



Herman van Dam, adviseur Water en Natuur

Marcel van den Berg, Rijkswaterstaat RIZA

Rob Portielje, Rijkswaterstaat RIZA

Martyn Kelly, Bowburn Consultancy

Een herziene maatlat voor fyto­benthos van stromende wateren

Het fyto­benthos (de algen op de bodem en aan water- en oeverplanten) vormt een element voor de KRW-maatlatten van stromende wateren. Door de directe afhankelijkheid van de nutriënten in het water geeft het belangrijke informatie over de ecologische toestand. In de oorspronkelijke maatlatten zijn de kwaliteitsscores gebaseerd op de onderlinge verhoudingen van positieve en negatieve indicatorsoorten. Deze maatlatten bleken niet bevredigend te functioneren, onder andere doordat ze volgens de EU-maatstaven een optimistisch beeld gaven van de waterkwaliteit. Dit artikel geeft een kijkje in de keuken van de intercalibratie, waaruit ten slotte een recept is verkregen voor het construeren van een Nederlandse maatlat die wel bevredigend functioneert en een zeer duidelijke relatie heeft met de fosfaatconcentraties.

Het belangrijkste doel van de Europese Kaderrichtlijn Water is om in 2015 in alle lidstaten weer schoon oppervlaktewater te hebben. Om te kunnen zien of de inspanningen die daarvoor nodig zijn het beoogde effect hebben, moet de te verwachten vooruitgang goed worden vastgesteld. In de KRW is daarom al vastgelegd dat de waterbeheerders de ecologische toestand regelmatig moeten meten. Afhankelijk van het watertype zijn daarvoor, naast fysische en chemische parameters, diverse biologische kwaliteits­elementen aangewezen, zoals fytoplankton, waterflora (macrofyten en fyto­benthos) en macrofauna¹⁾. Dit artikel beschrijft de manier waarop een Nederlandse 'KRW-proof' maatlat voor het fyto­benthos is geconstrueerd.

Waterflora

Behalve het fytoplankton bestaat de waterflora uit waterplanten, zoals gele plomp en waterpest, en algen die de water- en oeverplanten, de oever en bodem, dikwijls met een groenig of bruinig waas bedekken. Dit laatste, het fyto­benthos, bestaat uit diverse soorten algen (wieren), die pas onder het microscoop van elkaar zijn te onderscheiden. Diatomeeën of kiezelwieren maken het leeuwendeel van het fyto­benthos uit; daarnaast komen groen- en blauwwieren voor. Voor de KRW worden meestal alleen de

kiezelwieren bekeken, omdat in verhouding tot andere algen veel bekend is over hun relaties met milieuvariabelen, zoals zoutgehalte, zuurgraad en nutriënten^{2),3)}. Het aantal soorten waterplanten in stromende wateren is vaak gering, waardoor het veel soortenrijkere fyto­benthos belangrijke aanvullende informatie kan leveren over de kwaliteit van het water, vooral over de nutriënten. De indicatieve waarde voor nutriënten is voor de praktijk van het waterbeheer van belang, want naast het verbeteren van de inrichting is een belangrijk deel van de inspanningen voor de KRW gericht op het verminderen van de nutriëntenconcentraties van het oppervlaktewater.

In de eerste versie van de maatlatten voor de stromende wateren is het fyto­benthos dan ook opgenomen⁴⁾. Deze maatlatten zijn, net als die voor de overige biologische kwaliteits­elementen, gebaseerd op de aanwezigheid van positieve indicatorsoorten, die een goede waterkwaliteit aangeven en negatieve indicatorsoorten, die een slechte kwaliteit aangeven. Daarnaast zijn er indifferente soorten, die 'overall' kunnen voorkomen of waarvan over de ecologie nog weinig bekend is.

In de praktijk bleek dat de toetsresultaten van het fyto­benthos sterk variabel zijn en nogal af kunnen wijken van die van andere

kwaliteitselementen: meestal geeft het fyto­benthos een relatief gunstig beeld van de waterkwaliteit. Eén van de redenen is dat er vaak maar weinig indicatorsoorten in een monster voorkomen en dat het oordeel dan gebaseerd is op de aanwezigheid van slechts enkele soorten⁶⁾.

In vergelijking met andere landen zijn de oorspronkelijke Nederlandse fyto­benthos-maatlatten voor stromende wateren niet streng genoeg (afbeelding 1). Omdat de 'oude' fyto­benthosmaatlat als maatlat voor nutriëntendruk niet kon worden gemist, is deze in de actualisering van de maatlatten nog wel opgenomen, maar het eindoordeel is provisorisch met één klasse verlaagd⁶⁾.

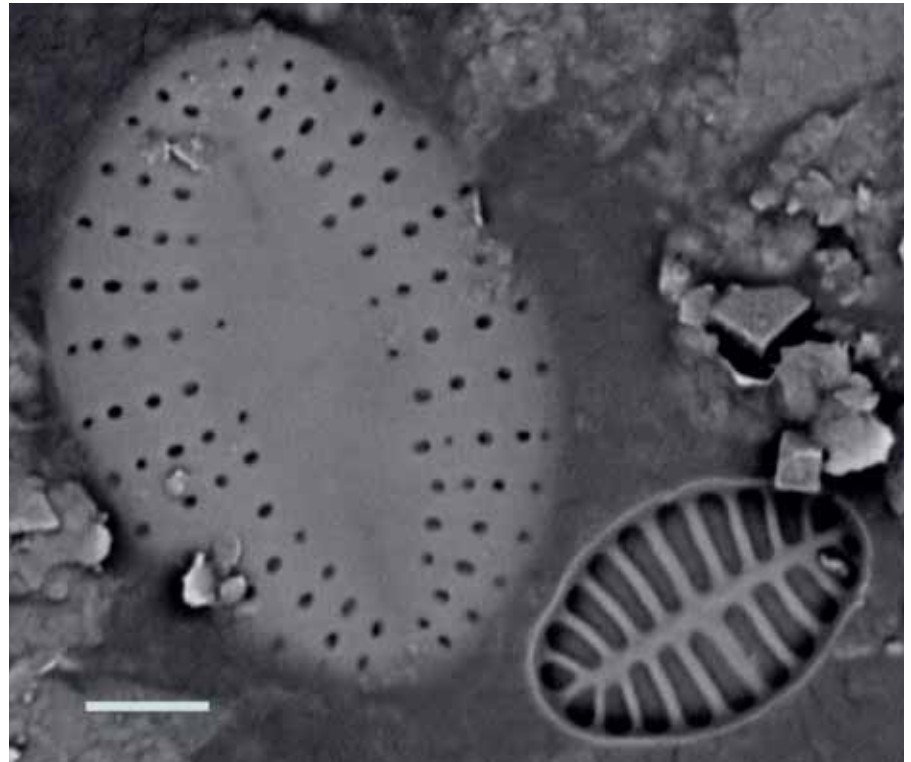
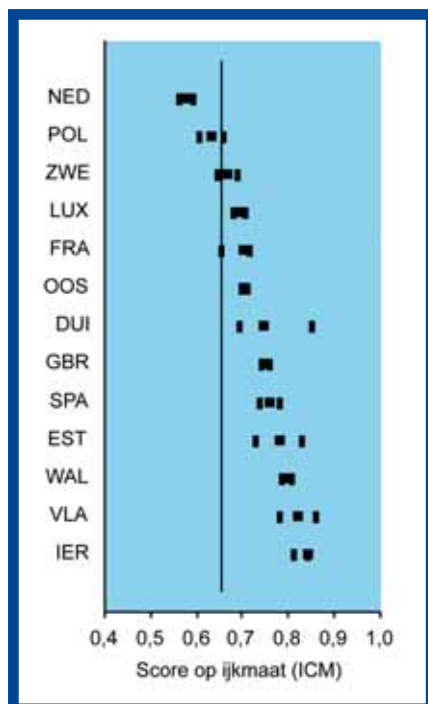
Intercalibratie

In het intercalibratieproces wordt nagegaan of de ecologische kwaliteitsgetallen, zoals die in de verschillende lidstaten worden berekend, wel met elkaar te vergelijken zijn. Daartoe hebben we 259 diatomeeën-analyses, met bijbehorende concentraties van totaal-fosfaat, opgezocht in onze eigen waarnemingen en opgevraagd bij waterbeheerders (zie afbeelding 2). Deze behoren tot de typen: R04 (bovenloop op zand), R05 (middenloop/benedenloop op zand), R06 (riviertje op zand/klei), R07 (rivier/nevengeul op klei) en R08 (zoet getijdenwater). Met de

tabellen van positieve en negatieve indicatorsoorten⁴⁾ is voor alle monsters de oude maatlatscore (ecologische kwaliteitsratio of EKR) berekend (minimaal 0, gemiddeld 0,63, maximaal 1).

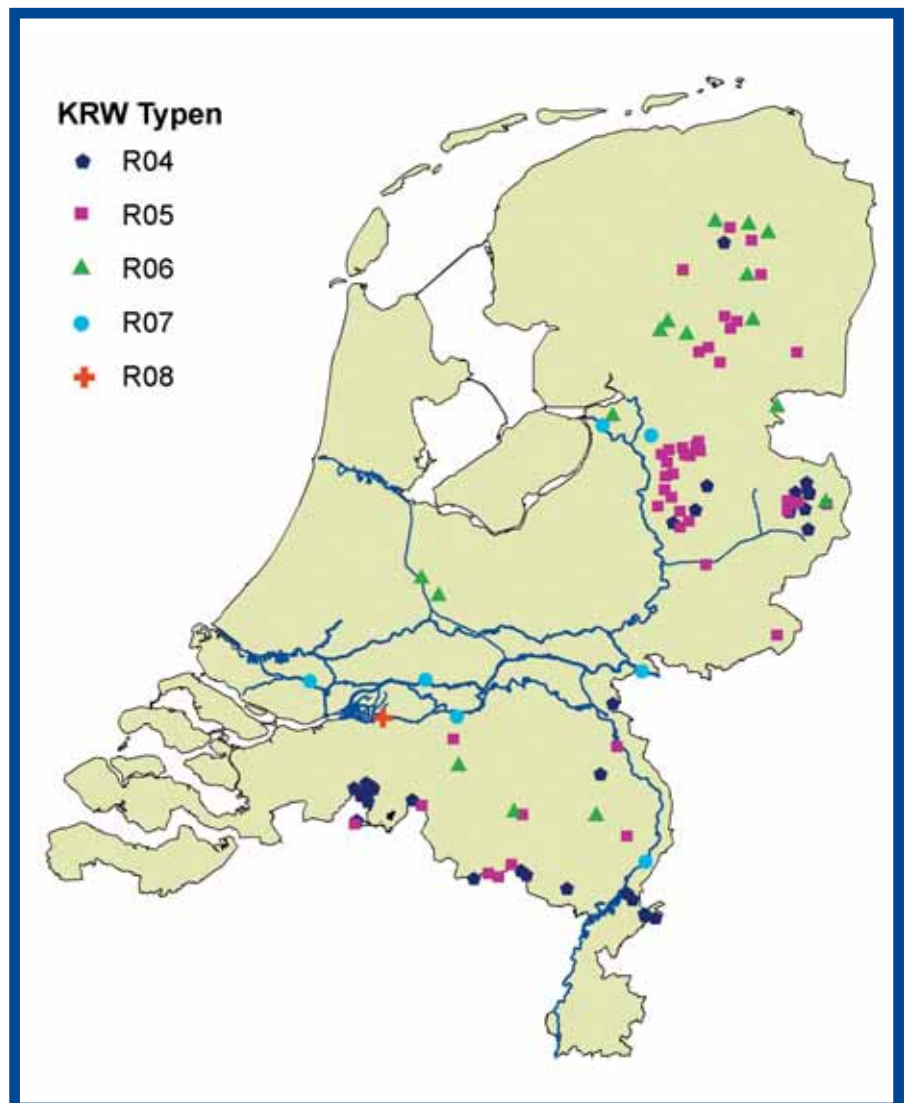
De resultaten van de 154 monsters van de typen R05 en R06 zijn ingebracht in de 'Central/Baltic GIG Phytobenthos Inter-calibration Exercise'⁷⁾, een samenwerkingsverband van EU-lidstaten, dat de maatlatten in de diverse landen vergelijkt en, waar nodig, harmoniseert. Dat is niet eenvoudig, omdat de milieucondities in de verschillende lidstaten soms erg uiteenlopen: vergelijk bijvoorbeeld de referentiecondities in de Zweedse bergen met die van het dichtbevolkte Nederlandse laagland. Bovendien bestaan grote verschillen tussen de lidstaten in de opbouw van de maatlatten. De Nederlandse en Vlaamse maatlatten, met hun positieve en negatieve indicatorsoorten, hebben de charme van de eenvoud, maar maken daardoor slechts gebruik van een klein deel van de aanwezige soorten. De structuur van veel andere maatlatten is gecompliceerder, maar die maken meestal wel gebruik van de ecologische kennis over alle aangetroffen soorten. Voorbeelden zijn de IPS (Indice de Polluosensitivité Spécifique)⁸⁾ en de TI (Trophic Index)⁹⁾. De IPS heeft vooral een goed onderscheidend vermogen in de ionen- en voedselrijkere laaglandbeken en de TI in ionen- en voedsel-armere bergbeken. In het kader is de berekeningswijze van beide indices aangegeven. Ook wordt vermeld hoe uit elke index een EQR (Ecological Quality Ratio) kan worden berekend. Dat is het kwaliteitsgetal tussen 0 en 1, waarom de Kaderrichtlijn Water vraagt. Cruciaal is hier de keuze van de referentie-

Afb. 1: Grenzen tussen de klassen goed en matig, zoals voorgesteld door de lidstaten, op de internationale ijkmaat. De stippen zijn de grenswaarden (met de 95% betrouwbaarheidsintervallen als streepjes). De verticale lijn geeft de acceptabele minimumwaarde aan⁹⁾.



Elektronenmicroscopische opname van Cocconeis pseudothumensis en Fragilaria pinnata. De maatstreep komt overeen met 2 µm (opname Bert Pex).

Afb. 2: Verspreiding van de gebruikte monsters over het land.



waarde. Die moet volgens een afgesproken procedure¹⁰⁾ worden berekend uit monsters van locaties uit de betreffende regio, waar menselijke beïnvloeding (nagenoeg) afwezig is.

Bij de intercalibratie zijn voor de datasets van de deelnemende lidstaten voor elk monster de gemiddelden berekend van de op de IPS en TI gebaseerde EQR's. Dat zijn de scores op de ijkmaatlat of intercalibration metric (ICM)⁷⁾. Vervolgens is een regressielijntje berekend tussen de scores op de ICM en de nationale maatlat (voor Nederland dus de EKR). Ten slotte zijn met de regressievergelijking de door de lidstaten zelf voorgestelde grenzen tussen de klassen matig en goed teruggerekend naar de score op de ICM (afbeelding 1).

Nederland zit met een grens van 0,57 heel duidelijk onder de grens van 0,70 ± 0,05 (het gemiddelde van alle lidstaten met een betrouwbaarheidsinterval van 95 procent). Met andere woorden, wij beoordelen de kwaliteit te gemakkelijk als 'goed'. Voor Nederland (en Vlaanderen) zijn geen referentiemonsters beschikbaar. Als referentiewaarden voor IPS en TI zijn daarvoor respectievelijk 17,8 en 2,2 genomen, de medianen van de referentiemonsters van alle andere lidstaten.

Herziening

Om aan de bezwaren tegemoet te komen, is een nieuwe maatlat geconstrueerd waarbij wél gebruik is gemaakt van de indicatoreigenschappen van alle aangetroffen soorten. Deze heeft een goede relatie met de nutriëntenconcentratie en loopt in de pas met de maatlat van de omringende EU-landen. Daartoe hebben we het concept van de positieve en negatieve indicatorsoorten losgelaten en een beredeneerde inschatting gemaakt voor de in Nederland te hanteren referentiewaarden voor IPS en TI. Voortaan maken we gebruik van de IPS. Die wordt in veel landen gebruikt omdat van bijna alle zoetwatersoorten de gevoelheidswaarden bekend zijn, het eenvoudig is om de klassengrenzen aan te passen (afhankelijk van regio en watertype) en omdat in de van nature eutrofe wateren (zoals meestal in Nederland) het onderscheidend vermogen groot is.

Referentiewaarden

De enige officiële Nederlandse referentiebeek, op grond van criteria voor de intensiteit van het huidige landgebruik, is de Hierdense beek op de Veluwe (zie ook pagina 33). De IPS- en TI-waarden hiervan zijn vermeld in tabel 1. Deze geven al aan dat de beek niet zeer schoon is: een erfenis van vroegere intensieve veehouderij¹¹⁾. De Hierdense beek bevat een mengelmoes van kiezelwieren, die wijzen op droogvallend, stromend, voedselarm, zwak gebufferd en verzuurd water dat wordt beïnvloed door organisch afbreekbaar materiaal.

In aanvulling op de Hierdense beek is daarom ook op zoek gegaan naar geschikte referentiewateren in Duitse natuurgebieden. De Rotbach en Furlbach zijn qua landschappelijke ligging, hydromorfologische en chemische omstandigheden vergelijkbaar

Vereenvoudigde berekening IPS en EQR_IPS

Aan elke soort zijn twee getallen toegekend: een gevoeligheidsgetal, met waarden tussen 1 en 20, en een getal voor de indicatiewaarde, met waarden 1, 2 of 3. Soorten met een indicatiewaarde 3 hebben een nauwe ecologische amplitude en tellen daarom zwaarder dan soorten met een lagere indicatiewaarde. De IPS van een monster is nu:

$$IPS = \frac{\sum_{i=1}^n a_i \cdot s_i \cdot v_i}{\sum_{i=1}^n a_i \cdot v_i}$$

waarin a_i , s_i en v_i respectievelijk de hoeveelheid, gevoeligheid en indicatiewaarde van de i -de soort zijn en n het aantal soorten is waarvan de gevoeligheden en indicatiewaarden bekend zijn. Een lage IPS betekent een slechte kwaliteit en een hoge IPS wijst op een goede kwaliteit.

In het intercalibratieproces wordt hieruit een EQR berekend volgens

$$EQR_{IPS} = IPS / IPS_{ref}$$

waarin IPS_{ref} de IPS in de referentiesituatie voorstelt.

Berekening TI en EQR_TI

De berekening is vergelijkbaar met die van de IPS. Elke soort heeft een getal voor de 'gevoeligheid', variërend van 0 tot 4, en een indicatiegewicht, dat hier ligt tussen 1 (zwakke indicator) en 5 (zeer sterke indicator). Voor elk monster wordt dan een gewogen gemiddelde berekend, met als uitkomst een getal tussen bijna 0 (uiterst voedselarm) en 4 (uiterst voedselrijk).

In het intercalibratieproces wordt hieruit een EQR berekend volgens

$$EQR_{TI} = (4 - TI_m) / (4 - TI_r)$$

waarin TI_r de TI in de referentiesituatie voorstelt.

Tabel 1. Gemiddelde scores van referentiemonsters.

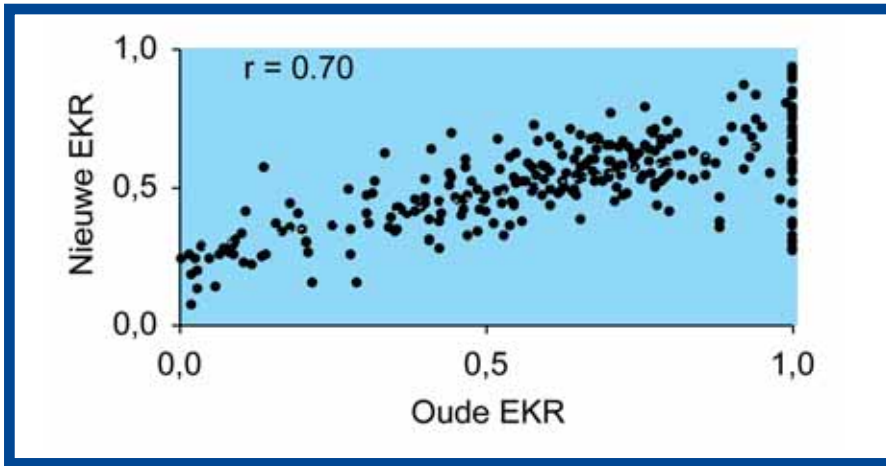
locatie/lidstaat	n	IPS	TI
Hierdense beek (bovenloop)	1	11.3	2.23
Hierdense beek (benedenloop)	1	8.2	2.02
Rotbach (Oberhausen)	1	17.6	1.29
Furlbach (Bielefeld)	1	18.0	2.17
Zweden	6	18.5	1.49
Frankrijk	10	17.2	1.56
Ierland	7	18.3	1.74
Verenigd Koninkrijk	13	18.5	2.04
Estland	12	16.7	2.35
België (Wallonië)	8	16.7	2.47

Tabel 2. Karakteristieken van de ijkmaat (ICM) en de oude en nieuwe Nederlandse maatlat.

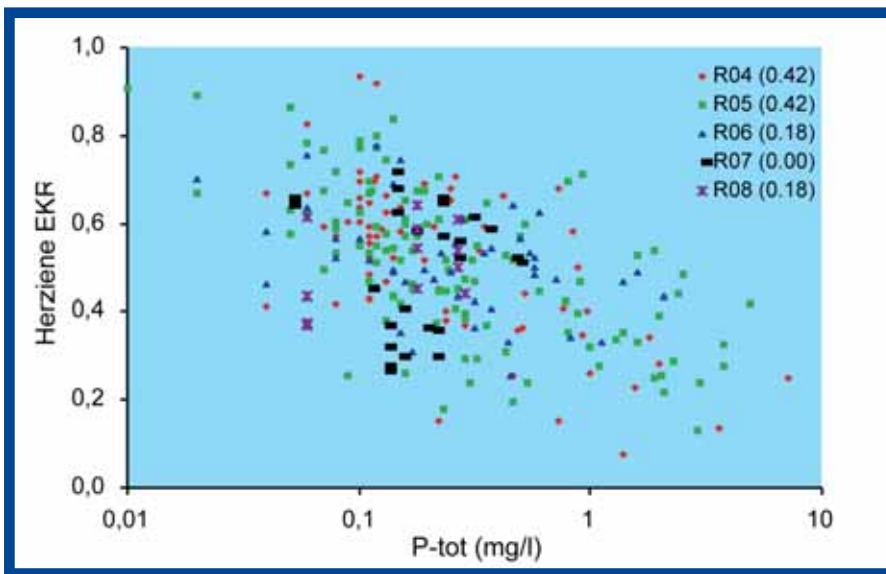
	karakteristiek	alle lidstaten	oude EKR	nieuwe EKR
referentiewaarden	TI	2.20	(2.2)	1.90
	IPS	17.8	(17.8)	17.0
klassegrenzen	hoog/goed		-	17.0
	goed/matig		-	13.0
	matig/onvoldoende		-	9.0
	onvoldoende/slecht		-	5.0
prestatiekenmerken-ijkmaat	r^2		0.70	0.87
	grens hoog/goed	0.89	0.69	0.90
	grens goed/matig	0.70	0.58	0.68
	95% betrouwbaarheidsinterval	0.05	0.19	0.12

met de oorspronkelijke Nederlandse situatie. Ze scoren erg hoog op de IPS, met een

waarde rond 17,8 (tabel 1). De TI geeft aan dat de Rotbach wat voedselarm is dan de



Afb. 3: Relatie tussen de herziene en de oude EKR.



Afb. 4: Relatie tussen de herziene EKR-scores en totaal-fosfaat, onderscheiden naar de watertypen. Tussen haakjes de determinatiecoëfficiënten (r^2).

De Rotbach bij Oberhausen.



Furlbach, wat overeenstemt met gemeten nutriëntconcentraties. In de monsters komen veel *Achnanthes*-soorten voor, zoals normaal is voor zuurstofrijke, niet-verontreinigde stromende wateren²⁾.

In het databestand van de CB-GIG werden 56 referentiemonsters gevonden van buitenlandse locaties, die min of meer met de Nederlandse typen R05 en R06 vergelijkbaar zijn. De gemiddelden voor de IPS en TI zijn vermeld in tabel 1. Regio's met granieten bergmassieven hebben lage waarden voor de TI en hoge waarden voor de IPS. In regio's waar zulke massieven ontbreken, is dit omgekeerd. Een TI voor Nederland in de buurt van 1,9 en een IPS rond 17,0 lijken heel goed verdedigbaar.

Keuze maatlat

Behalve de referentiewaarden bepaalt ook de ligging van de klassengrenzen het functioneren van de maatlat. Naast de determinatiecoëfficiënt (r^2) tussen de EKR en de berekende score op de ijkmaatlat is ook het betrouwbaarheidsinterval van de voorspelde waarde belangrijk. Tenslotte dienen de grenzen hoog/goed en goed/matig niet meer dan 0,05 EQR-eenheden af te wijken van de gemiddelden hiervan voor alle lidstaten. De grens hoog/goed moet daarom minimaal 0,84 bedragen en voor de grens goed/matig minimaal 0,65⁷⁾.

De karakteristieken zijn voor verschillende combinaties van referentiewaarden en klassengrenzen berekend. In tabel 2 zijn die van de gekozen variant vermeld, samen met de referentiewaarde van de oude maatlat en alle lidstaten. De klassengrenzen komen overeen met andere laaglandgebieden in het noordwesten van Europa^{12),13)}. De grens goed/matig van de nieuwe maatlat ligt met een waarde van 0,68 binnen de toegestane marge.

Deze maatlat is toegepast op de 56 buitenlandse referentiemonsters uit tabel 1. Gemiddeld bestaat geen significant verschil tussen het oordeel met de nieuwe Nederlandse maatlat en de oorspronkelijke buitenlandse maatlaten. Uit afbeelding 3 blijkt dat de nieuwe maatlat beter functioneert dan de oude. De vele hoge oude EKR's zijn vervangen door lagere waarden. Het gemiddelde van de nieuwe EKR (0,52) is ruim een tiende lager dan dat van de oude EKR (0,63).

EKR en nutriënten

De relaties tussen de scores van de ecologische kwaliteitsratio en de fosfaatconcentratie zijn per type weergegeven in afbeelding 4. Voor alle typen samen is de verklaarde variatie niet erg groot ($r^2 = 0,31$). Bij de typen R04 en R05, waar het aantal monsters het grootst is, is r^2 ook het grootst (0,42). De determinatiecoëfficiënt tussen de EKR en totaal-stikstof is met 0,14 voor alle typen veel lager; voor het type R05 bedraagt deze niettemin nog 0,34.

Van de typen R04 en R06 zijn de monsters die op zijn minst een goede toestand hebben (EKR $\geq 0,6$) geselecteerd. De mediane concentraties van totaal-fosfaat en totaal-stikstof bedragen respectievelijk

0,11 mg/l en 2,36 mg/l, wat in de buurt ligt van de concentraties van 0,12-0,14 P en 4 mg/l N, die elders¹⁴⁾ zijn afgeleid voor de goede ecologische toestand van natuurlijke wateren.

Voor de typen R07 en R08 bestaan geen significante verbanden tussen de ecologische kwaliteitsratio en de nutriëntenconcentraties. Hiervoor zijn te weinig locaties en monsters onderzocht.

Conclusies

Het concept van de positieve en negatieve indicatorsoorten dat in de Nederlandse maatlaten van de KRW werd toegepast, heeft de charme van de eenvoud, maar veel ecologische soortenkennis wordt hierdoor niet benut. Als bij het fyto-benthos indices worden gebruikt die meer van deze soortenkennis gebruik maken, kan de prestatie van de maatlat aanzienlijk verbeteren. De maatlat voldoet dan aan de eisen die daaraan internationaal worden gesteld. Bovendien bestaat een goed verband tussen de score op de maatlat en de nutriëntenconcentraties, vooral totaal-fosfaat. Deze relaties zijn echter nog niet voldoende om veranderingen in de ecologische kwaliteit goed te voorspellen bij veranderingen van de nutriëntenconcentraties. Om dat te bereiken, moet gebruik

gemaakt worden van gegevens die, meer dan nu het geval is, zijn verzameld met geüniformeerde bemonsterings- en analysemethoden, zowel van de diatomeeën als van de waterchemie.

LITERATUUR

- 1) EU (2000). Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautair maatregelen betreffende het waterbeleid.
- 2) Van Dam H., A. Mertens en J. Sinkeldam (1994). A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *Neth. J. Aquat. Ecol.* 28, pag. 117-131.
- 3) Ector L. en F. Rimet (2005). Using bioindicators to assess rivers in Europe: an overview. In 'Modelling community structure in freshwater ecosystems' van E. Lek, M. Scardi, P. Verdonschot, J. Descy en E. Park (red.), pag. 7-19.
- 4) Van der Molen D. (2004). Referenties en maatlaten voor rivieren ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water. STOWA. Rapport 2003/W06.
- 5) Reeze A. (2004). Brede toepassing KRW-maatlaten: rivieren en meren. RIZA. Rapport 2004.021.
- 6) Van der Molen D. en R. Pot (red.) (2006). Referenties en concept-maatlaten voor rivieren voor de Kaderrichtlijn Water. STOWA. Rapport 2004/43a.
- 7) Kelly M., C. Bennett, M. Coste, F. Delmas, L. Denys, L. Ector, C. Fauville, M. Ferreol, M. Golub, A. Jarlman, M. Kahlert, J. Lucey, B. Ni Chathain, I. Pardo, P. Pfister, J. Picinska-Faltnowicz, C. Schranz, J. Schaumburg, J. Tison, H. van Dam en S. Vilbaste (2007). Central/Baltic GIG Phytobenthos Intercalibration Exercise. Bowburn Consultancy.
- 8) Cemagref (1982). Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée.
- 9) Rott E., E. Pipp en P. Pfister (2003). Diatom methods developed for river quality assessment in Austria and a cross-check against numerical trophic indication methods used in Europe. *Algal Stud.* 110, pag. 91-115.
- 10) CIS Working Group 2.3 - REFCOND (2003). Rivers and lakes - Typology, reference conditions and classification systems. Guidance document 10. Off. for Offic. Publ. of the Eur. Comm.
- 11) Swenne A., H. Aalderink, H. Rem en G. Willemsen (2002). Nutriëntenbelasting Hierdense Beek neemt af. H₂O nr. 23, pag. 17-19.
- 12) Descy J-P. en L. Ector (1999). Use of diatoms for monitoring rivers in Belgium and Luxembourg. Proceedings international symposium Agence de l'Eau Artois-Picardie 29 september - 1 oktober 1997, pag. 128-137.
- 13) Guillard D. (2004). Evaluation de la qualité biologique des cours d'eau à l'aide des diatomées benthiques. Année 2003. Dir. Région. de l'Environ. Pays de-la-Loire.