

SCHATTING VAN WATERTYPESPECIFIEKE ACHTERGRONDCONCENTRATIES EN MOGELIJKE GRENSWAARDEN VAN TOTAALFOSFOR VOOR VLAAMSE STILSTAANDE WATEREN T.B.V. DE EUROPESE KADERRICHTLIJN WATER

Luc Denys

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
&

Jeroen Van Wichelen

Laboratorium voor Protistologie en Aquatische Ecologie
Universiteit Gent

Advies INBO.A.2007.87

8 juni 2007

Samenvatting

Recent opgestelde regressiemodellen geven het verband weer tussen de totaalfosforconcentratie en de hoogteligging, diepte en alkaliniteit van niet - of zeer weinig geeutrofiëerde Europese meren. Aan de hand van deze modellen zijn de natuurlijke achtergrondwaarden van totaalfosfor geschat voor niet-zure stilstaande wateren in Vlaanderen. Op basis hiervan worden, voor de desbetreffende watertypen, grenswaarden voorgesteld voor totaalfosfor bij een 'zeer goede ecologische toestand' (sensu Europese Kaderrichtlijn Water). Voormalige totaalfosforconcentraties in niet-zure Vlaamse wateren, die bij meer duurzame omgevingsomstandigheden gangbaar waren, zijn bepaald door toepassing van een transferfunctie op epifytische diatomeeëngemeenschappen uit de periode 1852-1940. Mede hieruit worden mogelijke ondergrenswaarden afgeleid voor de 'goede ecologische toestand' van de alkalische en circumneutrale watertypen. Onderstaande tabel vat de voorgestelde waarden samen (gemiddelde TP in $\mu\text{g.l}^{-1}$ voor mei-november).

| type | referentie | grenswaarde hoog/goed | grenswaarde goed/matig |
|------------|------------|-----------------------|------------------------|
| Ad | 35 | 40 | 45 |
| Ai | 35 | 50 | 105 |
| Ami | 30 | 40 | 70 |
| met Ami-e | 30 | 40 | 70 |
| met Ami-om | 30 | 35 | 45 |
| Aw | 20 | 35 | 55 |
| met Aw-e | 20 | 35 | 55 |
| met Aw-om | 20 | 30 | 40 |
| Cb | 20 | 30 | 40 |
| CFe | 20 | 30 | 40 |
| Czb | 15 | 20 | 30 |

Summary

Estimation of water-type specific background concentrations and possible boundary values of total phosphorus for Flemish standing waters with reference to the European Water Framework Directive

Recently published regression models relate the total phosphorus concentration of (nearly) pristine European lakes to altitude, depth and alkalinity. These models are used to estimate natural background values of total phosphorus in non-acid standing waters in Flanders, Belgium. The results are used to propose boundary values of total phosphorus for 'high ecological status' (sensu European Water Framework Directive) in the corresponding regional water types. Former concentrations of total phosphorus in non-acid Flemish waters, corresponding to more sustainable impact levels, are determined by applying a transfer function to epiphytic diatom assemblages from the period 1852-1940. These contribute to establish possible lower boundary values for the 'good ecological status' of alkaline and circumneutral water types. The table below summarizes the proposed values (average TP in $\mu\text{g.l}^{-1}$ for May-November).

| type | reference | boundary high/good | boundary good/moderate |
|------------|-----------|--------------------|------------------------|
| Ad | 35 | 40 | 45 |
| Ai | 35 | 50 | 105 |
| Ami | 30 | 40 | 70 |
| met Ami-e | 30 | 40 | 70 |
| met Ami-om | 30 | 35 | 45 |
| Aw | 20 | 35 | 55 |
| met Aw-e | 20 | 35 | 55 |
| met Aw-om | 20 | 30 | 40 |
| Cb | 20 | 30 | 40 |
| CFe | 20 | 30 | 40 |
| Czb | 15 | 20 | 30 |

1. Inleiding

Natuurlijke verschillen in nutriëntenconcentraties tussen watertypen zijn belangrijk om de ecologische verwachtingen te concretiseren. Fosfor is in de meeste niet-zure stilstaande wateren het produktiviteitslimiterende element en een belangrijke sturende variabele voor de structuur en samenstelling van in het water voorkomende levensgemeenschappen (o.a. OECD 1982). Om de mate van eutrofiëring van een stilstaand water in te schatten en de randvoorwaarden voor het duurzaam behoud van eutrofiëringsgevoelige, natuurlijke, levensgemeenschappen te kunnen garanderen is kennis van de natuurlijke fosforbelasting of -concentratie nodig.

Een eerste schatting van de natuurlijke achtergrondconcentraties – oftewel referentiewaarden in de terminologie gebezigd voor de Europese Kaderrichtlijn Water (KRLW) – in Vlaamse stilstaande wateren is gemaakt door Van Wichelen et al. (2005), op basis van de door Vighi & Chiaudani (1985) aangetoonde relatie tussen totaalfosfor (TP) en de morfo-edafische index (MEI, de ratio tussen alkaliniteit en gemiddelde diepte) van diepe meren. Inmiddels zijn evenwel nieuwe en meer geschikte regressiemodellen beschikbaar, gebaseerd op gegevens van niet - of weinig beïnvloede Europese meren (Cardoso et al. 2007). Deze houden rekening met de geografische regio's die in de interkalibratie-oefening van ecologische beoordelingsmethoden voor de KRLW gehanteerd worden en zijn – in tegenstelling tot het door Vighi & Chiaudani (1985) gevonden verband – ook voor ondiepe systemen geldig. In dit advies worden deze nieuwe modellen toegepast om mogelijke referentieconcentraties en grenswaarden voor de kwaliteitsklassen, bijzonder de grens tussen hoge en goede ecologische kwaliteit, voor een aantal Vlaamse stilstaande watertypen (Jochems et al. 2002) af te leiden.

Daarnaast wordt gepoogd om, voor een aantal watertypen waar beschikbare gegevens dit mogelijk maken, de historische TP-concentratie in de periode voorafgaand aan de algemene achteruitgang van de ecologische kwaliteit, alsook van de meest uitgesproken toename in de belasting van oppervlaktewateren met nutriënten – d.w.z. tot aan de Tweede Wereldoorlog – te schatten. Hiertoe is een ijkmodel, dat het verband tussen TP en de samenstelling van epifytische diatomeeëngemeenschappen weergeeft (Denys 2007), toegepast op diatomeeëngemeenschappen die aangetroffen zijn op herbariumexemplaren van waterplanten uit de periode 1852-1940.

Op basis van de bekomen resultaten worden typespecifieke waarden voor de maximale TP-concentratie bij een zeer goede en een goede ecologische toestand voorgesteld.

2. Materiaal en methoden

De voor de schatting van de natuurlijke achtergrondconcentratie van TP gebruikte regressiemodellen zijn in Tabel 1 weergegeven. Ze geven de gemiddelde TP-concentratie voor de periode april-september in referentiemeren die geselecteerd zijn op basis van druk-criteria, paleolimnologische gegevens of expertenoordeel. In het laatste geval zijn meren met een TP-concentratie van meer dan 35 µg.l⁻¹ echter weggezuiverd. Tabel 2 vat de waargenomen waarden samen voor de referentiemeren van de in de interkalibratie-oefening beschouwde Centraal-Baltische meertypen.

Tabel 1. Verband tussen gemiddelde TP-concentratie (april-september, µg.l⁻¹), hoogte (m boven zeeniveau), gemiddelde diepte (m) en alkaliniteit (mmol.l⁻¹) voor meren in de Centraal-Baltische regio (Cardoso et al. 2007). Tussen ronde haakjes de standaardfout op elke parameter.

| type | regressievergelijking |
|----------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| humusrijk | $\log[\text{TP}] = 1,65(0,01) - 0,08(0,02)\log(\text{hoogte}) - 0,13(0,04)\log(\text{diepte}) + 0,24(0,03)\log(\text{alkaliniteit})$ |
| niet-humusrijk | $\log[\text{TP}] = 1,49(0,01) - 0,08(0,02)\log(\text{hoogte}) - 0,13(0,04)\log(\text{diepte}) + 0,24(0,03)\log[\text{alkaliniteit}]$ |

Tabel 2. Gemiddelde TP-waarden (april-september, µg.l⁻¹) in Centraal-Baltische referentiemeren per type (Cardoso et al. 2007) en de meest overeenkomstige Vlaamse watertypen.

| type | aantal | gemiddelde | mediaan | stdev. | min. | max. | 75-percentiel | Vlaamse typen |
|-------|--------|------------|---------|--------|------|------|---------------|---------------|
| L-CB1 | 35 | 20,8 | 18,8 | 7,5 | 10,0 | 34,0 | 29,0 | Aw |
| L-CB2 | 12 | 17,7 | 17,8 | 12,1 | 0 | 33,3 | 30,6 | Ai, Ami |
| L-CB3 | 16 | 15,5 | 15,8 | 7,2 | 3,9 | 29,5 | 21,0 | Cb |

De modellen zijn toegepast op niet-zure Vlaamse wateren waarvoor de nodige gegevens beschikbaar zijn (Tabel 3). Het model voor humusrijke meren is enkel gebruikt indien de mediane absorptie van gefiltreerd water (Whatman GF/C) bij 400 nm meer dan 5 m⁻¹ bedraagt. Gezien de gemiddelde diepte voor de meeste Vlaamse wateren niet bekend is, is de natuurlijke TP-waarde voor wateren met een gekende alkaliniteit afgeleid voor zowel een minimale als een maximale mogelijke gemiddelde diepte (zie Van Wichelen et al. 2005), zodat voor elk water twee waarden bekomen zijn¹. De mogelijke referentiewaarde voor elk watertype wordt dan gegeven door het bereik van de mediane waarden bekomen met de kleinste, resp. de grootste, mogelijke diepte van alle wateren behorend tot het type. Als benadering van de grenswaarde tussen hoge en goede kwaliteit is een regressiemodel toegepast waarbij de parameters van de vergelijking met 2 maal de standaardfout gewijzigd zijn, in die zin dat dit in een maximale TP-waarde resulteert. Het bereik tussen de hoogste berekende waarden per type voor resp. de kleinste en de grootste mogelijke diepte per water kan dan opgevat worden als indicatief voor de natuurlijke variatie die bij het type wordt waargenomen en kan voor het bepalen van de grenswaarde H/G² in aanmerking komen.

¹ Voor Aw-wateren is hier evenwel een minimale gemiddelde diepte van 2 m vooropgesteld (cf. Tabel 3). Op te merken valt dat het gebruik van de in Tabel 3 vermelde minimale dieptewaarden kan leiden tot enige extrapolatie van de regressiemodellen.

² De door de KRLW voorgeschreven ecologische kwaliteitsklassen 'hoog' (= zeer goede ecologische toestand), 'goed' (= goede ecologische toestand) en 'matig' (= matige ecologische toestand) worden in deze tekst ook aangeduid als, resp., H, G en M.

Tabel 3. Aantal wateren en kenmerken per watertype voor berekening van referentie-TP op basis van Vlaamse wateren (* soms humusrijk).

| type | aantal | hoogteligging (m) | gemiddelde diepte (m) | alkaliniteit (mmol.l ⁻¹) |
|------------|--------|-------------------|-----------------------|--------------------------------------|
| Ad | 2 | 2 | 0,75-1,5 | 2,29-2,40 |
| Ai* | 36 | 2-40 | 0,5-3 | 0,99-4,50 |
| Ami* | 83 | 2-100 | 0,5-3 | 0,28-3,04 |
| met Ami-e | 81 | 2-100 | 0,5-3 | 0,28-3,04 |
| met Ami-om | 2 | 20 | 0,5-1 | 1,76-2,03 |
| Aw | 21 | 2-40 | 2-9 | 0,40-2,60 |
| met Aw-e | 15 | 2-35 | 2-9 | 0,55-2,60 |
| met Aw-om | 6 | 10-40 | 2-9 | 0,40-1,35 |
| Cb | 10 | 10-50 | 0,75-1,5 | 0,18-1,30 |
| CFe* | 7 | 10-70 | 0,5-1,5 | 0,04-1,02 |
| Czb* | 23 | 10-65 | 0,5-1,5 | 0,00-0,40 |

Om een idee van de G/M-grenswaarde² te bekomen is een WA-PLS2 transfermodel voor mediane TP-concentraties in de periode mei-november toegepast op 122 historische diatomeeëngemeenschappen die aan de watertypen Ad (N=4), Ai (N=27), Ami-e (N=73), Ami-om (N=2) en C (N=16, niet gedifferentieerd) toegewezen kunnen worden; de meeste gegevens hiertoe zijn ontleend aan Denys (1997). Deze benadering kan niet toegepast worden voor Aw-wateren, gezien historische analogen uit Vlaanderen ontbreken. Het gebruikte ijkmodel heeft een r_{jack}^2 van 0,66 en een RMSEP³ van 0,278 logTP-eenheden. Het model resulteert in beduidende waarden voor concentraties van minstens 70 µg.l⁻¹, terwijl aan lagere waarden hooguit een relatieve betekenis gehecht mag worden; concentraties onder 35 µg.l⁻¹ kunnen niet bekomen worden⁴. Omdat de betrouwbaarheid geringer is bij zeer hoge TP-concentraties en dergelijke concentraties met grotere waarschijnlijkheid een antropogene oorsprong hebben, zijn enkel geschatte waarden lager dan 300 µg.l⁻¹ weerhouden. Om de kans op overschatting te reduceren zijn ook de waarden berekend waarbij 1 RMSEP van het resultaat is afgetrokken. Omdat verwacht mag worden dat ook in de hier beschouwde historische periode een deel van de stilstaande wateren niet in een goede toestand verkeerde, worden de 75- en 90-percentielen van de geschatte waarden⁵ als insteek voor de grens G/M gebruikt (cf. Hendrickx & Denys 2005).

³ RMSEP: Root Mean Squared Error of Prediction.

⁴ De soortspecifieke parameters in het model zijn afgeleid op basis van TP-bepalingen met een bepalingdrempel van 0,70 µg.l⁻¹; bij lagere meetwaarden is de helft hiervan als waarde aangenomen, wat tevens resulteert in de laagst mogelijke waarde die op basis van de soortensamenstelling bekomen kan worden.

⁵ Voor het berekenen van de percentielen zijn geschatte waarden < 70 µg.l⁻¹ niet gewijzigd.

3. Resultaten

Tabel 4 geeft de berekende referentiewaarden weer. Voor alle watertypen is het bereik erg smal; de spanning bedraagt hooguit $4 \mu\text{g.l}^{-1}$ (Ami-om, Aw-om). De waarden voor het referentiebereik zijn ongeveer twee maal hoger voor de ondiepe alkalische watertypen dan voor de circumneutrale wateren. Voor gestratificeerde alkalische wateren is er echter nauwelijks enig verschil ten opzichte van wateren met een wat lagere pH. Vrijwel hetzelfde geldt voor het H/G-bereik; alle waarden blijven ook hier onder $50 \mu\text{g.l}^{-1}$. Het is duidelijk dat vooral aan de waarden voor Ad en Aw-om niet al te veel betekenis gehecht mag worden, gezien het zeer kleine aantal wateren voor elk van deze typen.

Tabel 4. Modelmatig geschatte TP-referentieconcentraties en afgeleide H/G-grenswaarden voor niet-zure Vlaamse watertypen ($\mu\text{g.l}^{-1}$; gemiddelde waarden mei-november).

| type | referentie-bereik | hoog/goed-bereik |
|------------|-------------------|------------------|
| Ad | 34-37 | 40-42 |
| Ai | 33-36 | 47-48 |
| Ami | 27-29 | 41-43 |
| met Ami-e | 27-29 | 41-43 |
| met Ami-om | 28-31 | 35-37 |
| Aw | 20-23 | 37-39 |
| met Aw-e | 20-23 | 37-39 |
| met Aw-om | 18-21 | 29-31 |
| Cb | 19-21 | 29-30 |
| CFe | 18-20 | 28-29 |
| Czb | 15-16 | 22-23 |

In Tabel 5 worden de percentielwaarden getoond van de op basis van historische diatomeeëngegevens geschatte mediaanconcentraties. De 75-percentiel is ca. 3 maal hoger dan de grenswaarde voor het H/G-bereik voor de Ad- en Ai-wateren en is ook voor Ami-e en de circumneutrale typen meer dan het dubbel zo hoog. Voor de 90-percentielwaarden loopt dit op tot een verhouding $\times 4$ à $\times 5$. Indien rekening gehouden wordt met een consistente overschatting, blijkt het verschil voor de 90-percentielen ongeveer op een verdubbeling van de grenswaarde neer te komen. In vergelijking hiermee zijn de 75-percentielen slechts een tiental $\mu\text{g.l}^{-1}$ lager.

Tabel 5. Percentielen van geschatte TP-concentraties voor niet-zure Vlaamse watertypen ($\mu\text{g.l}^{-1}$; mediane waarden mei-november; waarden met relatief karakter tussen haakjes; * zonder differentiatie tussen Cb, CFe en Czb).

| type | historisch 75-percentiel | historisch 90-percentiel | historisch 75-percentiel min 1 RMSEP | historisch 90-percentiel min 1 RMSEP |
|------------|--------------------------|--------------------------|-----------------------------------------|-----------------------------------------|
| Ad | 132 | 157 | 70 | 83 |
| Ai | 175 | 203 | 92 | 107 |
| Ami | 103 | 137 | < 70 (57) | 72 |
| met Ami-e | 107 | 137 | < 70 (59) | 72 |
| met Ami-om | < 70 (68) | < 70 (68) | < 70 (36) | < 70 (36) |
| C* | < 70 (65) | 88 | < 70 (35) | < 70 (46) |

4. Bespreking

Omwille van de onnauwkeurigheden bij de bepaling van nutriëntenconcentraties kan bij de toestandsbepaling voor TP een afronding tot op 5 $\mu\text{g.l}^{-1}$ gehanteerd worden. Tevens wordt aangenomen dat de mediaanwaarden bij een voldoende aantal bepalingen door gemiddelden vervangen mogen worden.

Gezien het bereik van mogelijke achtergrondwaarden voor ieder type erg klein is en de 'referentiewaarde' voor een type veeleer een hypothetische betekenis heeft, is een verdere differentiatie binnen elk watertype weinig opportuun en kan de mediaan van het afgeleide bereik hiervoor als geschikte waarde vooropgesteld worden (Tabel 6). Voor de ondiepe alkalische watertypen zijn de bekomen waarden hoger dan de mediaanwaarde van L-CB2-referentiemeren, omdat met een kleinere gemiddelde diepte en een hogere alkaliniteit rekening gehouden moet worden. Voor L-CB1 en L-CB3 is er echter geen noemenswaardig verschil.

Tabel 6. Voorgestelde referentie- en ondergrenswaarden voor TP in niet-zure Vlaamse watertypen ($\mu\text{g.l}^{-1}$; gemiddelde waarden mei-november; * G/M bepaald als mediaan H/G-bereik + verschil tussen deze waarde en mediaan referentiebereik; weinig betrouwbaar geachte, wellicht te hoge, waarden tussen ronde haakjes).

| type | mediaan referentie-bereik | referentie | hoogste waarde hoog/goed | voorstel grenswaarde hoog/goed | berekende grenswaarden goed/matig | voorstel grenswaarde goed/matig |
|------------|---------------------------|------------|-----------------------------|--------------------------------------|-----------------------------------------|---------------------------------------|
| Ad | 35,6 | 35 | 40,1 | 40 | (83) 46,0* | 45 |
| Ai | 34,4 | 35 | 46,7 | 50 | 107 | 105 |
| Ami | 28,0 | 30 | 41,2 | 40 | 72 | 70 |
| met Ami-e | 28,0 | 30 | 41,2 | 40 | 72 | 70 |
| met Ami-om | 29,5 | 30 | 35,5 | 35 | 42,5* | 45 |
| Aw | 21,5 | 20 | 36,5 | 35 | 54,0* | 55 |
| met Aw-e | 21,9 | 20 | 36,5 | 35 | 53,6* | 55 |
| met Aw-om | 19,2 | 20 | 28,9 | 30 | 40,5* | 40 |
| Cb | 19,5 | 20 | 29,3 | 30 | 40,1* | 40 |
| CFe | 19,3 | 20 | 28,1 | 30 | 37,9* | 40 |
| Czb | 15,4 | 15 | 22,1 | 20 | 29,6* | 30 |

Voor de klassegrenzen is het verkieslijk om steeds het voorzorgsprincipe te laten gelden, teneinde het afglijden naar een lagere ecologische kwaliteit te vermijden voor alle wateren die tot een bepaald type gerekend worden. Vermits in diepere wateren een lagere natuurlijke TP-concentratie te verwachten is dan in ondiepe wateren, is de laagste waarde van het H/G-bereik voor elk type, na afronding, wellicht de meest geschikte waarde voor deze klassegrens. Of de vooropgestelde waarden het volledige natuurlijke bereik van elk watertype bestrijken dient nog verder te worden uitgemaakt. Het is, bijvoorbeeld, niet uitgesloten dat de achtergrondconcentratie van TP in sommige Ai-wateren hoger is vanwege hoge natuurlijke P-concentraties in het grondwater of contact met nutriëntenrijk rivierwater. Het spreekt voor zich dat de voorgestelde waarden verder te valideren zijn.

De keuze van de G/M-grens is moeilijker. Niet alleen zijn er voor meerdere watertypen weinig of geen historische gegevens beschikbaar, ook dient uit de verschillende historische opties een verantwoorde keuze gemaakt te worden al naargelang de verwachte effecten voor de verschillende kwaliteitselementen. Bij een goede ecologische toestand dient de TP-concentratie immers dusdanig te zijn dat er

voor deze elementen slechts een geringe afwijking van de natuurlijke toestand te verwachten valt en dat de kans op ongewenste veranderingen in het aquatisch systeem klein is. De historische benadering kan het tautologische karakter van een koppeling tussen de biotische en fysisch-chemische toestand evenwel niet volledig omzeilen; hier is immers evenzeer sprake van ecologische lag- en hysteresiseffecten die, zoals bijvoorbeeld in de relatie tussen macrofyten en nutriënten, niet onbelangrijk kunnen zijn. Vooral omdat hier een verzameling 'historische momentopnamen' als uitgangspunt genomen is, blijft dit aspect problematisch. Voor watertypen waarbij de historische benadering tekort schiet, stellen zich beperkingen wanneer men de biologische kwaliteitselementen in verband wil brengen met de nutriëntentoestand vanwege de resolutie van de beschikbare concentratiegegevens. Bij de meeste Vlaamse wateren is immers een dermate hoge TP-bepalingsdrempel gehanteerd, dat ecologische relevante wijzigingen onvoldoende gesitueerd kunnen worden (cf. ook ⁴). Hierdoor zijn G/M-grenswaarden voor watertypen met lagere TP-achtergrondwaarden momenteel niet aan gebiedseigen biologische waarnemingen of beoordelingscriteria te toetsen. Mede hierom is het zinvol om de resultaten summier te vergelijken met de algemene verwachtingen voor de verschillende biologische elementen om verantwoorde keuzen te maken.

Wat het fytobenthos (p.p. diatomeeën) betreft, blijken de veranderingen in gemeenschapssamenstelling veeleer gradueel te gebeuren, maar bij concentraties > 70 µg.l⁻¹ neemt het aandeel impact-geassocieerde taxa toe (Hendrickx & Denys 2005).

Voor Nederlandse wateren geven van der Molen et al. (1998) aan dat, bij afwezigheid van dominantie van draadvormige cyanobacteriën in het fytoplankton, er 95 % kans is dat de chlorofylconcentratie minder dan 50 µg.l⁻¹ zal zijn bij een TP-concentratie van 66 µg.l⁻¹; dit resulteert bij een diepte van minder dan 1,5 m in een doorzicht van 0,4 m en voldoende licht voor vegetatie tot een diepte van 0,5-0,7 m. van Liere & Jonkers (2002) geven een zomergemiddelde van 50 µg.l⁻¹ op als kritische waarde voor helder water. Schreurs (1992) vond dominantie van cyanobacteriën bij TP-concentraties groter dan 10-50 µg.l⁻¹ in gestratificeerde Nederlandse meren en bij TP-concentraties boven 50 µg.l⁻¹ in volledig gemengde Nederlandse meren. Downing et al. (2001) stellen dat het risico op dominantie door cyanobacteriën slechts 0 tot 10 % bedraagt bij gemiddelde zomerconcentraties tussen 0 en 30 µg.l⁻¹ TP. Dit risico stijgt abrupt tot 40 % bij concentraties tussen 30 en 70 µg.l⁻¹ en tot 80 % bij waarden boven 70 µg.l⁻¹. Bovendien gaat een risico op dominantie door cyanobacteriën van meer dan 10 % samen met een chlorofyl-*a*-concentratie in de waterkolom > 10 µg.l⁻¹, wat dikwijls leidt tot een afname in doorzicht tot minder dan 1 m, een bekend breekpunt voor het frequent optreden van schadelijke algenbloei. Bij toenemende TP-concentraties kan bovendien een verandering in de groottedistributie van het fytoplankton en bijgevolg de eetbaarheid voor zoöplanktongrazers optreden. Bij TP-concentraties > 50 µg l⁻¹ bestaat de fytoplanktonbiomassa vaak bijna volledig uit grotere oneetbare algen (Watson et al. 1992).

Bijzonder in kleine wateren, kunnen submerse macrofyten een hoge bedekking over een breed TP-bereik behouden (Mjelde & Faafeng 1997; Rommens 2002; van Geest et al. 2003). Zelfs bij TP-concentraties van enkele honderden µg.l⁻¹ is een goede of hoge ecologische kwaliteit voor dit kwaliteitselement in Vlaamse wateren nog mogelijk (Schneiders et al. 2003), maar doorgaans wordt wel aangenomen dat bij concentraties tussen 50 en 150 µg.l⁻¹ vaak structurele degradatie van eutrafente watervegetaties op treedt en dat de kans op fytoplanktondominantie toe neemt, zoals hierboven reeds is aangegeven.

De macro-invertebraten- en visgemeenschap zijn in stilstaande wateren meer indirect gerelateerd aan de TP-concentratie dan de plantaardige biota, wat echter niet betekent dat een verband geheel afwezig zou zijn. Deze elementen zijn naar alle waarschijnlijkheid minder kritisch, zodat ze hier voor het afleiden van grenswaarden niet verder beschouwd worden.

In een aantal gevallen worden TP-waarden ook meer specifiek en integraal gekoppeld aan de goede ecologische toestand volgens de KRLW. Søndergaard et al. (2005) schuiven, voor Deense meren met een goede ecologische kwaliteit, een gemiddelde TP-concentratie (mei-oktober) van $< 50 \mu\text{g.l}^{-1}$ naar voor bij een gemiddelde diepte van minder dan 3 m en van $< 25 \mu\text{g.l}^{-1}$ voor diepere meren. Ook Moss et al. (2003) geven $50 \mu\text{g.l}^{-1}$ TP als waarde voor de grens G/M bij meren met een oppervlakte van $< 100 \text{ km}^2$ en een EGV van $100\text{-}800 \mu\text{S.cm}^{-1}$. Werknormen (als gemiddelden april-september) voor de grotere Nederlandse zoete meertypen zijn volgens van der Molen et al. (2006/2007) $80 \mu\text{g.l}^{-1}$ voor M14 ($0,5\text{-}100 \text{ km}^2$, < 3 m diep, zwak zuur tot basisch), $60\text{-}100 \mu\text{g.l}^{-1}$ voor M23 ($0,5\text{-}100 \text{ km}^2$, < 3 m diep, neutraal tot basisch, op kalk), $60 \mu\text{g.l}^{-1}$ voor M27 ($0,5\text{-}100 \text{ km}^2$, < 3 m diep, zwak zuur tot neutraal, op laagveen) en $30 \mu\text{g.l}^{-1}$ voor M20 ($0,5\text{-}100 \text{ km}^2$, > 3 m diep, neutraal tot basisch). Heinis & Evers (2007) geven de volgende voorstellen voor de ondergrens van de goede ecologische toestand bij kleinere ($< 0,5 \text{ km}^2$) niet-zure en zoete watertypen in Nederland: M11 (< 3 m diep, zwak zuur tot basisch) [TP] $< 100 \mu\text{g.l}^{-1}$, M25 (< 3 m diep, zwak zuur tot basisch, op laagveen) [TP] $< 70 \mu\text{g.l}^{-1}$, M5 (< 3 m diep, aangetakt aan rivier, neutraal tot basisch) en M22 (< 3 m diep, neutraal tot basisch, op kalk) [TP] $< 60\text{-}100 \mu\text{g.l}^{-1}$, M16 (> 3 m diep, neutraal tot basisch) [TP] $< 40 \mu\text{g.l}^{-1}$ en M24 (> 3 m diep, neutraal tot basisch, op kalk) [TP] $< 30\text{-}40 \mu\text{g.l}^{-1}$.

In het licht van dit alles lijken de historische 90-percentielwaarden verminderd met 1 RMSEP de meest geschikte basis om het bereik goed/matig naar onder toe te begrenzen (Tabel 6). Bij watertypen waarvoor historische gegevens ontbreken is de mediaanwaarde van het H/G-grensbereik arbitrair verhoogd met het verschil tussen deze waarde en de mediaan van het referentiebereik om een potentiële G/M-grens te bekomen. Afronding geeft vervolgens de voorgestelde grenswaarde (Tabel 6). Ook voor de zoete duinplassen (Ad) is deze werkwijze toegepast, gezien de 90-percentielwaarde ($83 \mu\text{g.l}^{-1}$) merkelijk te hoog lijkt (cf. Verdonschot & Janssen 2000). Dit geeft grenswaarden die variëren tussen 30 en $105 \mu\text{g.l}^{-1}$, waarbij voor het merendeel van de niet-zure stilstaande wateren in Vlaanderen waarden tussen 40 en $70 \mu\text{g.l}^{-1}$ bereikt dienen te worden. De aldus bekomen waarden stemmen vrij goed overeen met de grenswaarden die voor vergelijkbare Nederlandse watertypen overwogen worden. Wat de diepe wateren betreft zijn de voor Nederland ($30\text{-}40 \mu\text{g.l}^{-1}$) of Denemarken ($25 \mu\text{g.l}^{-1}$) aangehaalde waarden echter lager dan deze die worden voorgesteld voor Vlaanderen ($40\text{-}55 \mu\text{g.l}^{-1}$). In hoeverre deze nutriëntenconcentraties de goede ecologische toestand van diepe wateren in voldoende mate ondersteunen dient dan ook verder nagegaan te worden.

Dank aan Dirk Bauwens voor gewaardeerd advies.

5. Referenties

- Cardoso A.C., Solimini A., Premazzi G., Carvalho L., Lyche A. & S. Rekolainen (2007) Phosphorus reference concentrations in European lakes. *Hydrobiologia* 584: 3-12.
- Denys L. (1997) Ecotypologie van relatief ongestoorde stilstaande zoetwaterbiotopen in Vlaanderen. Een verkennend onderzoek naar samenstelling en verspreiding van diatomeeëngemeenschappen in stilstaande waters (excl. grachten en moerassen) vóór de Tweede Wereldoorlog. Departement biologie, Universitair Centrum Antwerpen, 76 p., 5 bijlagen.
- Denys L. (2007, in druk) Water-chemistry transfer functions for epiphytic diatoms in standing freshwaters and a comparison with models based on littoral sediment assemblages (Flanders, Belgium). *Journal of Paleolimnology* 37: 20 p. DOI 10.1007/s10933-006-9064-z.
- Downing J.A., Watson S.B. & E. McCauley (2001) Predicting cyanobacteria dominance in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 1905-1908.
- Heinis F. & C.H.M. Evers (2007) Afleiding getalswaarden voor nutriënten voor de goede ecologische toestand voor natuurlijke wateren. STOWA-rapport 2007-02, Utrecht, 63 p.
- Hendrickx A. & L. Denys (2005) Toepassing van verschillende biologische beoordelingssystemen op Vlaamse potentiële interkalibratielocaties overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water – Partim “Fytobenthos”. Rapport Instituut voor Natuurbehoud IN.R.2005.06, Brussel, 107 p., bijlagen.
- Jochems H., Schneiders A., Denys L. & E. Van Den Bergh (2002) Typologie van oppervlaktewateren in Vlaanderen. Verslag Instituut voor Natuurbehoud IN.O.2002.7, Brussel, 67 p., CD-rom.
- Mjelde M. & B.A. Faafeng (1997) *Ceratophyllum demersum* hampers phytoplankton development in some small Norwegian lakes over a wide range of phosphorus concentrations and geographical latitude. *Freshwater Biology* 37: 355-365.
- Moss B., Stephen D., Alvarez C., Becares E., van de Bund W., Collings S.E., van Donk E., De Eyto E., Feldmann T., Fernández-Aláez C., Fernández-Aláez M., Franken R.J.M., García-Criado F., Gross E., Gyllström M., Hansson L.-A., Irvine K., Järvalt A., Jenssen J.-P., Jeppesen E., Kairesalo T., Kornijów R., Krause T., Künnap H., Laas A., Lill E., Lorens B., Luup H., Miracle M.R., Nöges P., Nöges T., Nykänen M., Ott I., Peczula W., Peeters E.T.H.M., Phillips G., Romo S., Russel V., Salujõe J., Scheffer M., Siewertsen K., Smal H., Tesch C., Timm H., Tuvikene L., Tonno I., Virro T. & Wilson D. (2003). The determination of ecological quality in shallow lakes - a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine & Freshwater Ecosystems* 13: 507-549.
- OECD (1982) Eutrophication of waters. Monitoring assessment and control. Organisation for Economic Cooperation and Development, Publication 42077, Paris, 154 p.
- Rommens W. (2002) The ecological role of macrophytes in shallow lakes with special emphasis on charophytes. Doctoraatsthesis K.U.Leuven.
- Schneiders A., Denys L., Jochems H., Vanhecke L., Triest L., Es K., Packet J., Knuysen K. & P. Meire (2004) Ontwikkelen van een monitoringsysteem en een beoordelingsmethode voor macrofyten in oppervlaktewateren in Vlaanderen

- overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water. Rapport Instituut voor Natuurbehoud IN.R.2004.1, Brussel, 152 p., bijlagen.
- Schreurs H. (1992) Cyanobacterial dominance. Relations to eutrophication and lake morphology. Doctoral thesis, Universiteit van Amsterdam, 198 p.
- Søndergaard M., Jeppesen E., Jensen J.P., Amsinck S.L. (2005) Water framework directive: ecological classification of Danish lakes. *Journal of Applied Ecology* 42:616–629.
- van der Molen D., Boers P. & N. Evers (2006/2007) KRW-normen voor algemene fysisch-chemische waterkwaliteitselementen in natuurlijke wateren. *H₂O* 2006-25/26:31-33. Rectificatie. *H₂O* 2007-2: 36.
- van der Molen D.T., Portielje R. & S.P. Klapwijk (1998) Vierde eutrofiëringsenquête van de Nederlandse meren en plassen. *H₂O* 31(11): 16-22.
- van Geest G.J., Roozen F.C.J.M., Coops H., Roijackers R.M.M., Buijse A.D., Peeters E.T.H.M. & M. Scheffer (2003) Vegetation abundance in lowland flood plain lakes determined by surface area, age and connectivity. *Freshwater Biology* 48: 440-454.
- van Liere L. & D. Jonkers, red. (2002) Watertypegerichte normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater. RIVM-rapport 703715 005, Uithoven, 119 p.
- Van Wichelen J., Denys L., Lionard M., Dasseville R. & W. Vyverman (2005) Ontwikkelen van scores of indices voor het biologisch kwaliteitselement fytoplankton voor de Vlaamse rivieren, meren en overgangswateren overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water. Vakgroep biologie, Universiteit Gent, 101 p.
- Verdonschot P.F.M. & S.N. Janssen (2000) Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 12. Zoete duinwateren. Achtergronddocument bij het 'Handboek Natuurdoeltypen in Nederland'. Rapport Expertisecentrum LNV AS-12, Wageningen, 78 p.
- Watson S., McCauley E. & J.A. Downing (1992) Sigmoid relationships between phosphorus, algal biomass, and algal community structure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 2605-2610.