen uit het huidige onderzoek. De mediane concentratie van de alkaliniteit lijkt in het huidige onderzoek iets lager te liggen. Grosso modo lijkt er in beide gevallen sprake te zijn van een redelijk betrouwbare steekproef van de Nederlandse vennen (in beide datasets zijn overigens veel overeenkomstige locaties opgenomen).

De mediane alkaliniteit van het type M12 in de Noord-Brabantse en Overijsselse vennen samen is met 0,21 meq/l iets lager dan in alleen de Noord-Brabantse vennen (0,25 meq/l), doordat de exemplaren van het Brabantse type M12zz in Overijssel bij het type M12 zijn gerekend. Overigens is de mediane alkaliniteit in het type M12zz met 0,06 meq/l niet veel hoger dan die in de typen M13 (0,05 meq/l) en M26 (0,04 meq/l). De mediane totaalscores van de vennen op de deelmaatlaten zijn laag. Het hoogst scoren nog de vennen van het type M26 met een mediane score van 0,45. De meeste vennen voldoen dus niet aan de Goede Ecologische Toestand. De gevonden nutriëntenconcentraties in de weinige vennen die wel voldoen aan het GET worden gebruikt voor het afleiden van de normen.

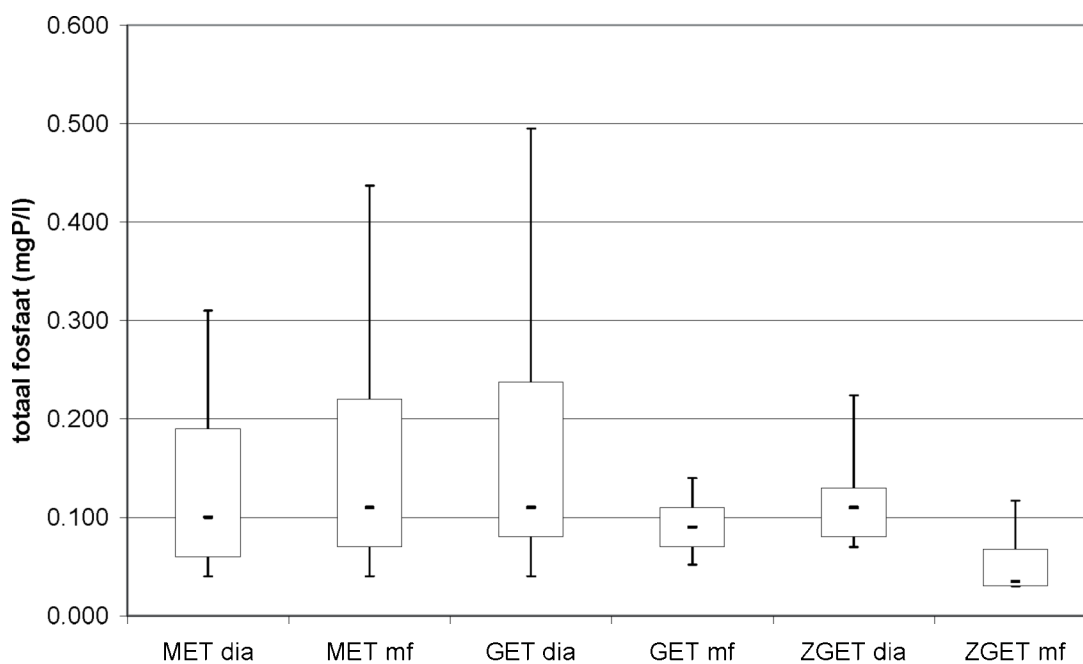
4.3 RESULTATEN

4.3.1 MACROFAUNA EN FYTOBENTHOS

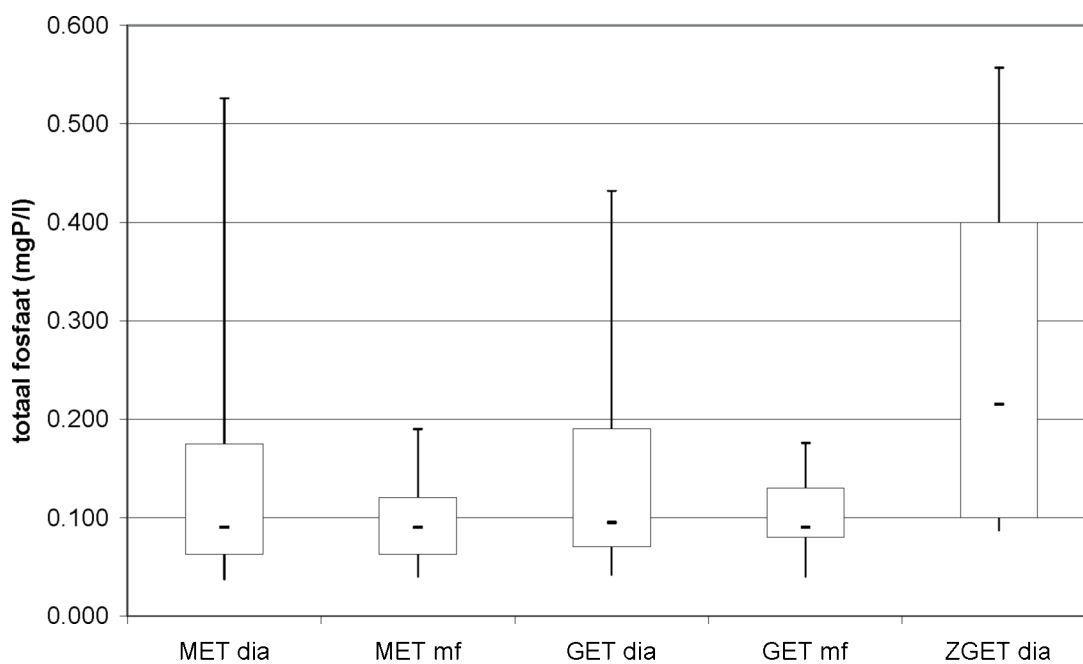
De figuren 4.1 en 4.2 geven de analyse resultaten voor totaal fosfaat grafisch weer voor respectievelijk M12 en M13. Er zijn drie opvallende patronen waarneembaar, die ook opgaan voor de niet weergegeven resultaten voor M26. Voor alle verdelingen geldt dat er zeer veel overlap tussen de EKR-klassen bestaat voor zowel macrofauna als diatomeeën gebaseerde getalsranges. Voor KRW type M12, gebaseerd op de ecologische kwaliteitsscore voor macrofauna, vertoont totaal fosfaat een afnemende trend. Voor de diatomeeën is de ZGET waarde ho-

ger dan de MET of GET waarden. Voor M13 (niet als figuur opgenomen) is dezelfde trend waarneembaar. Voor alle resultaten geldt dat de EKR klassen gebaseerd op de macrofauna strenger zijn dan die gebaseerd op de diatomeeën.

FIGUUR 4.1 DIAGRAM VAN HET TOTAAL FOSFAATGEHALTE (VERTICAAL) VOOR DE MACROFAUNA (MF) EN DIATOMEËN (DIA) VAN KRW TYPE M12 (HORIZONTAAL) BEHORENDE TOT DE KRW KWALITEITSKLASSEN MET, GET EN ZGET



FIGUUR 4.2 DIAGRAM VAN HET TOTAAL FOSFAATGEHALTE (VERTICAAL) VOOR DE MACROFAUNA (MF) EN DIATOMEËN (DIA) VAN KRW TYPE M13 (HORIZONTAAL) BEHORENDE TOT DE KRW KWALITEITSKLASSEN MET, GET EN ZGET



4.3.2 MACROFYTEN

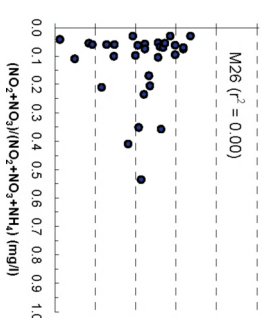
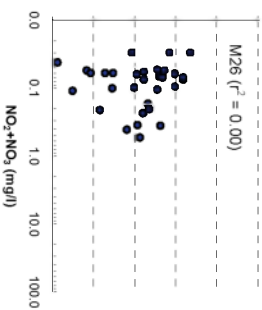
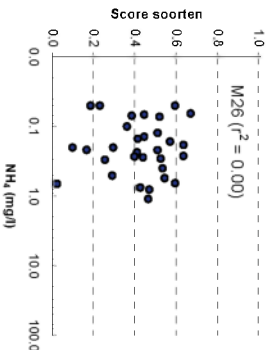
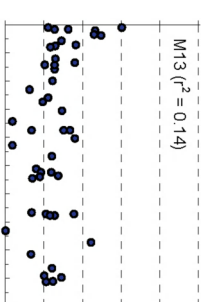
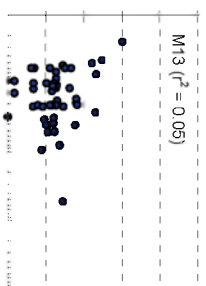
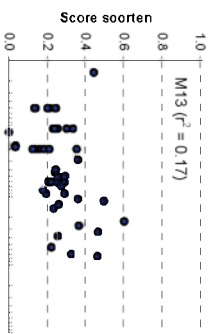
In tabel 4.5 zijn voor de verschillende typen de belangrijkste product-moment-correlaties tussen de (sub)deelmaatlaten, de alkaliniteit en de nutriëntenconcentraties weergegeven.

TABEL 4.5 CORRELATIECOËFFICIENTEN TUSSEN DE SCORES OP DE SUBDEELMAATLAT SOORTENSAMENSTELLING VAN DE MACROFYTEN ('TOTAAL') ENERGIJDS EN DE ALKALINITEIT EN NUTRIËNTENCONCENTRATIES ANDERZIJD. F-NOx = FRACTIE VAN NITRAAT EN NITRIET VAN TOTAAL ANORGANISCHE STIKSTOF. SIGNIFICANTIES: *** P < 0,001, ** P < 0,01, * P < 0,05, (*) P ≈ 0,06

Type	n	alk	NH ₄	NO _x	f-NO _x	tN	oP	tP
M12, M12zz, M13, M26	164	0,09	0,06	-0,23**	-0,17	-0,09	-0,36***	-0,07
M12, M13, M26	135	0,10	0,10	-0,29***	-0,22**	-0,11	-0,43***	-0,13
M12 (NB + Ov)	57	0,29*	-0,15	-0,21	-0,04	-0,19	-0,25 (*)	-0,07
M12 (NB)	25	-0,03	-0,34	-0,30	-0,11	-0,37 (*)	-0,28	-0,30
M12zz	29	0,09	-0,02	0,07	0,02	0,25	0,15	0,33
M13	47	0,10	0,41	-0,22	-0,37**	0,35 (*)	-0,16	0,12
M26	31	0,60***	-0,02	-0,04	-0,06	-0,60***	-0,66***	-0,60***

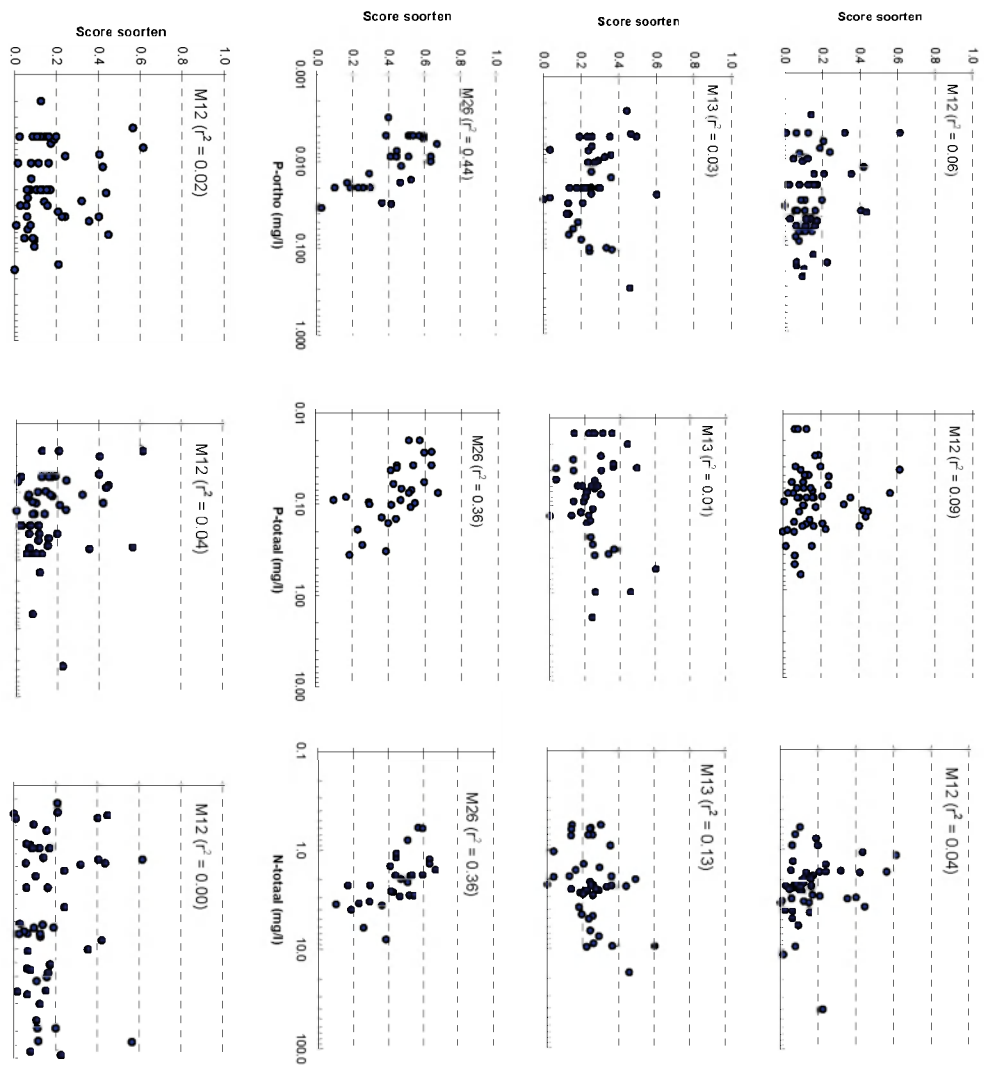
De scores op de verschillende (sub)deelmaatlaten zijn onderling in sterke mate gecorreleerd. De correlatie tussen de totaalscore en die van de water- en oeverplanten is respectievelijk 0,87 of meer en 0,62 of meer. De macrofyten scores van type M12 (voor de Brabantse en Overijsselse vennen samen) heeft een significant positieve correlatie met de alkaliniteit en een bijna significant negatieve correlatie met ortho-fosfaat. De macrofyten van subtype M12zz hebben geen significante correlaties met nutriënten. Er is een significant positieve correlatie tussen de score van de macrofyten in M13 en de ammoniumconcentratie in het water, en daardoor ook een negatieve correlatie met f-NOx en totaal-stikstof. Bij het type M26 zijn vooral de positieve correlatie van de macrofyten met de alkaliniteit en de negatieve correlaties met totaal-stikstof, totaal-fosfaat en vooral ortho-fosfaat uiterst significant.

In figuur 4.3 zijn voor de typen M12, M13 en M26 de verbanden tussen de macrofyten scores op de deelmaatlat soortensamenstelling en de nutriëntenconcentraties weergegeven. Tevens is voor elke relatie de determinatiecoëfficiënt (r²) weergegeven. Die geeft weer welke fractie van de totale variatie in de soortenscores wordt beschreven door het betreffende nutriënt. In alle gevallen is deze fractie minder dan de helft.



FIGUUR 4.3

RELATIES TUSSEN MACROFYTENScores EN NUTRIËNTCONCENTRATIES



TYPE M12 (ZWAK GEBUFFERDE VENNEN)

Het type M12 heeft geen erg duidelijke relatie met ortho- en totaal-fosfaat. Er zijn nauwelijks locaties met een goede ecologische toestand. Het lijkt erop of deze toestand slechts voorkomt bij lagere concentraties (P-ortho < 0,01 mg/l, P-totaal < 0,1 mg/l). Dit valt niet heel goed te beoordelen omdat er in de lagere concentratiebereiken problemen zijn vanwege de detectielimieten (er zijn duidelijke verticale lijnen te zien waarlangs punten zijn gerangschikt, bij P-ortho bij concentraties van 0,05 en 0,02 mg/l en bij P-totaal bij 0,13 mg/l). Lage concentraties van ortho- en totaal-fosfaat zijn overigens geen garanties voor een goede ecologische toestand. Ter vergelijking: volgens Arts (2000) en Arts et al. (2001) liggen de orthofosfaatconcentraties in de natuurlijke situatie voor dit type beneden 0,015 mg/l P, dus vergelijkbaar met de uit onze grafieken geëxtrapoleerde waarde van 0,01.

Voor totaal-stikstof en ammonium is de situatie min of meer vergelijkbaar met die van fosfaat. De paar locaties met een relatief goede kwaliteit zijn beperkt tot de vennen met concentraties van totaal-stikstof beneden 2 mg/l en ammoniumstikstof beneden 0,1 mg/l. Vooral bij ammonium zijn er ook problemen met de lage concentraties, die vaak beneden de gehanteerde detectielimieten liggen. De beste scores vinden we bij concentraties beneden 0,2 mg/l N. Met betrekking tot nitriet en nitraat komen er boven concentraties van 1 mg/l N zelfs geen vennen met een matige toestand meer voor. Arts (2000) geeft een grens van 0,35 mg/l nitraatstikstof op voor dit type. Die grens lijkt heel redelijk. Er is geen relatie tussen de fractie nitriet en nitraat van de totale hoeveelheid anorganische stikstof.

TYPE M13 (ZURE, ONGEBUFFERDE VENNEN)

Er is – uiteraard binnen de range van aangetroffen kwaliteitsscores - geen enkel verband tussen de kwaliteit van dit ventype en de concentraties van ortho- en totaal-fosfaat. Er is een positieve samenhang tussen de kwaliteitsscores en de concentraties van ammonium- en totaal-stikstof. De hoogste kwaliteiten komen voor bij de hoogste aandelen van ammoniumstikstof in de hoeveelheid anorganische stikstof.

TYPE M26 (HOOGVEENVENNEN)

Er zijn zeer significant negatieve correlaties tussen de kwaliteitsscore en de concentraties van ortho-fosfaat en totaal-fosfaat. Voor totaal-fosfaat is het verband nog duidelijker dan voor orthofosfaat. De goede ecologische toestand wordt slechts gevonden bij concentraties van P-ortho beneden ca 0,01 mg/l en concentraties van P-totaal die lager zijn dan 0,1 mg/l. Echter, niet bij alle concentraties beneden deze grenzen komt steeds de goede ecologische toestand voor. In vergelijking met de vorige ventypen liggen de concentraties van orthofosfaat duidelijk op een lager niveau.

Ook is er een significant negatieve correlatie tussen de kwaliteitsscore en de concentratie van totaal-stikstof. Boven de grens van 2 mg/l is de kwaliteit altijd beneden de maat, daaronder trouwens ook nog vaak. Het lijkt erop dat het hier vooral om organische stikstofverbindingen gaat, want er is geen eenduidig negatief verband tussen de kwaliteitsscore en de anorganische stikstofverbindingen. Uit figuur 4.3 en tabel 4.4 blijkt dat de concentraties stikstofverbindingen op een lager niveau liggen dan in de typen M12 en M13. De hoogste kwaliteitsscores komen voor bij concentraties nitriet- en nitraatstikstof beneden 0,1 mg/l, maar lage concentraties zijn zeker geen garantie voor een 'hoge' kwaliteitsscore. Anders dan bij de typen M12 en M13 is de fractie van nitraat en nitriet nauwelijks meer dan de helft van het totaal aan anorganische stikstofverbindingen.

De projectgroep Nutriënten van de Werkgroep Doelstellingen heeft gekozen voor de volgende interpretatie bij de afleiding van getalswaarden voor de verschillende typen waterlichamen: 'de kritische waarden voor nutriënten zijn zodanig dat de kans zeer groot is (90%) dat een waterlichaam daarbij in de goede ecologische toestand verkeert en daarin zal blijven.'

Uit de analyse van de hier gebruikte gegevens blijkt dat dergelijke getalswaarden voor de verschillende typen vennen niet kunnen worden gegeven. Wel is het volgende gebleken: Voor type M12 (zwak gebufferde vennen) komt de goede ecologische toestand slechts voor bij concentraties van orthofosfaat $< 0,01$ mg/l P en totaal-fosfaat $< 0,1$ mg/l P). Locaties met een relatief goede kwaliteit zijn beperkt tot de vennen met concentraties van totaal-stikstof beneden 2 mg/l en ammoniumstikstof beneden 0,05 mg/l.

Bij de zure, ongebufferde vennen (M13) is er slechts één locatie met een goede ecologische toestand. Alle andere locaties hebben een lagere kwaliteit. Daardoor zijn gefundeerde uitspraken nauwelijks mogelijk. Er is geen differentiatie naar concentraties van ortho- en totaal-fosfaat gevonden. Er is een zwak positief verband van de kwaliteit van de vegetatie met totaal-stikstof en ammonium.

In de hoogveenvennen (M26) wordt de goede ecologische toestand slechts gevonden bij concentraties van P-ortho beneden ca 0,01 mg/l en concentraties van P-totaal die lager zijn dan 0,1 mg/l. Echter, niet bij alle concentraties beneden deze grenzen komt steeds de goede ecologische toestand voor. Boven de grens van 2 mg/l totaal-stikstof is de kwaliteit altijd beneden de maat, daaronder trouwens ook nog vaak. De hoogste kwaliteitsscores komen voor bij concentraties nitriet- en nitraatstikstof beneden 0,1 mg/l, maar lage concentraties zijn zeker geen garantie voor een 'hoge' kwaliteitsscore.

4.4 ONZEKERHEDEN EN LEEFTEN IN KENNIS

De verwachting bij de analyses was tweeledig:

- het fosfaat en stikstofgehalte neemt af bij een toename van de biologische kwaliteit;
- diatomeeën zijn gevoeliger voor nutriëntenbelasting dan macrofauna.

Uit de resultaten blijkt echter dat het eerste uitgangspunt slechts ten dele kan worden bevestigd en dat dit voor het tweede in het geheel niet geldt. De resultaten vormen in feite een duidelijke illustratie van het feit dat de nutriëntenconcentraties in stilstaande, niet- of zwak gebufferde wateren beperkt sturend zijn voor de biologische kwaliteit. Andere factoren spelen ook een belangrijke rol. Het betekent ook dat de onzekerheden bij de afgeleide getalswaarden relatief groot zijn. Met de huidige, beschikbare en hier gebruikte gegevens is het echter niet mogelijk hier meer zekerheid over te verkrijgen.

Factoren die meespelen zijn:

- Niet- tot zwak gebufferde zure wateren als vennen zijn, anders dan de meeste andere Nederlandse meren zodanig arm aan koolstof, dat de beschikbaarheid van dit element meer bepalend is voor de soortensamenstelling van de vegetatie, hoewel ook in vennen stikstof en fosfor belangrijke nutriënten zijn (zie paragraaf 2.2.4).
- Nutriënten komen slechts voor een deel via de waterlaag tot beschikking van de planten. Veel soorten waterplanten zijn in staat om hun voedingsstoffen via een meer of minder uitgebreid wortelstelsel uit de bodem op te nemen. In de bodem van vennen zijn speciaal in de loop van de afgelopen eeuw, door directe beïnvloeding via bijvoorbeeld de land-

bouw, maar ook indirect door atmosferische depositie veel nutriënten, met name stikstofverbindingen, opgeslagen. Deze zijn dan nog decennia lang opneembaar voor de vegetatie. Zeer hoge correlaties tussen vegetatieparameters en nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater van vennen, in die mate dat de kwaliteit van de venvegetatie met een onzekerheid van één kwaliteitsklasse kan worden voorspeld, mogen dan ook niet worden verwacht. Eigenlijk is een correlatiecoëfficiënt van 0,66, zoals tussen de kwaliteitsscore en orthofosfaat, in dit opzicht al uitzonderlijk fraai. Dit temeer omdat het uitgangsmateriaal heterogeen is: de vegetatieopnamen zijn door verschillende waarnemers met verschillende methoden gemaakt en de meeste metingen van de nutriëntenconcentraties zijn incidenteel verricht, terwijl bekend is dat ze in de loop van een jaar sterk kunnen fluctueren.

- Verder is ook heel belangrijk dat vennen met een vegetatie die wijst op een goede of zeer goede toestand nauwelijks (meer) aanwezig zijn in Nederland en dat daardoor de gebruikte maatstaven onvoldoende kunnen worden geïjkt.

Dit alles staat nog los van het feit dat bij het afleiden van normen voor nutriënten rekening gehouden moet worden met alle in de KRW genoemde organismegroepen. Voor fytoplankton en vissen is dit niet haalbaar gebleken. De resultaten zullen daarom in toekomst ook getoetst moeten worden aan de eisen die deze organismegroepen stellen.

4.5 SAMENVATTING

4.5.1 MACROFAUNA EN FYTOBENTHOS

Voor ieder macrofauna en diatomeeënmonster is de typespecifieke KRW maatlat toegepast. Alleen monsters die scoorden in de ecologische kwaliteitsklasse MET, GET of ZGET zijn geselecteerd. Voor deze monsters zijn per ecologische kwaliteitsklasse de 10-, 25-, 50- (mediaan), 75- en 90-percentiel berekend. Als grens tussen de MET en GET klasse wordt de laagste waarde van de 10-percentiel van de MET gebaseerd op macrofauna en die op diatomeeën, genomen. De waarde kleiner dan de 10-percentiel houdt in dat dan met 90% zekerheid de GET toestand kan worden bereikt.

Uit de analyses zijn drie opvallende patronen waarneembaar: Voor alle verdelingen geldt dat er zeer veel overlap tussen de EKR klassen bestaat voor zowel macrofauna als diatomeeën gebaseerde getalsranges. Voor KRW type M12, gebaseerd op de ecologische kwaliteitsscore voor macrofauna, vertoont totaal fosfaat een afnemende trend. Voor de diatomeeën is de ZGET waarde hoger dan de MET of GET waarden. Voor M13 is dezelfde trend waarneembaar. Voor alle resultaten geldt dat de EKR klassen gebaseerd op de macrofauna strenger zijn dan die gebaseerd op de diatomeeën. De ondergrens van het GET is volgens de opgestelde criteria redelijk te bepalen. Dit geldt niet of in mindere waarde voor de bovengrens.

4.5.2 MACROFYTEN

Voor ieder macrofytenmonster is de typespecifieke KRW maatlat toegepast. Hierbij zijn alleen de deelmaatlatten soortensamenstelling waterplanten en oeverplanten meegenomen. Vervolgens zijn de nutriëntengehalten tegen de maatlatcores uitgezet en de relaties onderzocht. De beschikbare nutriëntengegevens zijn scheef verdeeld. Daarom werden de medianen van de nutriëntenconcentraties van de typen met elkaar vergeleken en zijn correlatiecoëfficiënten berekend tussen de macrofytencores op de KRW-maatlatten en logaritmisches getransformeerde nutriëntenconcentraties.

Voor de waterplanten van vennen is anorganische koolstof (naast fosfor en stikstof) meestal limiterend voor de plantengroei. Helaas zijn daarvan te weinig metingen beschikbaar. Bovendien nemen waterplanten behalve uit het water ook nutriënten op uit de lucht, de bodem of uit dierlijke organismen. Zeer hoge correlaties tussen kwaliteitsscores van macrofyten en de nutriëntenconcentraties in het water mogen dan ook niet worden verwacht.

Ondanks al deze beperkingen zijn er soms nog in verhouding hoge correlaties ($r > 0,6$) en zeer significante correlaties ($p < 0,001$) gevonden tussen de kwaliteitsscores en nutriënten, zoals orthofosfaat in de hoogveenvennen (type M26). De goede ecologische toestand komt daar slechts voor bij orthofosfaatgehalten kleiner dan 0,01 mg/l P en totaal-P beneden 0,1 mg/l. Boven de grens van 2 mg/l totaal-stikstof is de kwaliteit altijd beneden de maat, daaronder trouwens ook nog vaak.

Bij de zure, ongebufferde vennen (type M13) werden geen significante relaties gevonden tussen de kwaliteit van de macrofyten en de nutriëntenconcentraties.

Voor type M12 (zwak gebufferde vennen) komt de goede ecologische toestand slechts voor bij concentraties van orthofosfaat $< 0,01$ mg/l P en totaal-fosfaat $< 0,1$ mg/l P). Locaties met een relatief goede kwaliteit zijn beperkt tot de vennen met concentraties van totaal-stikstof beneden 2 mg/l.

4.5.3 GETALSWAARDEN GET

De afgeleiden getalswaarden op basis van macrofauna/fytobenthos en macrofyten zijn samengevat weergegeven in tabel 4.6.

TABEL 4.6

GETALSWAARDEN BEHORENDE BIJ ONDERGRENSEN GET VOOR TOTAAL FOSFAAT EN TOTAAL STIKSTOF VOOR DE KRW TYPEN M12, M13 EN M26 (JAARGEMIDDELDE WAARDEN). ONDERSTREEPT IS HET NUTRIËNT DAT HET MEEST BEPERKEND IS VOOR DE GROEI VAN PRIMAIRE PRODUCTENTEN

KRW-type	Totaal fosfaat (mg P/l)	Totaal stikstof (mg N/l)
M12	<u>0,04*</u> -0,1**	0,81*-2,00**
M13	<u>0,04*</u>	0,59*
M26	<u>0,04*-0,1**</u>	0,92*-2,00**

*getalswaarden afgeleid op basis van macrofauna en fytobenthos

**getalswaarden afgeleid op basis van macrofyten

5

KLEINE STROMENDE WATEREN

Bijdrage van Piet Verdonschot (Alterra)

5.1 INLEIDING

In dit hoofdstuk worden getalswaarden voor de GET voor totaal-fosfaat en totaal-stikstof in de natuurlijke kleine stromende wateren afgeleid (zie hoofdstuk 6 voor de grotere riviertypen). In de systematiek van de KRW worden alle stromende wateren bij de rivieren ondergebracht. Dit betekent dat alle waterlichamen, van bronnen (plaatsen waar grondwater geconcentreerd uittreedt) tot aan mondingen van de grote rivieren, tot deze categorie behoren. Voor Nederland is de KRW categorie rivieren opgedeeld in 18 KRW typen. De belangrijkste onderscheidende parameters zijn het verval (snel versus langzaam stromend), de breedte (bron, bovenloop, midden- en benedenloop, riviertje en rivier) en geologische ondergrond (kieselhoudend, kalkhoudend en organisch). Stromende wateren zijn meestal op natuurlijke wijze ontstaan en zullen zonder menselijk ingrijpen niet verdwijnen. Een groot deel van de Nederlandse beken is echter hydromorfologisch veranderd (genormaliseerd, gekanaliseerd, gereguleerd) en wordt als sterk veranderd waterlichaam aangeduid. In tabel 5.1 zijn de aantallen natuurlijke, sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen in Nederland weergegeven. Natuurlijke stromende wateren komen nauwelijks voor en daarnaast zijn enkele watertypen (R9 en R10) niet toegekend op dit moment. De toekenning van de watertypen en status is overigens nog niet definitief.

TABEL 5.1 KLEINE STROMENDE WATEREN

KRW-type	Aantal in Nederland*			Voorbeeld
	natuurlijk	sterk veranderd	kunstmatig	
**R1: Droogvallende bron				
**R2: Permanente bron	0	2	1	Oosterbeekse beken
**R3: Droogvallende langzaam stromende bovenloop	0	23	6	Gansbeek
**R4: Permanent langzaam stromende bovenloop	0	55	19	Bijloop
R5: Langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand	2	59	6	Aa of Weerijds
R6: Langzaam stromend riviertje op zand/klei	1	28	1	Dommel
**R9: Langzaam stromende bovenloop op kalkhoudende bodem				
R10: Langzaam stromende middenloop/benedenloop op kalkhoudende bodem				
**R11: Langzaam stromende bovenloop op veenbodem	1	2	3	Eeuwselseloop
R12: Langzaam stromende middenloop/benedenloop op veenbodem	0	4	0	Schoonebekerdiep
**R13: Snelstromende bovenloop op zand	1	14	0	Putbeek
R14: Snelstromende middenloop/benedenloop op zand	1	6	0	Swalm
R15: Snelstromend riviertje op kiezelhoudende bodem	1	1	0	Roer
**R17: Snelstromende bovenloop op kalkhoudende bodem	3	13	0	Gulp
R18: Snelstromende middenloop/benedenloop op kalkhoudende bodem	2	9	0	Geul

* alleen wateren in stroomgebieden Rijn en Maas

**Watertypen met een stroomgebied kleiner dan 10 km². Rapportage van wateren die tot deze typen behoren is niet noodzakelijk in het kader van de KRW.

5.2 WERKWIJZE SPECIFIEK

Het proces van het afleiden van de ranges van totaal fosfaat en totaal stikstof voor de GET verliep in drie stappen, die in 5.2.1 t/m 5.2.3 nader worden toegelicht:

- bepalen van de mate van natuurlijkheid, in termen van hydromorfologie, van de beschikbare locaties;
- naar kwaliteit en KRW-type classificeren van de monsters;
- berekenen van de (spreiding in) GET voor concentraties totaal P en N.

De beschikbaarheid van gegevens vormde een probleem. Alleen voor macrofauna bleken voldoende gegevens voorhanden te zijn om een statistisch verantwoorde analyse uit te voeren.

5.2.1 BEPALING MATE VAN NATUURLIJKHEID

Er zijn geen of maar weinig oppervlaktewateren in Nederland ongestoord (lees: verkeren in de referentietoestand). De referentietoestand is het ijkpunt in de KRW maatlat en het ontbreken van dergelijke toestanden maakt het opstellen van de maatlaten extra moeilijk vanwege het gebrek aan betrouwbare meetgegevens. Het is echter de vraag of ook de GET en eventueel MET voor stromende wateren in Nederland ontbreekt. Indien GET en MET meetwaarden beschikbaar zijn zouden de getalswaarden namelijk integraal overgenomen kunnen worden. Daarom is aan de hand van de mate van natuurlijkheid van het breedte- en lengteprofiel en de mate van peilwisseling bepaald of de beschikbare locaties natuurlijk of sterk veranderd zijn. Hierbij zijn de beschikbare locaties op basis van het ontwikkelingsniveau van de aangetroffen macrofauna gemeenschappen eerst in vier categorieën verdeeld (zie paragraaf 5.2.2 voor nadere toelichting), te weten 'goed ontwikkeld-hoog' (GOG_{hoog}), 'goed ontwikkeld-laag' (GOG_{laag}), 'matig ontwikkeld-hoog' (MOG_{hoog}) en 'matig ontwikkeld-laag' (MOG_{laag}). Om inzicht in de morfologische toestand te krijgen is vervolgens voor elk van de vier cate-

gorieën het percentage locaties met een natuurlijk dwarsprofiel of een meanderend lengteprofiel berekend. Tabel 5.1 bevat een overzicht.

De bronnen en de GOG_{hoog} locaties van de bovenlopen blijken voor het overgrote deel nog in een morfologisch natuurlijke toestand te verkeren. Van de overige locaties is eenderde tot meer dan de helft morfologisch niet natuurlijk.

Over de hydrologische toestand en verstoring is erg weinig bekend. Er zijn nauwelijks meetgegevens beschikbaar van de locaties betreffende de hydrologische dynamiek. Met hydrologische dynamiek wordt het optreden van afvoerpieken en -dalen (inclusief perioden van droogval) bedoeld. Gezien de ligging van de locaties in de Nederlandse stroomgebieden, alle met een matig tot hoog areaal landbouw of bebouwing, wordt ervan uitgegaan dat de meeste locaties aan enige tot sterke hydrologische verstoring onderhevig zijn. Deze aanname wordt ondersteund door de hoge percentages locaties met peilwisseling (tabel 5.2). Dit duidt erop dat deze locaties hydrologisch sterk veranderd zijn.

TABEL 5.2 GEMIDDELD PERCENTAGE MONSTERLOCATIES MET EEN NATUURLIJK DWARSPROFIEL OF EEN MEANDEREND LENGTEPROFIEL EN PEILWISSELING PER GROEP VAN BEEKCENOTYPEN. (GOG=GOED ONTWIKKELDE GEMEENSCHAP, MOG=MATIG ONTWIKKELDE GEMEENSCHAP (ZIE 5.2.2 VOOR NADERE TOELICHTING))

dwarsprofiel natuurlijk	bron	bovenloop	midden/benedenloop	riviertje
GOG_{hoog}	78	86		
GOG_{laag}	91	67	75	
MOG_{hoog}	80	73		
MOG_{laag}		43	59	0
lengteprofiel meanderend				
GOG_{hoog}	78	85		
GOG_{laag}	96	51		
MOG_{hoog}	40	62		
MOG_{laag}	100	50	54	17
peilwisseling				
GOG_{hoog}		100		
GOG_{laag}	73	83	100	
MOG_{hoog}		88		
MOG_{laag}	50	75	78	67

De analyse leidt tot de conclusie dat alle beschikbare locaties in hydromorfologische termen niet natuurlijk en dus sterk veranderd zijn.

5.2.2 CLASSIFICEREN VAN MONSTERS NAAR KWALITEIT EN KRW-TYPE

De beschikbare monsters zijn geclassificeerd in vier groepen:

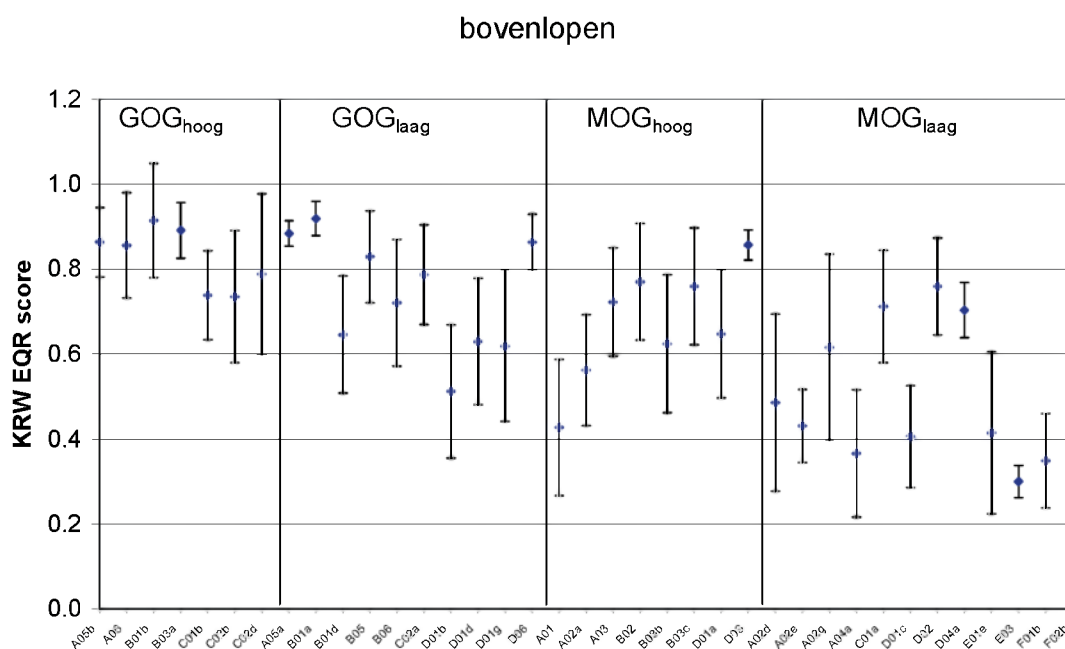
- GOG_{hoog} : monsters behorende tot de, in termen van macrofauna samenstelling beste nog in Nederland aanwezige beken met kwalificaties vergelijkbaar met de KRW kwaliteitsklasse 5 en 4-5;
- GOG_{laag} : monsters behorende tot de, ten opzichte van de macrofauna samenstelling benoemd onder GOG_{hoog} enigszins of licht verstoorde beken met kwalificaties vergelijkbaar met de KRW kwaliteitsklasse 4;
- MOG_{hoog} : monsters behorende tot de, ten opzichte van de samenstelling benoemd onder GOG_{hoog} matig verstoorde beken met kwalificaties vergelijkbaar met de KRW kwaliteitsklasse 3-4;

- MOG_{laag} : monsters behorende tot de, ten opzichte van de samenstelling benoemd onder GOG_{hoog} , matig verstoorde beken met kwalificaties vergelijkbaar met de KRW kwaliteitsklasse 3.

KRW KWALITEITSKLASSE VAN GOG EN MOG

Om de relatie tussen de KRW-kwaliteitsklasse en de scores voor GOG en MOG te berekenen zijn de KRW maatlatten voor macrofauna op de gegevens van de bovenlopen toegepast. Het resultaat is als boxplot weergegeven in figuur 5.1, waarbij de gegevens zijn gegroepeerd naar de vier onderscheiden categorieën (GOG_{hoog} , GOG_{laag} , MOG_{hoog} , MOG_{laag}).

FIGUUR 5.1 DE GEMIDDELDE KRW KWALITEITSKLASSE MET STANDAARDDEVIATIE GEBASEERD OP DE KRW MAATLATTEN MACROFAUNA PER BEEKCENOTYPE BEHORENDE TOT DE BOVENLOPEN EN GEGROEPEERD NAAR DE KWALITEITSGROEPEN GOG_{HOOG} , GOG_{LAAG} , MOG_{HOOG} EN MOG_{LAAG}



De ranges van de KRW EQR scores voor de GOG_{hoog} liggen alle boven de, als ondergrens van de GET bestempelde EQR van 0,6 en voldoen daarmee aan de definitie van de range van de GET. Ter verduidelijking is dit in figuur 5.2 nogmaals grafisch uitgezet. Wordt op basis van de EQR scores van de monsters het aandeel monsters dat een $EQR \geq 0,6$ scoort, berekend dan blijkt dit voor GOG_{hoog} , GOG_{laag} , MOG_{hoog} en MOG_{laag} achtereenvolgens 90%, 78%, 65% en 28% te bedragen.

FIGUUR 5.2

GRAFISCHE ILLUSTRATIE VAN HET VERBAND TUSSEN DE GOG_{hoog} EN DE GET

Tevens is gekeken naar de gegevensbeschikbaarheid per KRW-type. Omdat per individueel KRW-type te weinig gegevens beschikbaar bleken zijn de monsters geclusterd in drie groepen: 'bronnen (R1, R2)', 'bovenlopen (R3, R4, R9, R11, R13, R17)' en 'midden/benedenlopen en riviertjes (R5, R10, R12, R14, R18, R6, R15)'. Het aantal per KRW-type groep en kwaliteitsklasse beschikbare monsters is gegeven in tabel 5.3.

TABEL 5.3

AANTAL MONSTERS PER KWALITEITSKLASSE PER KRW-TYPE GROEP

Aantal waarnemingen	Watertype	GOG_{hoog}	GOG_{laag}	MOG_{hoog}	MOG_{laag}
totaal stikstof	bovenloop	7	22	90	15
	midden/benedenloop en riviertje		4		101
totaal fosfaat	bron	9	14	16	10
	bovenloop	60	137	420	125
	midden/benedenloop en riviertje		4		343

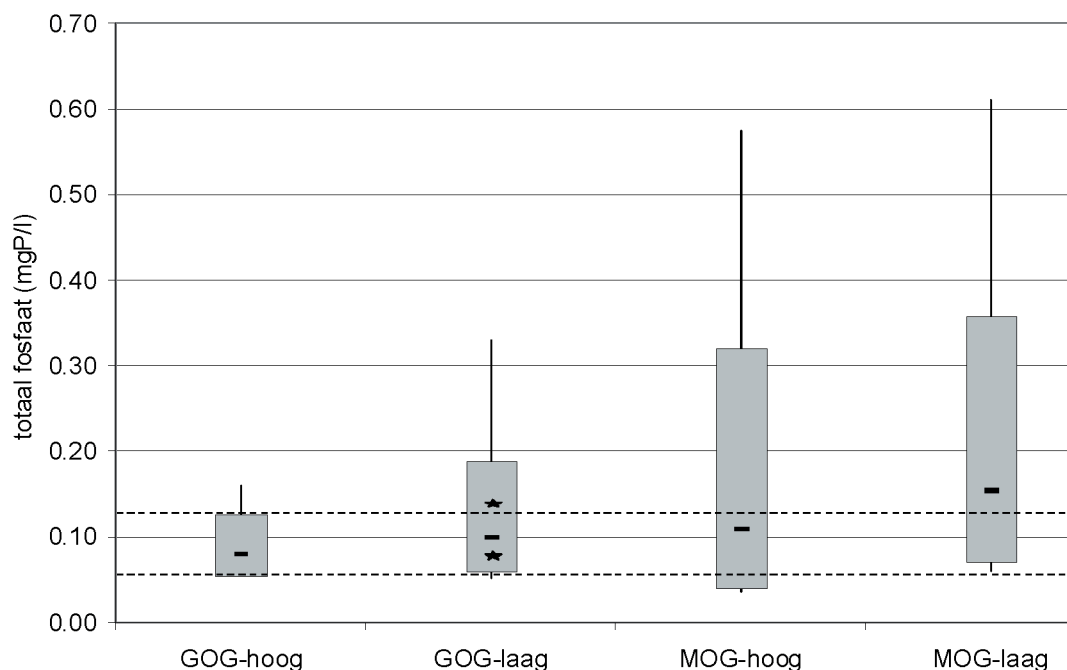
Voor alle geselecteerde locaties zijn per groep KRW-typen en per kwaliteitsklasse de media-nen, minima, 10-, 25-, 75-, 90-percentielen en maxima voor totaal fosfaat en totaal stikstof berekend.

5.2.3 BEREKENEN VAN GET-WAARDEN VOOR STIKSTOF EN FOSFOR

Voor de afleiding is de 10- en 90-percentiel van het GOG_{hoog} genomen als range voor de GET (figuur 5.2 en figuur 5.3). Voor de midden/benedenlopen en riviertjes ontbrak het GOG_{hoog} . Daarvoor is de GET afgeleid van het GOG_{laag} . Hiervoor is de bovengrens van het GET gelijk gesteld met het minimum van het GOG_{laag} en de ondergrens is gelijk met de 75-percentiel (zie voor grafische uitleg figuur 5.3). Uit Figuur 5.3 blijkt dat voor de bovenlopen de 90-percentiel van de GOG_{hoog} nagenoeg overeenkomt met de 75-percentiel van de GOG_{laag} .

FIGUUR 5.3

HET AFLEIDEN VAN DE RANGE VOOR HET GET GEÏLLUSTREERD AAN DE GETALSWAARDEN VOOR DE KRW-BOVENLOPEN. DE GRIJZE BALKEN GEVEN DE RANGE TUSSEN HET 10- EN 90-PERCENTIEL. DE IN DEZE BALKEN AANGEGEVEN DWARSSTREEPJES GEVEN DE MEDIAAN. DE LIJNEN BOVEN EN ONDER IEDERE BALK GEVEN HET MINIMUM EN MAXIMUM. TENSLOTTE ZIJN IN GOG_{laag} OOK DE 25- EN 75-PERCENTIEL MET STERRETTJES AANGEGEVEN. DE STIPPELLIJNEN GEVEN DE ONDER- (BOVENSTE STIPPELLIJN) EN DE BOVENKANT (ONDERSTE STIPPELLIJN) VAN DE GET AAN



Na de rekenkundige afleiding zijn de gehalten afgerond op twee cijfers achter de komma. Bij de afronding (naar boven of beneden) is rekening gehouden met de reeds beschikbare ranges voor de ZGET. Bij totaal fosfaat voor midden/benedenlopen zijn de waarden aangepast aan de trend (toename in P) gaande van bron naar monding van een rivier, mede omdat de afleiding slechts op GOG_{laag} is gebaseerd. In het algemeen zijn de berekende getalswaarden onderhevig aan variatie als gevolg van onder andere moment van bemonstering, biologische processen in de bemonsterde wateren, meetfouten, aantal beschikbare waarnemingen en analysetechnieken. Verder zijn in dit document grenswaarden als harde getallen gegeven terwijl het feitelijk ranges betreft die mede afhankelijk zijn van andere systeemp parameters. Ook het inpassen van de getalswaarden in de te verwachten trend (toename in nutriënten) gaande van bron naar monding van een rivier, het rekening houden met invloed van begroeiing (van veel grotere invloed in kleinere wateren), de in andere rapporten berekende waarden voor ZGET, en het gegeven dat de afleiding soms slechts op GOG_{laag} is gebaseerd, maken het nodig de uiteindelijke getalswaarden aan te passen. Om al deze redenen is zijn de getalswaarden op basis van expert kennis aangepast.

5.3 RESULTATEN

De resultaten van de getalsmatige afleiding en de op expert-oordeel gebaseerde aanpassingen zijn opgenomen in tabel 5.4.

TABEL 5.4 GRENSWAARDEN VOOR TOTAAL FOSFAAT EN TOTAAL STIKSTOF VOOR DE GET

Geaggregeerd KRW type	Parameter	Eenheid	GET	
			onderkant: overgang naar MET	bovenkant: overgang naar ZGET
bron	totaal fosfaat	mg P/l	0,10	0,04
bovenloop			0,12	0,05
midden-/benedenloop+riviertje			0,14	0,06
bovenloop	totaal stikstof	mg N/l	4	3
midden-/benedenloop+riviertje			4	3

5.4 ONZEKERHEDEN EN LEEMTEN IN KENNIS

De afleiding van de range voor de GET is gebaseerd op de ecologische toestand van iedere locatie. Dit betekent dat niet alleen nutriënten maar ook andere factoren (zoals hydromorfologie) invloed op de uiteindelijke ecologie hebben uitgeoefend. De andere factoren zijn niet in het project meegenomen; ze zullen wel de range van de gegenereerde waarden hebben beïnvloed. Deze benadering is onvermijdelijk omdat binnen de context van de termijn van dit project alleen naar bestaande gegevens volgens de omschreven methode kon worden gekeken. De belangrijkste eis die gesteld wordt aan de norm voor nutriënten is dat de norm ervoor zorgt dat de biologische norm wordt gehaald of duurzaam blijft gehandhaafd. In het richtlijn voor eutrofiëring is bepaald dat de kans verwaarloosbaar moet zijn dat nutriënten tot problemen leiden in de biologische kwaliteit. De goede biologische toestand (of potentieel voor niet natuurlijke wateren) is het uitgangspunt voor het vaststellen van de norm voor nutriënten. De biologische norm moet dus bekend zijn, voordat de norm voor nutriënten afgeleid kan worden. Voor de bestaande gegevens bleek voornamelijk geen eenduidige KRW kwaliteit te kunnen worden bepaald (Verdonschot, 2006).

Daarnaast moet de relatie bekend zijn over hoe de biologische kwaliteit afneemt door een toename van nutriënten. Als deze relatie kwantitatief beschreven is, kan de norm betrouwbaar worden afgeleid. De kennis over de invloed van nutriënten op het ecologisch functioneren van stromend water systemen is voornamelijk onvoldoende kwantitatief bekend en dus hier niet toepasbaar.

5.5 SAMENVATTING

Bij het afleiden van getalswaarden voor de GET voor kleine stromende wateren zijn drie stappen doorlopen:

- bepalen van de mate van natuurlijkheid, in termen van hydromorfologie, van de beschikbare locaties;
- naar kwaliteit en KRW-type classificeren van de monsters;
- berekenen van de (spreiding in) GET voor concentraties totaal P en N.

De beschikbaarheid van gegevens vormde een probleem. Alleen voor macrofauna bleken voldoende gegevens voorhanden te zijn om een statistisch verantwoorde analyse uit te voeren. Omdat per individueel KRW-type te weinig gegevens beschikbaar bleken te zijn, zijn de

monsters geclusterd in drie groepen: 'bronnen (R1 en R2)', 'bovenlopen (R3, R4, R9, R11, R13, R17)' en 'midden/benedenlopen en riviertjes (R5, R10, R12, R14, R18, R6, R15)'.

De afleiding van de range voor de GET is gebaseerd op de ecologische toestand van iedere locatie. Dit betekent dat niet alleen nutriënten maar ook andere factoren (zoals hydromorfologie) invloed op de uiteindelijke ecologie hebben uitgeoefend. De andere factoren zijn bij de afleiding niet meegenomen, maar zullen de range van de gegenereerde waarden wel hebben beïnvloed.

De afgeleide getalswaarden voor de (onderkant) GET voor kleine stromende wateren zijn weergegeven in tabel 5.5.

TABEL 5.5 NORMEN PER CLUSTER VAN TYPE KLEINE STROKENDE WATEREN. HET BETREFT JAARGEMIDDELDE WAARDEN. ONDERSTREEPT IS HET NUTRIËNT DAT HET MEEST BEPERKEND IS VOOR DE GROEI VAN PRIMAIRE PRODUCTENTEN

Geaggregeerd KRW type	tot-P (mg/l)	tot-N (mg/l)
bron (R1, R2)	<u>0.10</u>	-
bovenloop (R3, R4, R9, R11, R13, R17)	<u>0.12</u>	4
midden-/benedenloop+riviertje (R5, R10, R12, R14, R18, R6, R15)	<u>0.14</u>	4

6

GROTE STROMENDE WATEREN

Bijdrage van Paul Boers (RWS RIZA)

De Rijn en Rijntakken (R7), de Maas (R7, R16), en de bijbehorende zoete intergetijdengebieden (R8) vormen de grote rivieren. Al deze wateren zijn sterk of zeer sterk aangetast door hydromorfologische ingrepen (zie tabel 6.1). Daarom is het niet mogelijk voor deze wateren GET-waarden voor nutriënten af te leiden. Een mogelijkheid zou zijn gegevens van vergelijkbare wateren in het buitenland te gebruiken, maar voor deze wateren gelden dezelfde beperkingen.

TABEL 6.1 WATERTYPEN GROTE RIVIEREN

KRW-type	Aantal in Nederland*			Voorbeeld
	natuurlijk	sterk veranderd	kunstmatig	
R7: Langzaam stromende rivier/nevengeul op zand/klei	0	16	0	Waal
R8: Zoet getijdenwater (uitlopers rivier) op zand/klei	0	7	1	Hollandsch Diep
R16: Snelstromende rivier/nevengeul op zandbodem of grind	0	1	0	Grensmaas

* alleen wateren in stroomgebieden Rijn en Maas

Toch moeten ook voor deze wateren normen worden afgeleid. Een pragmatische benadering is om bij gebrek aan beter de waarden voor de benedenlopen en riviertjes te gebruiken, in de veronderstelling dat de levensgemeenschappen in de grote rivieren op dezelfde wijze op verrijking met nutriënten zullen reageren. De GET-waarden voor grote rivieren zouden daarmee op 0,14 mg P/l (beperkend nutriënt) en 4 mg/l N uitkomen. Nadere toetsing aan in het buitenland afgeleide GET-waarden is niet mogelijk, omdat voor zover het projectteam bekend is, in geen enkel geval de grote rivieren als afzonderlijke groep wordt beschouwd. Alleen in Duitsland is een methode in discussie waarbij waarden voor P worden afgeleid van een deelmaatlat voor algenbiomassa in verschillende typen grote rivieren. Als deze methode al geaccepteerd wordt in Duitsland, is het niet direct mogelijk de methodiek toe te passen, omdat Nederland geen maatlat voor fytoplankton in rivieren gebruikt.

Ter vergelijking: de schattingen van de natuurlijke achtergrondgehalten in Rijn en Maas bedragen 0,05 mg P/l en 0,6 mg N/l (Van Liere en Jonkers, 2002). Er zijn wat gegevens bekend van enigszins vergelijkbare, hydromorfologische relatief onaangetaste, rivieren in Polen. De biologische kwaliteit daarvan is matig tot goed en de totaal-fosfaat concentratie bedraagt minder dan 0,1 mg P/l (Nijboer et al., 2006). Verder moet worden bedacht dat bij het afleiden van doelstellingen voor nutriënten voor de grote rivieren de doelen voor de kust- en overgangswateren voor stikstof en voor via de Rijn en Maas gevoede meren voor fosfaat waarschijnlijk belangrijker zullen blijken (Van Liere en Jonkers, 2002).

7

KUST- EN OVERGANGSWATEREN

Bijdragen van Theo Prins en Hanneke Baretta-Bekker (RWS RIKZ)

7.1 INLEIDING

De kust- en overgangswateren waarvoor nutriëntennormen moeten worden afgeleid, betreffen een aantal verschillende typen watersystemen. Er zijn overgangswateren van het type O2 (o.a. de estuaria Westerschelde en Eems-Dollard). Daarnaast zijn er kustwateren die op basis van fysieke kenmerken worden onderscheiden in type K1 (Eems-Dollard kust), type K2 (Oosterschelde en Waddenzee) en type K3 (Zeeuwse kust, Delta kust, Hollandse kust, Wadden kust, Eems kust).

TABEL 7.1 WATERTYPEN KUST EN OVERGANGSWATEREN (STAND VAN ZAKEN OKTOBER 2006)

KRW-type	Aantal in Nederland*			Voorbeeld
	natuurlijk	sterk veranderd	kunstmatig	
K1: Polyhalien kustwater	1	0	0	Eems-Dollard kust
K2: Beschut polyhalien kustwater	1	8	1	Natuurlijk: Waddenzee Sterk veranderd: Oosterschelde, havens Waddenzee Kunstmatig: Kanaal door Zuid-Beveland
K3: Euhalien kustwater	2	3	0	Alle waterlichamen in kuststrook
O2: Estuarium met matig met matig getijdeverschil	0	3	1	Sterk veranderd: Westerschelde, Eems-Dollard Kunstmatig: Nieuwe Waterweg

De estuaria worden van nature gekenmerkt door hoge slibgehalten, waardoor het water erg troebel is en de algengroei in belangrijke mate bepaald wordt door het lichtklimaat. Daarnaast zijn de omstandigheden sterk beïnvloed door (wisselende) rivierafvoeren. Een gevolg is dat veranderingen in de vracht van nutriënten naar die estuaria, in die estuaria zelf maar beperkt van invloed zijn op de algengroei en de effecten van nutriëntenbelasting vooral merkbaar zullen zijn in de kustwateren (afwenteling).

De Oosterschelde en Waddenzee zijn getijdengebieden, die van elkaar verschillen in zoetwaterbelasting en daarmee ook in nutriëntenbelasting. In de Waddenzee is opwerveling van bodemalgen uit het intergetijdengebied, onder invloed van wind en getij, een belangrijke factor die de hoeveelheid algen in het water lokaal sterk kan doen variëren.

De overige kustwateren (de smalle 1-mijls zone van de Noordzee) worden vooral gekenmerkt door sterke gradiënten in zoutgehalte, slibgehalte en nutriëntenconcentraties, gaande van de kust naar open zee. Door wisselingen in de afvoer van zoetwater naar zee en in de stromingspatronen in de Noordzee, is er ook nog een grote variatie door het jaar heen, en tussen jaren.

Kortom, de zoute watertypen zijn behoorlijk verschillend als gevolg van fysieke kenmerken, en vertonen een grote dynamiek, wat leidt tot een hoge natuurlijke variatie in de factoren die van invloed zijn op algenbloeien (naast nutriëntengehaltes ook zoutgehalte, slibconcentraties, temperatuur, etc.) en daardoor tot sterk wisselende algenbloeien die ook niet eenvoudig te voorspellen zijn op basis van alleen nutriëntenconcentraties.

7.2 WERKWIJZE SPECIFIEK

Ecologisch beoordelingskader

De nutriëntennormen worden afgeleid van de maatlat voor het biologisch kwaliteitselement 'fytoplankton'. Ook andere kwaliteitselementen (bijv. hogere planten en wieren, bodemdieren) worden waarschijnlijk door eutrofiëring beïnvloed. Er zijn echter te weinig gegevens beschikbaar om zo'n verband getalsmatig te kunnen onderzoeken, zodat deze elementen buiten beschouwing zijn gelaten. De maatlat voor fytoplankton bestaat uit twee deelmaatlaten, nl. de deelmaatlat voor de totale biomassa van fytoplankton en de deelmaatlat voor *Phaeocystis* (de 'schuimalg' waarvan de bloeien zijn toegenomen met de toenemende eutrofiëring van de kustwateren). De biomassa van fytoplankton in de zoute kust- en overgangswateren wordt beoordeeld aan de hand van de zomergemiddelde chlorofyl-a concentratie. De zomer is gedefinieerd als het groeiseizoen (maart t/m september). Het voorkomen van *Phaeocystis* wordt beoordeeld aan de hand van de maximum celaantallen per jaar.

Overigens geldt voor de fytoplankton maatlat dat de discussie over de invulling van de maatlat internationaal, in het kader van de Intercalibratie, nog niet afgerond is.

De grens tussen een goede en een matige ecologische toestand, zoals gedefinieerd voor de KRW, sluit aan bij de grens tussen 'non-problem' en 'problem' zoals internationaal is afgesproken in het OSPAR beoordelingskader. Voor fytoplankton-biomassa is deze grens vastgesteld als 50% hoger dan de bovengrens van de referentie. De grens tussen goed en matig geeft aan op welk punt er ecologische effecten beginnen te ontstaan als gevolg van optredende algenbloeien. In de Nederlandse praktijk gaat het dan onder meer om het incidenteel optreden van bodemdiersterfte als gevolg van zuurstofloosheid na grote *Phaeocystis*-bloeien.

BESCHIKBARE GEGEVENS

Het ontbreekt aan meetgegevens over de onbeïnvloede situatie oftewel de natuurlijke achtergrond voor de Nederlandse wateren. Ook zijn er onvoldoende gegevens beschikbaar over vergelijkbare gebieden buiten Nederland om op basis daarvan een norm voor nutriënten te kunnen afleiden. Weliswaar zijn er schattingen over de natuurlijke achtergrondconcentraties van nutriënten in de Noordzee, maar het ontbreekt aan kwantitatieve gegevens om de opgetreden overgang van een goede ecologische toestand (ZGET/GET) naar een matige toestand in de kust- en overgangswateren door te vertalen naar drempelniveaus van nutriënten. Om te komen tot een nutriëntennorm, horend bij de grens tussen een goede en een matige ecologische toestand, is daarom gekozen voor twee benaderingen:

- modelschatting;
- analyse van meetgegevens.

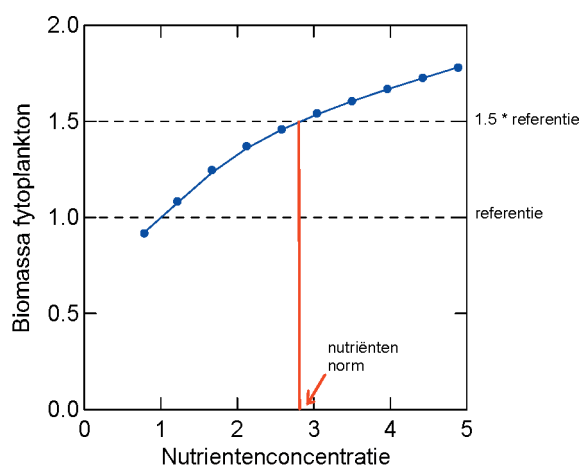
MODELSCHATTING

Het model GEM is een dynamisch model dat de belangrijkste stofstromen in de kuststrook van de Noordzee beschrijft. Het model beschrijft o.a. de nutriëntenkringloop en de ontwikkeling van fytoplankton. Het model is uitgebreid gevalideerd en toegepast.

Door het WL | Delft Hydraulics is een aantal scenario's nagebootst met behulp van dit model, waarmee onderzocht is wat het verband is tussen nutriëntenvrachten via de rivieren met de nutriëntenconcentraties op zee en de ontwikkeling van algenbloeien op zee. In de modelscenario's zijn de nutriëntenvrachten gevarieerd van de situatie in 1995 tot een situatie vergelijkbaar met de natuurlijke toestand (nutriëntenvrachten met 80-90% gereduceerd en alleen bepaald door de natuurlijke achtergrondconcentraties in de rivieren, geen antropogene invloed). Deze reductiescenario's zijn berekend voor een aantal verschillende weersomstandigheden (droog jaar / nat jaar / gemiddeld jaar). Natte jaren leiden in het algemeen tot meer uitspoeling en daardoor hogere nutriëntenvrachten naar de kuststrook. Tegelijkertijd heeft de hogere rivierafvoer ook invloed op de verblijftijd van het water, het zoutgehalte en de troebelheid in de kustwateren. Verschillen in weersomstandigheden tussen jaren kunnen daarom de algengroei in de kustwateren behoorlijk beïnvloeden, zodat het van belang is deze natuurlijke variatie in beeld te brengen.

Het grote voordeel van de modelbenadering is dat de invloed van één bepaalde factor (bijvoorbeeld nutriëntenbelasting) onderzocht kan worden terwijl alle andere factoren gelijk gehouden worden, en een respons kan worden waargenomen die niet wordt beïnvloed door allerlei natuurlijke/toevallige variatie die in meetgegevens een rol speelt. Een vraagpunt bij modelbenaderingen blijft in hoeverre het model de reactie van een systeem op een ingreep goed kan voorspellen: het model kan goed in staat zijn de huidige toestand na te bootsen, maar dat betekent niet dat een toestand met heel lage nutriëntenvrachten (waarover geen meetgegevens zijn om het model te valideren) ook in al zijn aspecten goed wordt nagebootst. Uit de modelberekeningen komen dosis-effect relaties tussen nutriëntenvrachten, nutriëntenconcentraties en algenbiomassa. Omdat het model algenbiomassa's berekent die niet geheel vergelijkbaar zijn met de KRW maatlat, is getoetst aan een maatlat afgeleid van de modelresultaten. De concept fytoplanktonmaatlat (Van den Berg, 2004) heeft als uitgangspunt dat de grens tussen een goede en matige ecologische toestand ligt bij een niveau dat 50% hoger is dan de natuurlijke referentie. Dit uitgangspunt sluit aan bij de, in de OSPAR beoordeling van eutrofiëring, gehanteerde uitgangspunten. Datzelfde uitgangspunt is gehanteerd bij de verwerking van de modelresultaten: op basis van de berekende algenbiomassa in de natuurlijke referentietoestand, is een toetsingsniveau voor de algenbiomassa berekend dat daar 50% boven ligt. (zie figuur 7.1). Vervolgens is de nutriëntenconcentratie behorend bij dat toetsingsniveau afgeleid als norm voor de grens goed/matig.

FIGUUR 7.1 VOORBEELD VAN DE RELATIE TUSSEN ALGENBIOMASSA EN NUTRIËNTEN, EN DE AFLEIDING VAN DE NUTRIËTENNORM



ANALYSE MEETGEGEVENS

Er zijn geen gegevens over de natuurlijke achtergrond in de kuststrook, maar door meetgegevens van de, sterk door nutriëntenbelasting beïnvloede, kuststrook te combineren met meetgegevens van de open zee, waar de invloed van nutriëntenvrachten veel kleiner is, kan er wel een (statistisch) verband gelegd worden tussen nutriëntenconcentraties en optredende algenbloeien. Voordeel van deze benadering is dat er gebruik wordt gemaakt van gemeten gegevens over opgetreden algenbloeien. Nadeel van de benadering is dat er, naast de veranderingen in nutriëntenconcentraties in de loop der jaren ook veel andere factoren die van invloed zijn op het optreden van algenbloeien, variëren (zoals weersomstandigheden), zodat de statistische verbanden grote variatie vertonen.

De beschikbare gegevens zijn afkomstig uit het monitoring programma van Rijkswaterstaat. Het gaat om meer dan 20 monitoringlocaties, verspreid over Westerschelde, Oosterschelde, Waddenzee, Eems-Dollard, de kuststrook van de Noordzee en de open zee op het Nederlands Continentaal Plat. Gegevens over chlorofyl-concentraties en nutriëntenconcentraties zijn voor een aantal meetlocaties beschikbaar voor de periode 1975-2005, voor alle stations vanaf 1988 t/m 2005. Gegevens over *Phaeocystis* aantallen zijn beschikbaar voor de periode 1990-2004. Overigens zijn er in alle meetreeksen wel ontbrekende jaren als gevolg van uitgevallen metingen.

De gegevens zijn gebruikt om statistische verbanden te beschrijven tussen nutriëntenconcentraties op de meetlocaties enerzijds, en de waarde van de maatlat voor fytoplankton en van de deelmaatlaten (fytoplankton, *Phaeocystis*). Voor de nutriëntenconcentraties is gewerkt met de wintergemiddelde (december t/m februari)

concentratie anorganisch stikstof (nitraat+nitriet+ammonium) en fosfaat, en de over het groeiseizoen gemiddelde (maart t/m september) concentraties totaal-stikstof en totaal-fosfor.

7.3 RESULTATEN

RESULTATEN MODELANALYSE

Uit de modelresultaten kunnen normen worden afgeleid voor de winterconcentraties van anorganisch stikstof (tabel 7.2) en fosfaat (tabel 7.3). De hoogste waarde wordt gevonden voor Delta kust, de laagste voor Wadden kust. De normen voor orthofosfaat variëren van 0,5-1,1 μM , die voor anorganisch stikstof van 10-50 μM . De met het model berekende concentraties in de referentietoestand vallen binnen de range van eerder afgeleide concentraties voor de fysisch-chemische variabelen (Van den Berg, 2004). Uit de modelberekeningen blijkt een reductie van de nutriëntenvracht met 50-70% t.o.v. 1995 noodzakelijk om aan deze normen te kunnen voldoen. Van belang is ook de betrekkelijk grote bandbreedte in de modelresultaten als gevolg van verschillen tussen jaren.

TABEL 7.2 UIT DE MODELBEREKENINGEN AFGELEIDE MINIMUM EN MAXIMUM WINTERGEMIDDELDE CONCENTRATIES VAN ANORGANISCH STIKSTOF (DIN: NITRAAT + NITRIET + AMMONIUM) IN DE REFERENTietoestand EN BIJ DE GRENS TUSSEN EEN GOEDE EN EEN MATIGE ECOLOGISCHE TOESTAND ("DOELSTELLING"). TEVENS WORDT DE RANGE VOOR DE REFERENTIE GEGEVEN, DIE IS OPGENOMEN IN HET RAPPORT CONCEPT MAATLATTEN (VAN DER MOLEN, 2004B)

Gebied	Modelberekening referentie DIN (μM)		DIN bij doelstelling (μM)		DIN referentie bij vaste saliniteit 30 (Van der Molen, 2004b) (μM)		Type
	min	max	min	max	min	max	
Zeeuwse kust	7	9	11	15	7	16	K3
Delta kust	18	29	33	76	7	16	K1
Hollandse kust	10	13	18	64	7	16	K1
Wadden kust	4	5	6	12	7	16	K3
Westerschelde	16	21	30	55			O2
Oosterschelde	6	7	12	13	4	9	K2
Waddenzee	7	10	18	34	4	9	K2

TABEL 7.3 UIT DE MODELBEREKENINGEN AFGELEIDE MINIMUM EN MAXIMUM WINTERGEMIDDELDE CONCENTRATIES VAN ORTHOFOSFAAT IN DE REFERENTietoestand EN BIJ DE GRENS TUSSEN EEN GOEDE EN EEN MATIGE ECOLOGISCHE TOESTAND ("DOELSTELLING"). TEVENS WORDT DE RANGE VOOR DE REFERENTIE GEGEVEN, DIE IS OPGENOMEN IN HET RAPPORT CONCEPT MAATLATTEN (VAN DER MOLEN, 2004B)

Gebied	Modelberekening referentie PO_4 (μM)		PO_4 bij doelstelling (μM)		PO_4 referentie bij vaste saliniteit 30 (Van der Molen, 2004b) (μM)		Type
	min	max	min	max	min	max	
Zeeuwse kust	0,6	0,7	0,7	0,9	0,5	0,8	K3
Delta kust	0,6	0,8	0,8	1,5	0,5	0,8	K3
Hollandse kust	0,5	0,7	0,7	1,8	0,5	0,8	K3
Wadden kust	0,4	0,5	0,4	0,6	0,5	0,8	K3
Westerschelde	0,7	0,8	1,0	1,6			O2
Oosterschelde	0,5	0,6	0,7	0,8	0,3	0,6	K2
Waddenzee	0,4	0,5	0,5	0,8	0,3	0,6	K2

RESULTATEN ANALYSE MEETGEGEVENS

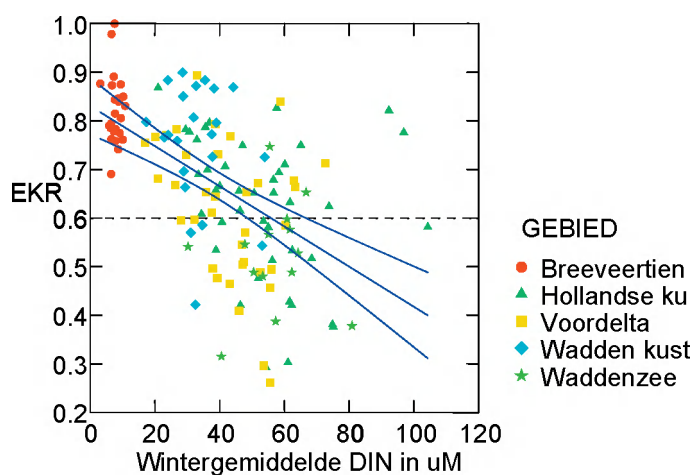
De beschikbare meetgegevens betreffen 4 verschillende watertypen (O2, K1, K2, K3) en daarnaast een groot aantal punten die buiten de KRW-waterlichamen vallen. Per watertype is slechts een beperkt aantal gegevens beschikbaar, die bovendien weinig verschillen in nutriëntenconcentraties en scores op de maatlatten. Zodoende is het niet mogelijk om per watertype afzonderlijk een statistische analyse te maken van de relatie tussen nutriëntenconcentraties en fytoplankton. Er is daarom gekozen om zoveel mogelijk alle beschikbare meetgegevens te gebruiken om een algemeen verband tussen nutriënten en fytoplankton te beschrijven.

De verschillende watersystemen verschillen echter op een aantal aspecten wel aanzienlijk in overige abiotische omstandigheden die van invloed zijn op de algengroei. Met name de gehalten zwevend stof verschillen sterk, en zijn in de estuaria Westerschelde en Eems-Dollard veel hoger dan op de andere meetlocaties. Dit heeft tot gevolg dat de algengroei in de estuaria geremd wordt door de hoge troebelheid, en nutriënten in veel minder sterke mate van invloed zijn op de hoogte van de algenbloei in die estuaria. Om die reden zijn de meetlocaties in Westerschelde en Eems-Dollard in de analyse buiten beschouwing gelaten.

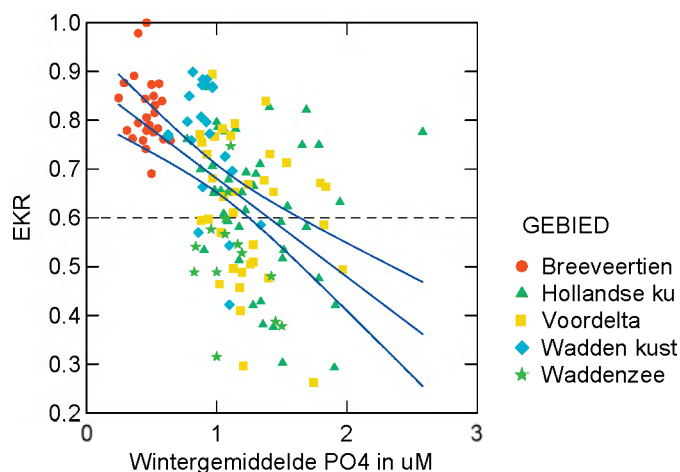
In de Waddenzee wordt op 2 meetlocaties de concentratie chlorofyl sterk beïnvloed door opwerveling van microfytobenthos van de platen, waardoor chlorofyl op die locaties geen goede indicator is voor de biomassa van het fytoplankton, en daarom zijn deze locaties niet meegenomen in de analyse. Voor de Oosterschelde geldt dat het optreden van een *Phaeocystis* bloei in belangrijke mate bepaald wordt door import vanuit de Voordelta. Bovendien is uit recent onderzoek gebleken dat de lichtcondities in het water van meer invloed zijn op de algengroei dan de nutriënten. Omdat het niet goed mogelijk bleek de invloed van de lichtomstandigheden als factor mee te nemen in de statistische analyse, is de Oosterschelde daarom ook buiten beschouwing gelaten.

De uiteindelijke analyse is uitgevoerd met meetpunten uit de niet-gestratificeerde delen van de open zee, de kuststrook (waterlichamen Zeeuwse kust, Deltakust, Hollandse kust, Waddenkust, Eems kust) en het Marsdiep (westelijke Waddenzee). De score van de maatlat fytoplankton (uitgedrukt als de Ecologische Kwaliteitsratio EKR) geeft een significante relatie met de winterconcentratie van anorganisch stikstof (fig. 7.2.a), fosfaat (fig. 7.2.b), totaal-stikstof (fig. 7.2.c) en totaal-fosfor (fig. 7.2.d).

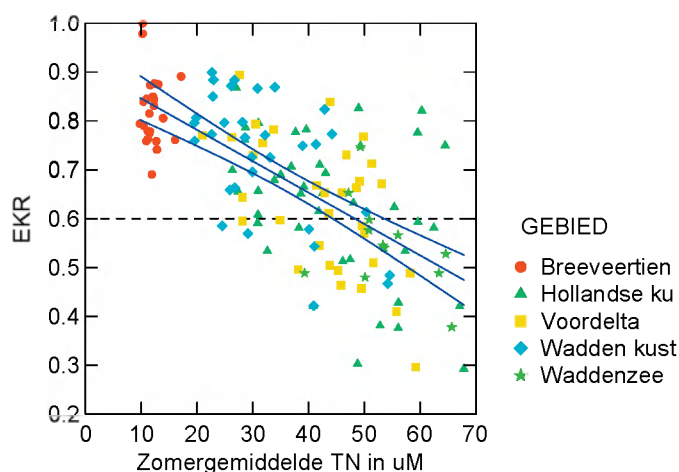
FIGUUR 7.2A RELATIE TUSSEN DE WINTERGEMIDDELTE CONCENTRATIE VAN ANORGANISCH STIKSTOF (μM) EN DE SCORE VAN DE FYTOPLANKTON MAATLAT. DE GENS TUSSEN EEN GOEDE EN EEN MATIGE ECOLOGISCHE TOESTAND ($\text{EKR} = 0,6$) IS WEERGEGEVEN



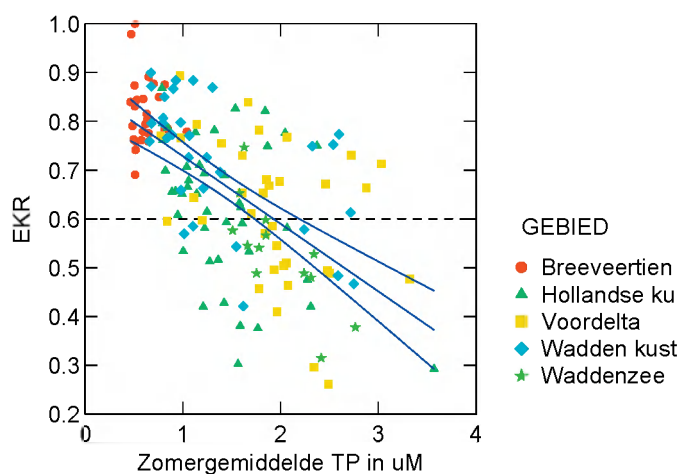
FIGUUR 7.2B RELATIE TUSSEN DE WINTERGEMIDDELTE CONCENTRATIE VAN ORTHOFOSFAAT (μM) EN DE SCORE VAN DE FYTOPLANKTON MAATLAT. DE GENS TUSSEN EEN GOEDE EN EEN MATIGE ECOLOGISCHE TOESTAND ($\text{EKR} = 0,6$) IS WEERGEGEVEN



FIGUUR 7.2C RELATIE TUSSEN DE ZOMERGEMIDDELTE CONCENTRATIE VAN TOTAAL-STIKSTOF (μM) EN DE SCORE VAN DE FYTOPLANKTON MAATLAT. DE GENS TUSSEN EEN GOEDE EN EEN MATIGE ECOLOGISCHE TOESTAND ($\text{EKR} = 0,6$) IS WEERGEGEVEN



FIGUUR 7.2D RELATIE TUSSEN DE ZOMERGEMIDDELTE CONCENTRATIE VAN TOTAAL-FOSFOR (μM) EN DE SCORE VAN DE FYTOPLANKTON MAATLAT. DE GENS TUSSEN EEN GOEDE EN EEN MATIGE ECOLOGISCHE TOESTAND ($\text{EKR} = 0,6$) IS WEERGEGEVEN



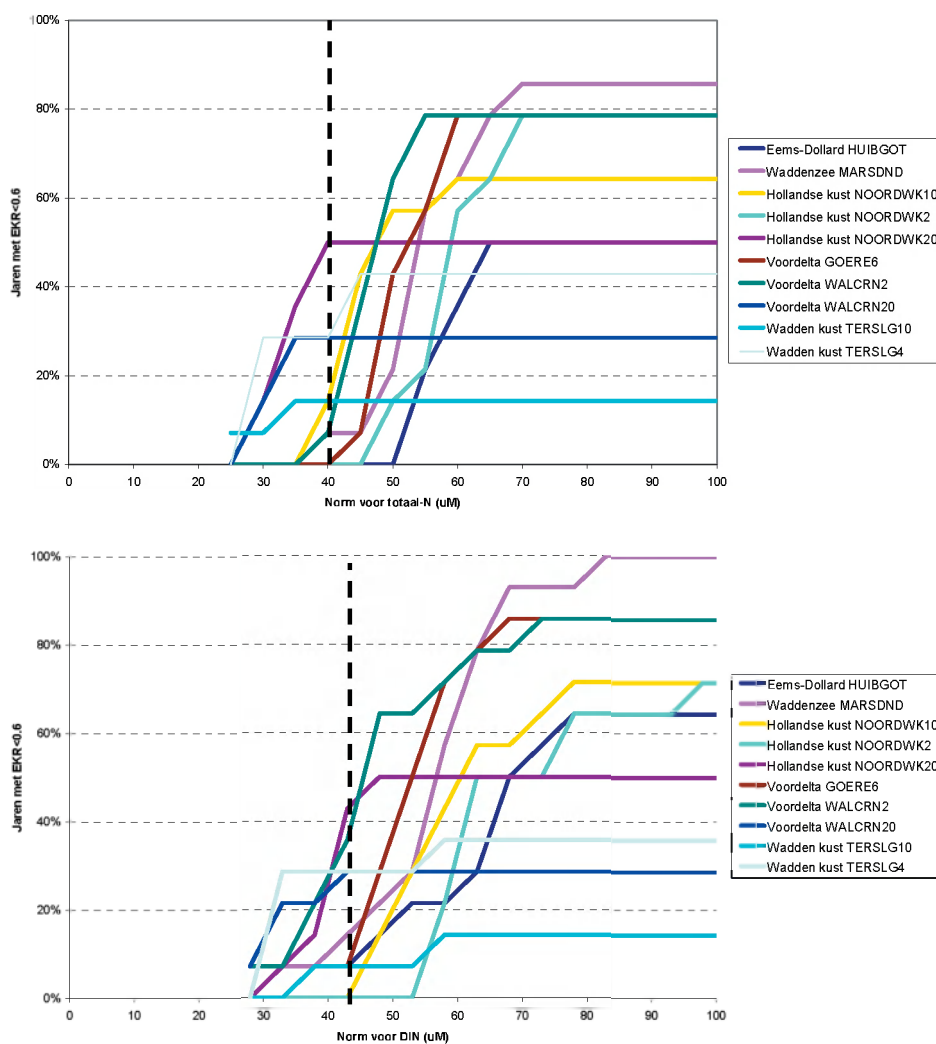
De regressielijnen kunnen worden gebruikt om te voorspellen bij welke nutriëntenconcentratie de grens $\text{EKR}=0,6$ wordt overschreden. Deze grens zou kunnen worden gebruikt als norm voor de begrenzing tussen een goede en een matige ecologische toestand. Ter illustratie: voor de wintergemiddelde concentratie van DIN ligt deze bij ca $55 \mu\text{M}$, en voor de zomergemiddelde concentratie totaal-N ligt deze grens bij ca $50 \mu\text{M}$. Het is echter duidelijk uit de meetgegevens dat voor verschillende meetlocaties ook al bij lagere nutriëntenconcentraties regelmatig EKR-waarden lager dan 0.6 optreden. Oftewel, ook bij concentraties voor DIN en totaal-N die lager zijn dan $50\text{--}55 \mu\text{M}$, is het risico op een matige ecologische toestand vrij groot. Het is afhankelijk van welk risico op het niet behalen van de GET aanvaardbaar wordt geacht, of de nutriëntenorm lager (of hoger) gesteld kunnen worden.

Om te voldoen aan het uitgangspunt van een kleine kans (10%) op het niet behalen van de goede ecologische toestand, is daarom een andere benadering gevolgd. Uit de beschikbare meetgegevens (1990-2004) is voor iedere meetlocatie nagegaan in hoeveel jaren de ecologische toestand volgens de fytoplankton maatlat niet voldoet aan de GET, terwijl de nutriëntenconcentratie wel voldoet aan een gestelde norm (Fig. 7.3). Bij een lage nutriëntenorm wordt het aantal jaren, waarin de GET niet gehaald is maar de nutriëntenorm wel, lager.

Bij een hoge nutriëntennorm wordt het aantal jaren, waarin de GET niet gehaald is ook al wordt wel voldaan aan de nutriëntennorm, hoger. Op grond van de waarnemingen uit de periode 1990-2004 zou daarmee de kans op het niet-behalen van de GET op de verschillende locaties bij een bepaalde norm voor nutriënten kunnen worden afgeleid. Uit Fig. 7.3 blijkt, dat pas bij een norm voor zomergemiddeld TN van 35 μM en wintergemiddeld DIN van 35 μM er geen locatie meer is waar in meer dan 10% van de jaren de GET niet gehaald wordt. Ter vergelijking: bij een norm van 60 μM voor DIN en 55 μM voor totaal-N is er minimaal 1 waterlichaam waar in meer dan 50% van de jaren de GET niet gehaald wordt. Een overzicht van de afgeleide normen is gegeven in Tabel 7.4.

FIGUUR 7.3

PERCENTAGE VAN HET AANTAL WAARNEMINGSJAREN (PERIODE 1990-2004) WAARIN DE FYTOPLANKTON MAATLAT NIET VOLDOET AAN DE GET (EKR < 0,6) TERWIJL DE NUTRIËNTENCONCENTRATIE WEL VOLDOET AAN DE NORM, ALS FUNCTIE VAN DE GEKOZEN NORM VOOR TOTAAL-N OF DIN



Voor orthofosfaat en totaal-fosfor zou op een identieke wijze als voor stikstof normen afgeleid kunnen worden. Sinds 1990 zijn de vrachten van fosfor naar zee al aanzienlijk gedaald, zonder dat dit van invloed is geweest op de omvang van de algenbloeien. Fosfor wordt daarom niet als sturende factor voor de omvang van de eutrofiëringsproblemen beschouwd, zodat een afleiding van normen voor P op basis van de regressielijnen niet op een causale relatie gebaseerd is. Omdat de concentraties van fosfor al sterk gedaald zijn (en die van stikstof niet), is de huidige verhouding tussen N en P in de kustwateren veel hoger dan de natuurlijke verhouding van 16 (op molbasis). Een afleiding voor fosfor op basis van de regressie met de

meetgegevens over de periode 1990-2004 zou leiden tot normen die dezelfde onnatuurlijk hoge N:P ratio heeft. Het lijkt daarom verstandiger de P-normen af te leiden van de normen voor stikstof, op basis van de natuurlijke N:P ratio. Deze afgeleide normen zijn opgenomen in Tabel 7.4.

CORRECTIE VOOR ZOUTGEHALTE

In de kust- en overgangswateren vindt menging plaats van nutriëntenrijk zoet water met nutriëntenarm oceaanoeverwater. Er is daarom een sterk verband tussen het zoutgehalte en de nutriëntenconcentratie. Indien gekozen wordt voor een vaste norm voor stikstof, wordt geen rekening gehouden met de wisselingen die optreden als gevolg van verschillen in zoutgehalte. Het is daarom beter een nutriëntennorm vast te stellen die afhankelijk is van het zoutgehalte.

De gemiddelde saliniteit van de gebruikte meetgegevens is 30.

Voor andere saliniteiten kan een norm worden uitgerekend op grond van de volgende aannames:

- Water met een saliniteit >35 is niet beïnvloed door riviervrachten, voor de saliniteit 35,3 wordt daarom de natuurlijke achtergrondconcentratie in de Atlantische Oceaan genomen (voor DIN: $5,5 \pm 0,5 \mu\text{M}$) (Van Raaphorst et al., 2000; Laane, 1992).
- DIN gedraagt zich in de winter conservatief doordat de biologische activiteit gering is, waardoor de concentratie een negatief lineair verband met saliniteit vertoont.

Op grond hiervan kan het volgende verband worden afgeleid:

$$\text{DIN}_{\text{norm}} (\text{wintergemiddelde in } \mu\text{M}) = 202 - 5,56604 \cdot \text{Saliniteit}$$

Terugrekenend naar een saliniteit 0,3 (zoet water) : $\text{DIN}_{\text{norm}} = 202 \mu\text{M} (= 2,8 \text{ mg/l N})$

Voor het zomergemiddelde van totaal-N is deze afleiding lastiger te maken, met name omdat de aanname van conservatief gedrag (en een lineair verband tussen zoutgehalte en totaal-N) niet geldig is.

In principe kan, op basis van de boven afgeleide relatie tussen de DIN_{norm} en het zoutgehalte, voor ieder afzonderlijk meetpunt en zoutgehalte een norm worden berekend. De relatie tussen zoutgehalte en de norm voor stikstof wordt echter mede bepaald door de aanname over de natuurlijke achtergrondconcentratie.

Een eenvoudiger benadering is daarom om het lineaire verband tussen stikstofconcentratie en zoutgehalte te bepalen uit meetgegevens in een watersysteem. Uit die relatie kan de stikstofconcentratie bij een saliniteit 30 worden berekend, en die berekende waarde kan getoetst worden aan de norm. Deze methodiek is identiek aan de binnen OSPAR ontwikkelde toetsmethode.

VERGELIJKING MET OSPAR

In de OSPAR beoordeling wordt eveneens getoetst aan een zoutgecorrigeerde norm voor nutriënten. Het uitgangspunt is dat de nutriëntenconcentratie 50% hoger mag zijn dan de natuurlijke achtergrondconcentratie. Voor de Nederlandse kustwateren betekent dit dat de wintergemiddelde DIN concentraties bij een saliniteit 30 niet hoger mogen zijn dan $30 \mu\text{M}$. *Het in OSPAR gehanteerde toetsingsniveau is dus iets lager dan de in dit rapport voorgestelde norm van $35 \mu\text{M}$ voor wintergemiddelde DIN.*

7.4 ONZEKERHEDEN EN LEEMTEN IN KENNIS

RESULTATEN MODELBENADERING

De modelberekeningen geven een range voor de nutriëntenconcentraties waarbij de algenbiomassa voldoet aan de doelstellingen. De range geeft de maximale bandbreedte waarmee rekening gehouden moet worden in verband met de verschillen tussen droge en natte jaren. De modelresultaten zijn alleen gebaseerd op een inschatting van de effecten van nutriënten op de totale algenbiomassa. De effecten op de bloei van *Phaeocystis*, dat ook deel uitmaakt van de fytoplankton maatlat, kunnen door het model niet goed genoeg gesimuleerd worden.

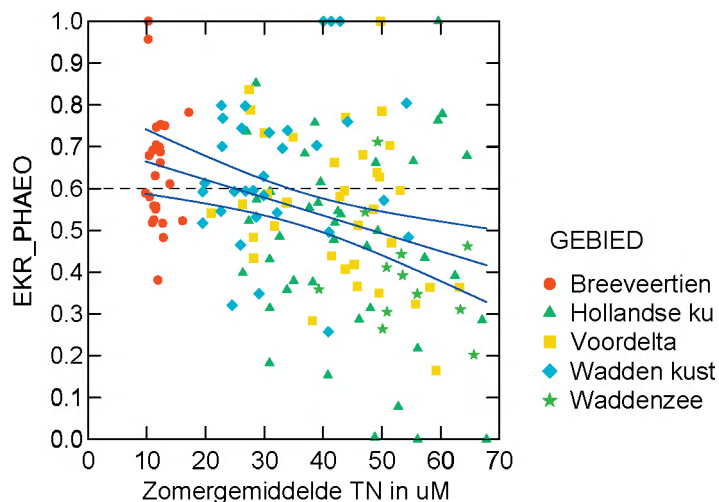
Uit de modelberekening blijkt dat in de kuststrook voor de monding van de grote rivieren (Zeeuwse kust, Delta kust, Hollandse kust) van nature hogere nutriëntenconcentraties en hogere algenbiomassa voorkomen (als gevolg van de grotere zoetwaterinvloed). Wanneer wordt uitgegaan van het principe dat de grens tussen een goede en een matige ecologische toestand 50% boven de referentie ligt, zou de fytoplankton maatlat voor deze wateren eigenlijk hoger moeten zijn dan voor kustwateren als Wadden kust en Eems kust. Op dit moment is dat niet het geval.

Volgens de modelresultaten zou de norm voor stikstof ongeveer een factor 2-3 hoger kunnen zijn dan de natuurlijke achtergrond, om te voldoen aan de doelstelling dat de algenbiomassa niet meer dan een factor 1,5 maal hoger is dan de natuurlijke achtergrond. Op dit moment wordt in OSPAR kader nog uitgegaan van een maximale verhoging van de nutriëntenconcentratie met een factor 1,5 boven de natuurlijke achtergrond.

FYTOPLANKTONMAATLAT

De berekening van stikstof normen is gebaseerd op de statistische relatie tussen de stikstofconcentratie en de score van de fytoplanktonmaatlat. De deelmaatlaten laten afwijkende resultaten zien. Met name de deelmaatlat voor *Phaeocystis* geeft al bij lage nutriëntenconcentraties, voor locaties op open zee, slechte scores (EKR < 0,6). Dit is te zien in figuur 7.4, waar “Breeveertien” (monsterlocaties op 70 km uit de kust van Westkapelle en Noordwijk) scores laat zien die ‘matig’ (EKR < 0,6) of ontoereikend (EKR < 0,4) zijn. Dit wijst er op dat de grens tussen een goede en een matige ecologische toestand voor deze deelmaatlat te laag ligt (figuur 7.4).

FIGUUR 7.4 RELATIE TUSSEN DE ZOMERGEMIDDELTE CONCENTRATIE VAN TOTAAL-STIKSTOF (μM) EN DE SCORE VAN DE PHAEOCYSTIS DEELMAATLAT. DE GRENZ TUSSEN EEN GOEDE EN EEN MATIGE ECOLOGISCHE TOESTAND (EKR = 0,6) IS WEERGEGEVEN



AFLEIDING NORMEN UIT MEETRESULTATEN

De resultaten voor DIN en totaal-stikstof, afgeleid uit de meetgegevens, vallen binnen de range die uit de modelbenadering is afgeleid. Het percentage van de jaren in de periode 1990-2004 waar, bij een bepaalde norm voor stikstof, de fytoplankton maatlat toch geen GET oplevert (figuur 7.3) kan worden gezien als een inschatting van de kans dat bij een bepaalde norm voor stikstof inderdaad de GET behaald wordt. Uit de resultaten blijkt dat de normen voor stikstof (wintergemiddelde DIN, zomergemiddelde totaal-N) 35 μM of lager moet zijn bij een saliniteit 30 om de kans op het niet behalen van de GET op elk van de meetlocaties lager dan 10% te maken. Bij hogere nutriëntennormen zal al snel op meerdere locaties de kans op het niet behalen van de GET oplopen naar 20-40%.

Voor fosfaat en totaal-P wordt voorgesteld om de normen niet af te leiden van de meetgegevens, maar normen vast te stellen die gebaseerd worden op de natuurlijke verhouding tussen N en P. Als natuurlijke N:P ratio wordt uitgegaan van 16 (op molbasis). In OSPAR kader wordt als maximale afwijking van die ratio 27 gehanteerd.

Voor het watertype K2 is geen nutriëtennorm afgeleid, omdat de meetgegevens geen duidelijke relatie opleveren tussen de nutriëntenconcentratie en de score van de fytoplanktonmaatlat. Er zijn echter geen redenen om aan te nemen dat voor dit watertype een afwijkende norm gewenst is.

7.5 SAMENVATTING

Voor de kust- en overgangswateren is gewerkt aan een afleiding van normen voor nutriënten. De kust- en overgangswateren omvatten 3 verschillende typen kustwateren (K1, K2, K3) en 1 type overgangswater (O2). De afleiding van normen is gebaseerd op een modelberekening van de relatie tussen nutriëntenvrachten, nutriëntenconcentraties en algenbiomassa. Daarnaast is op basis van meetgegevens over de periode 1990-2004 de relatie tussen nutriëntenconcentraties en de score van de fytoplanktonmaatlat gebruikt voor de afleiding van de nutriëntennormen.

Uit de modelberekeningen zijn voor de verschillende waterlichamen voor zowel nutriënten als algenbiomassa de referentieconcentraties (bij een onverstoorde toestand), en de concentraties bij de grens tussen een goede en een matige ecologische toestand, afgeleid. De modelberekening geeft resultaten voor een gemiddeld jaar, een nat jaar en een droog jaar. Op deze manier kan de range worden vastgesteld die van nature optreedt als gevolg van verschillen in rivierafvoer.

De berekening van referentieconcentraties geeft aan dat voor de waterlichamen dicht bij de monding van de grote rivieren (bij lagere zoutgehaltes) van nature hogere algenbiomassa voorkomen.

Uit de modelberekening blijkt dat de nutriëtennorm ongeveer een factor 2 boven de natuurlijke achtergrondconcentratie kan liggen om een algenbiomassa te verzekeren die maximaal 50% boven de natuurlijke achtergrond ligt (uitgangspunt bij opstellen fytoplankton maatlat).

Uit de meetgegevens komt een significante relatie tussen de stikstofconcentratie en de score van de fytoplankton maatlat. Op basis van deze relatie zijn normen afgeleid voor de wintergemiddelde concentratie anorganisch stikstof en de zomergemiddelde concentratie totaal-N. Deze normen vallen binnen de range die is afgeleid uit de modelresultaten.

De hoogte van de gekozen norm bepaalt de kans op het niet-behalen van de GET. Door de nutriëtennorm lager te stellen wordt de kans dat de GET niet gehaald wordt maar de nutriëtennorm wel, lager. Door de nutriëtennorm hoger te stellen wordt de kans dat de GET niet gehaald wordt maar de nutriëtennorm wel, hoger. Uit de beschikbare meetgegevens (1990-2004) is voor iedere meetlocatie nagegaan in hoeveel jaren de ecologische toestand volgens de fytoplankton maatlat niet voldoet aan de GET, terwijl de nutriëntenconcentratie wel voldoet aan de norm. Bij een norm van ca. 35 μM voor wintergemiddelde DIN en zomergemiddelde TN, bij een saliniteit 30, wordt in minder dan 10% van de jaren op een locatie de GET niet gehaald. Bij een norm van ca. 50 μM voor DIN en TN zijn er locaties waar in 50% van de jaren de GET niet gehaald wordt. Bij een hogere norm wordt op vrijwel alle locaties in de kustwateren met grote regelmaat de GET niet gehaald. Voorgesteld wordt om de norm te leggen bij die waarde waarbij de kans dat de GET wordt gehaald 90% is.

Voor fosfaat en totaal-P wordt voorgesteld om de normen niet af te leiden van de meetgegevens, omdat P niet als sturend voor de eutrofiëringsproblemen in de zoute wateren wordt beschouwd. Voor P zouden normen vastgesteld kunnen worden gebaseerd op de natuurlijke verhouding tussen N en P. Als natuurlijke N:P ratio wordt uitgegaan van 18 (op molbasis). In OSPAR kader wordt als maximale afwijking van die ratio 27 gehanteerd.

De normen zijn afgeleid van de score van de fytoplankton maatlat. De deelmaatlat *Phaeocystis* laat een afwijkend patroon zien. Voor deze maatlat wordt voor locaties op open zee, bij lage nutriëntenconcentraties, al een score gehaald die lager is dan goed. Dit wijst er op dat de grens tussen een goede en een matige ecologische toestand voor deze maatlat te laag ligt.

Tabel 7.4 bevat een overzicht van de voorgestelde normen voor stikstof en fosfor voor de kust- en overgangswateren.

TABEL 7.4 NORMEN VOOR STIKSTOF EN FOSFOR (BIJ SALINITEIT 30) VOOR DE KUST- EN OVERGANGSWATEREN (TYPE 02, K1, K2, K3) BIJ EEN KANS VAN 90% OP HET BEHALEN VAN DE GET VOLGENS DE FYTOPLANKTONMAATLAT. ONDERSTREEPT IS HET NUTRIËNT DAT HET MEEST BEPERKEND IS VOOR DE ALGENGROEI

Parameters en eenheden	Normen
wintergemiddelde anorganisch stikstof ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3 + \text{NH}_4$)*	<u>35 μM</u> 0,49 mg N/l
zomergemiddelde totaal-stikstof*	<u>35 μM</u> 0,49 mg N/l
wintergemiddelde anorganisch fosfor (PO_4)*	2,2 μM 0,07 mg P/l
zomergemiddelde totaal-fosfor*	2,2 μM 0,07 mg P/l

* De zomergemiddelde totaal stikstof concentratie kan worden geschat uit de wintergemiddelde (december – februari) totaal anorganische stikstof concentratie (zie hieronder intermezzo 'meten van nutriënten in zee'). Normen voor fosfor zijn afgeleid uit normen voor stikstof op basis van een vaste N:P verhouding.

METEN VAN NUTRIËNTEN IN ZEE

In de zoute wateren worden winter DIN (opgelost anorganisch stikstof) en DIP (opgelost anorganisch fosfor) gemeten om een serie van redenen:

- Het meten van totaal N en P waarden vormde in het verleden een probleem. Hoewel dit nu niet meer het geval is (totaal waarden worden standaard meegenomen), betekent dit wel dat er weinig tot geen historische gegevens beschikbaar zijn.
- De totaal N en totaal P concentraties zijn door het jaar heen niet stabiel: in de zomer zijn deze lager dan in de winter als gevolg van seizoensverschillen in sedimentatie en resuspensie. Daarnaast verschilt het verband tussen zomer en winter totaal N en P concentraties per gebied als gevolg van verschillen in sedimentatie/resuspensie
- In de winter zijn de DIN en DIP concentraties goed gecorreleerd met de winter totaal N en P concentraties, aangezien de biologische activiteit (vrijwel) nihil is.
- Er is een duidelijke correlatie tussen de wintergemiddelde waarden en de fytoplankton biomassa (zoals ook blijkt uit de correlaties met de scores op de fytoplankton maatlat, zie figuren 7.2a en b).

Het gebruik van winter totaal-concentraties zou een goed alternatief vormen voor het gebruik van de winter DIN en DIP concentraties, maar levert vanwege de goede correlatie tussen de twee parameters weinig nieuws. Vanwege internationale afstemming (OSPAR) en de eerder genoemde historische databeschikbaarheid verdient het gebruik van winter DIN en DIP concentraties vooralsnog de voorkeur.

8

CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

8.1 SAMENVATTING VAN GETALLEN

Tabel 8.1 bevat een overzicht van de hiervoor afgeleide getalswaarden voor nutriënten voor de ondergrens van de Goede Ecologische Toestand (klassegrens tussen de goede en matige ecologische toestand). De waarden gelden als gemiddelde voor het zomerhalfjaar (april-september), behalve voor de kust- en overgangswateren waar de winterperiode (december-februari) wordt gebruikt.

In een aantal gevallen was te weinig informatie beschikbaar. Daarom is geclusterd. Dit geldt voor een aantal meer-typen (M5, M22, M23, M21, M24, M28) en voor de stromende wateren. Voor de overgangs- en kustwateren zijn voor stikstof waarden gegeven voor een saliniteit van 30 ‰. Bij een andere saliniteit geldt: $\text{norm} = 2,8 - 0,077 \cdot \text{Saliniteit}$. Voor deze wateren zijn P-normen afgeleid van de N-norm op basis van een N:P verhouding van 8,2.

TABEL 8.1 **VOORSTELLEN VOOR NUTRIËNTNORMEN VOOR DE GOEDE ECOLOGISCHE TOESTAND (GET) VOOR NATUURLIJKE WATERTYPEN; ONDERSTREEPT IS HET NUTRIËNT DAT HET MEEST BEPALEND IS VOOR HET FUNCTIONEREN VAN NATUURLIJKE WATEREN; G.G. = GEEN GEGEVENS**

Watertype (code nationaal KRW type)	Parameter (eenheid)	GET
<i>Stromende wateren</i>		
Bronnen (R1, R2)*	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,10</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	g.g.
Bovenlopen (R3, R4, R9**, R11, R13, R17)*	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,12</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	4
Midden-/benedenloop van riviertjes (R5, R6, R10**, R12, R14, R15, R18)	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,14</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	4
Grote rivieren (R7, R8, R16)	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,14</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	4
<i>Ondiepe gebufferde plassen</i>		
Kleine ondiepe gebufferde plassen (M11)*	totaal fosfaat (mg P/l)	0,10
	totaal stikstof (mg N/l)	1,5
Matig grote ondiepe gebufferde plassen (M14)	totaal fosfaat (mg P/l)	0,08
	totaal stikstof (mg N/l)	1,5
Ondiepe laagveenplassen (M25)*	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,07</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	1,3
Matig grote ondiepe laagveenplassen (M27)	totaal fosfaat (mg P/l)	0,06
	totaal stikstof (mg N/l)	1,3
Rivierbegeleidende- en ondiepe kalkrijke plassen (M5*, M22*, M23**)	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,06-0,10</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	1,3-1,5
<i>Zwakgebufferde plassen (vennen)</i>		
Kleine ondiepe zwak gebufferde plassen (vennen) (M12)*	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,04-0,1</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	0,81-2,00
Kleine ondiepe zure plassen (vennen) (M13)*	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,04</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	0,59
Ondiepe zwak gebufferde hoogveenplassen/vennen (M26)*	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,04-0,1</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	0,92-2,00
<i>Diepe plassen</i>		
Diepe gebufferde meren (M16)*	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,04</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	0,9
Matig grote diepe gebufferde meren (M20)	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,03</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	1,0
Overige diepe meren (M21, M24*, M28**)	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,03-0,04</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	0,9-1,0
<i>Zoute en brakke wateren</i>		
Brakke en zoute plassen en meren (M30, M31, M32)	totaal fosfaat (mg P/l)	0,11
	totaal stikstof (mg N/l)	1,8
Overgangswateren (O2)	Opgelost anorganisch stikstof (mg N/l)	<u>0,49</u>
	Opgelost anorganisch fosfor (mg P/l)	0,07
Kustwateren (K1, K2, K3)	Opgelost anorganisch stikstof (mg N/l)	<u>0,49</u>
	Opgelost anorganisch fosfor (mg P/l)	0,07

* Watertypen met een stroomgebied < 10km² (R-typen) of watertypen met een oppervlakte < 50 ha (M-typen).

KRW-rapportage niet noodzakelijk

** Type in Nederland (nog) niet toegekend

8.2 STATUS VAN DE AFGELEIDE GETALSWAARDEN

Het vaststellen van getalswaarden voor nutriënten voor de GET vormt een verplicht onderdeel van de implementatie van de Kaderrichtlijn Water. De waarden zijn afgeleid van de biologische kwaliteitselementen voor de verschillende groepen waterlichamen. Hierbij is een kans van 90% aangenomen dat de gewenste biologische kwaliteit ook wordt gerealiseerd. De 90% zekerheid is een praktische invulling van de omschrijving in de wettekst, die luidt: “De nutriëntenconcentraties liggen niet boven het niveau dat is vastgesteld om te waarborgen dat het ecosysteem functioneert en dat de bovenvermelde waarden voor de biologische kwaliteitselementen worden bereikt.”

Door de wijze van afleiden zijn ze afhankelijk van de waarden van de biologische kwaliteitselementen zelf. Indien deze veranderen, bijvoorbeeld als gevolg van het intercalibratie-proces, dan zullen ook de getalswaarden voor de nutriënten moeten worden aangepast. Zo zal naar verwachting voor de ondiepe meren de waarde voor chlorofyl-a die de grens vormt tussen goed en matig naar beneden worden bijgesteld.

Er is tot op heden geen discussie tussen de lidstaten over de juiste interpretatie van de hierboven aangehaalde tekst. Mocht dit wel gebeuren, dan is niet uit te sluiten dat er een andere praktische invulling dan de 90% zekerheid moet worden gekozen. Ook dit zal leiden tot andere getallen.

Om bovenstaande redenen heeft het Landelijk Bestuurlijk Overleg Water (LBOW) in haar vergadering van 13 november 2006 de in dit rapport gepresenteerde getalswaarden vastgesteld met de status “werknorm”. Ze zullen aan de hand van ervaringen in de regio in 2007 worden geëvalueerd. Uiteindelijk moeten getalswaarden worden vastgelegd in een Algemene Maatregel van Bestuur. Op het moment van schrijven van dit rapport was echter nog niet bekend welke procedure hiervoor gevolgd zal worden.

8.3 AANBEVELINGEN

- Aanbevolen wordt om als GET-waarde uit te gaan van het nutriënt (fosfor of stikstof) dat in het betreffende waterlichaam met meest bepalend is voor het functioneren van het ecosysteem, en daarmee voor de ecologische kwaliteit. Voor zoete wateren zal dit in het algemeen fosfor zijn en voor brakke en zoute wateren stikstof. De in dit document opgenomen waarden voor het andere, minder beperkende nutriënt zijn richtinggevend. Afwijken van deze keuze is mogelijk, mits beargumenteerd.
- Het wordt wenselijk geacht de gebruikte methoden voor het afleiden van getalswaarden voor de GET voor nutriënten breder te toetsen en internationaal af te stemmen. Naast de gebruikte methoden zou het daarbij ook moeten gaan om de gehanteerde uitgangspunten, aannames en de resulterende getalswaarden. Voorgesteld wordt om hiervoor een internationale workshop te organiseren.
- De in het document opgenomen voorstellen voor getalswaarden voor de GET nutriënten zijn in sommige gevallen met grote onzekerheden omgeven. Dit heeft o.a. te maken met typologische problemen (té uiteenlopende wateren in één KRW-type), gebrek aan geschikte referentielocaties, gebrek aan gegevens, etc. Aanbevolen wordt een meetprogramma op te zetten waarin waterlichaam-specifiek wordt onderzocht welke waarden bij de best beschikbare (biologische) waterkwaliteit horen. De studie zou zich niet alleen tot nutriënten dienen te beperken.

Ten aanzien van dit punt wordt opgemerkt dat binnen LNV sinds 2 jaar beleidsondersteunend onderzoek loopt naar natuurdoelen in zowel natuurlijke als sterk veranderde en kunstmatige regionale wateren. Hierbij is tot nu toe voor bronnen en laagveensloten een jaar rond gemeten aan zowel biologie (alle KRW kwaliteitselementen) als de abiotische randvoorwaarden (nutriënten en meer). Een vergelijkbaar onderzoek naar laagveenplas-sen wordt mogelijk gestart. Het LNV onderzoek vormt deels een invulling van een meetprogramma zoals dat hiervoor wordt bedoeld, maar het tempo ligt nu laag doordat er maar voor één of hooguit enkele KRW-typen per jaar budget is.

Door het op korte termijn uitbreiden van het programma zou nog een nuttige bijdrage kunnen worden geleverd aan de invulling van de ecologische doelen die in de stroomge-biedsbeheersplannen zullen worden opgenomen. Hierbij dient de aandacht in eerste in-stantie te worden gericht op de meest relevante KRW watertypen (prioritering), maar ook op het op een consistente manier verzamelen van meetgegevens.

9

REFERENTIES

- Arts, G.H.P., 2000. Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren. Deel 13. Vennen. Achtergronddocument bij het "Handboek Natuurdoeltypen in Nederland". Rapport EC-LNV AS-13. Expertisecentrum LNV, Wageningen. 80p.
- Arts, G.H.P., H. Van Dam, F.G. Wortelboer, P.W.M. van Beers & J.D.M. Belgers, 2002. De toestand van het Nederlandse ven. Alterra-rapport 542, / AquaSense-rapport 02.1715. Alterra, Wageningen / AquaSense, Amsterdam / RIVM, Bilthoven. 123p.
- Arts, G.H.P., P.W.M. van Beers, J.D.M. Belgers & F.G. Wortelboer, 2001. Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in vennen: onderbouwing en toetsing van kritische depositieniveaus en effecten van herstelmaatregelen op het voorkomen van isoetiden. Alterra-rapport 262. Alterra, Wageningen / Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. 88p.
- Bloemendaal, F.H.J.L. & J.G.M. Roelofs (red.), 1988. Waterplanten en waterkwaliteit. Natuurhistorische Bibliotheek van de KNNV 45. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht. 189p.
- Breeuwsma A., J.G.A. Reijerink & O.F. Schoumans, 1990. Fosfaatverzadigde gronden in het oostelijk, centraal en zuidelijk zandgebied. Rapport 68 Staringcentrum, Wageningen.
- Brouwer, E., J.G.M. Roelofs, R. Bobbink & G.M. Verheggen, 1998. Herstelbeheer in verzuurde en geëutrofiëerde zachte wateren: waar en wanneer zinvol?, pp. 29-52. In: R.
- Bobbink, J.G.M. Roelofs & H.B.M. Tomassen (eds.), Effectgerichte maatregelen en behoud biodiversiteit in Nederland. Kun, IKC-Natuurbeheer en Ministerie van L.N.&V.
- CUWVO, 1987. Vergelijkend onderzoek naar de eutrofiëring in Nederlandse meren en plassen. CUWVO, Den Haag.
- CUWVO, 1988. Ecologische normstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren.
- EC/DG Milieu & Stuurgroep, 2005. Towards a guidance document on eutrophication assessment in the context of European water policies. Interim document, November 2005.
- Elbersen, J.W.H., P.F.M. Verdonschot, B. Roels & J.G. Hartholt, 2003. Definitiestudie KaderRichtlijn Water (KRW); I. Typologie Nederlandse Oppervlaktewateren. Alterra rapport 669, 70 pp.
- Europese Commissie, 2000. Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad, 23 oktober 2000.
- Evers, C.H.M., in prep. Getalswaarden voor de algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen. In opdracht van RIZA.
- Franken, R.J.M., J.J.P. Gardeniers & E.T.H.M. Peeters, 2006. Handboek Nederlandse Beoordelingssystemen (EBEO-systemen). Deel A. Filosofie en beschrijving van de systemen. Rapport nummer 2006-04.
- Grontmij | AquaSense & Alterra, 2005. Huidige toestand en vervolgaanpak Brabantse vennen. Rapport 05.2184.2, Grontmij | AquaSense Amsterdam / Rapport 1200, Alterra, Wageningen. 91p. + bijl.

Janse, J.H., 2005. Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. Proefschrift Wageningen UR.

Laane, R.W.P.M. (ed.), 1992. Background concentrations of natural compounds in rivers, sea water, atmosphere and mussels. Report DGW-92.033.

Nijboer, R., P. Verdonchot, A. Piechocki, G. Tonzcyk & M. Klukowska, 2006. Characterisation of pristine Polish river systems and their use as

Paffen, B.G.P., 1990. Onderzoek naar de mogelijkheden van hoogveenregeneratie in de "Groote Peel", met specifieke aandacht voor de effecten van atmosferische depositie. Vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie, Universiteit van Nijmegen. 113 pp. + Bijlage.

Portielje, R. & D.T. Van der Molen, 1998. Relaties tussen eutrofiëringsvariabelen en systeemkenmerken van de Nederlandse meren en plassen. RIZA rapport 98.007.

Portielje, R., 2005. Stuurbaarheid ecologische doelvariabelen KRW – abundantie fytoplankton in meren. RIZA Werkdocument 2005.081x concept. reference conditions for Dutch river systems. Alterra rapport 1367.

Roelofs, J.G.M., 1996. Restoration of eutrofied softwater lakes based upon carbon and phosphorus limitations. *Neth. J. Aquat. Ecol.* 30 (2-3): 197-202.

Roelofs, J.G.M., Schuurkes, J.A.A.R. and Smits, A.J.M., 1984. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters. II Experimental studies. *Aquatic Botany*. 18, 389-411.

Royal Haskoning, 2005. Validatie en verdere operationalisering van de concept KRW-maatlatten voor de natuurlijke rivier- en meertypen. Royal Haskoning, Witteveen+Bos en Takenlandschapsplanning in opdracht van RIZA.

Valiela, I., 1984. *Marine Ecological Processes*. Springer-Verlag New York Berlin Heidelberg Tokyo

Van den Berg, M.S. [red], 2004. Achtergrondrapportage referenties en maatlatten fytoplankton – rapportage van de expertgroep fytoplankton.

Van der Molen, D.T. [red], 2004a. Referenties en concept-maatlatten voor meren voor de Kaderrichtlijn Water. STOWA rapport 2004-42. ISBN 90.5773.275.0

Van der Molen, D.T. [red], 2004b. Referenties en concept-maatlatten voor kust- en overgangswateren voor de Kaderrichtlijn Water. STOWA rapport 2004-44. ISBN 90.5773.277.7.

Van der Molen, D.T. & R. Pot, 2006a. Referenties en concept-maatlatten voor Meren voor de Kaderrichtlijn water. Update april 2006. RIZA en STOWA rapport 42a.

Van der Molen, D.T. & R. Pot, 2006b. Referenties en concept-maatlatten voor Rivieren voor de Kaderrichtlijn water. Update april 2006. RIZA en STOWA rapport 43a.

Van der Molen, D.T. & R. Pot, 2006c. Referenties en concept-maatlatten voor Overgangs- en Kustwateren voor de Kaderrichtlijn water. Update april 2006. RIZA en STOWA rapport 44a.

Van Liere, E. & Jonkers, D.A., [red], 2002. Watertypegerichte normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater. RIVM rapport 703715005/2002.

Van Raaphorst, W., V.N. de Jonge, D. Dijkhuizen & B. Frederiks, 2000. Natural background concentrations of phosphorus and nitrogen in the Dutch Wadden Sea. Rapport RIKZ/2000.013.53 pp.

Verdonschot, P.F.M. (red), 1995. Beken stromen. Leidraad voor ecologisch beekherstel. 95-03 WEW-06.

Verdonschot, P.F.M. (in prep.). Gehalten van fosfor- en stikstofverbindingen onder de (zeer) goede ecologische toestand (GET) in stromende wateren. Alterra-rapport.

Verdonschot, P.F.M., 2000. Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 2, Beken. Rapport AS-2 EC-LNV.

Verdonschot, P.F.M., R.C. Nijboer & L.W.G. Higler, 2002. Nutriënten in stromende wateren. Een samenvatting. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 516c.

Wallace J.B., J.R. Webster & W.R Woodall, 1977. The role of filter feeders in flowing waters. Arch. Hydrobiol. 79: 506-532.

Werkgroep 2A Ecostat, 2003. "Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential".

BIJLAGE 1

SAMENSTELLING PROJECTGROEP KRW-NUTRIËNTEN

<i>Naam</i>	<i>Bedrijf/Instituut</i>
Dhr. L. Absil / dhr. R. Rosenboom	Stichting Reinwater
Mevr. J.G. Baretta-Bekker	RWS-RIKZ
Dhr. P. C.M. Boers (projectleider)	RWS-RIZA
Dhr. J. Boeve (voorzitter)	
Mevr. M. Fellingier / mevr. J. Elbersen	Ministerie van LNV – Dir. Kennis afd. Natuur
Dhr. N. Evers	Royal Haskoning
Dhr. M. Heijmans	ZLTO/LTO
Mevr. F. Heinis (secretaris)	HWE
Dhr. S. Landman	Ministerie van VROM
Dhr. L. van Liere / mevr. E. van der Grinten	RIVM
Mevr. M. Mul	Unie van Waterschappen
Dhr. J. Petraeus	Campina / NWO-NCW
Dhr. T. Prins	RWS-RIKZ
Dhr. W. Twisk	HHS van Schieland en de Krimpenerwaard
Dhr. T. Spek	IPO/Provincie Gelderland
Dhr. P. Verdonschot	Alterra, Centrum voor Water en Klimaat
Dhr. B. van der Wal	STOWA
Dhr. W. van Zeventer	DGW

BIJLAGE 2

GETALSWAARDEN ZOETE GEBUFFERDE MEREN

TABEL: BEREKENDE ZOMERGEMIDDELTE TOTAAL-P EN N CONCENTRATIES WAARBIJ DE KANS OP HET BEHALEN VAN HET GET VOOR CHLOROFYL-A 90%,
50% EN 10% BEDRAAGT. N GEEFT HET AANTAL MEER-JAREN WEER

Type	kans op doel	helder/ troebel	chl-norm (GET)	chl:P ratio	n	tot-P norm	chl:N ratio	n	tot-N norm
M11	90%	SD<0,6	30	857	61	0,035	79,8	80	1,05
	90%	SD>0,6	30	299	32	0,100	35,3	53	1,52
	50%	SD<0,6	30	417	61	0,072	40,3	80	1,41
	50%	SD>0,6	30	133	32	0,226	19,3	53	2,22
	10%	SD<0,6	30	140	61	0,214	20,4	80	2,14
	10%	SD>0,6	30	73	32	0,413	7,3	53	4,81
M14	90%	SD<0,6	30	719	183	0,042	59,5	216	1,17
	90%	SD>0,6	30	392	81	0,077	35,8	115	1,51
	50%	SD<0,6	30	437	183	0,069	37,5	216	1,47
	50%	SD>0,6	30	184	81	0,163	16,5	115	2,49
	10%	SD<0,6	30	266	183	0,113	22,3	216	2,02
	10%	SD>0,6	30	92	81	0,327	6,7	115	5,11
M16	90%		14,5	385	62	0,038	54,1	67	0,94
	50%		14,5	185	62	0,078	22,3	67	1,32
	10%		14,5	83	62	0,175	6,9	67	2,76
M20	90%		14,5	421	286	0,034	45,2	329	0,99
	50%		14,5	195	286	0,075	14,2	329	1,69
	10%		14,5	75	286	0,193	4,4	329	3,98
M25	90%	SD<0,6	30	941	154	0,032	74,2	185	1,07
	90%	SD>0,6	30	444	48	0,068	49,9	45	1,27
	50%	SD<0,6	30	422	154	0,071	40,6	185	1,41
	50%	SD>0,6	30	207	48	0,145	27,6	45	1,76
	10%	SD<0,6	30	168	154	0,178	14,8	185	2,69
	10%	SD>0,6	30	119	48	0,253	11,6	45	3,26
M27	90%	SD<0,6	30	1181	463	0,025	73,7	478	1,08
	90%	SD>0,6	30	544	55	0,055	50,9	48	1,26
	50%	SD<0,6	30	580	463	0,052	60,3	478	1,17
	50%	SD>0,6	30	249	55	0,121	34,1	48	1,55
	10%	SD<0,6	30	306	463	0,098	42,6	476	1,37
	10%	SD>0,6	30	143	55	0,209	26,1	48	1,82
M30/M31	90%		60	528	37	0,114	54,9	91	1,76
	50%		60	284	37	0,211	31,9	91	2,55
	10%		60	48	37	1,245	8,6	91	7,62