Biologische waterbeoordeling: instrument voor waterbeheer?

P.F.M. Verdonschot & L.W.G. Higler (red.)

Werkgroep Biologische Waterbeoordeling

Rijksinstituut voor Natuurbeheer
Leersum
1987

Inhoud

Voorwoord 7

Redactioneel 8

Opening - *J.J.P. Gardeniers* 9

Toespraak van de minister van Verkeer en Waterstaat - *N. Smit-Kroes* 11

I. HISTORIE 15

Geschiedenis van de biologische waterbeoordeling - *L.W.G. Higler* 15

II. THEORIE 25

Van vooroordeel naar oordeel - *P.J. Schroevers* 25
Commentaar - *W. van Vierssen* 35
De mogelijkheden van biologische waterbeoordeling gezien vanuit de ecologie - *J. Ringelberg* 37
Commentaar - *J.J.P. Gardeniers* 45
Discussie 48

III. BELEID 51

Van biologische waterbeoordeling naar ecologische normdoelstelling: de verbinding tussen wetenschap en beleid - *H.W. Kroes* 51
Commentaar - *A.M.C. Goedmakers* 63
Water(kwaliteits)beheer op regionale schaal: hèt integratieniveau voor een ecologische benadering - *H.H.Tolkamp* 66
Commentaar - *M.A. de Ruiter* 78
Discussie 81

IV. PRAKTIJK 83

Typologie als meetlat? - *P.F.M. Verdonschot* 83
Commentaar - *L. van Liere* 103
Biologische waterbeoordeling als onderdeel van het waterkwaliteitsbeheer in stromende wateren - *M.E.A. van Gijsen* 104
Toepassing van het raamwerk van Caspers & Karbe voor de waterbeoordeling in Noord- en Zuid-Holland - *I.R.M. Hovenkamp-Obbema, S.P. Klapwijk en Y. Scheffer-Ligtermoet* 109

Stressparameters bij waterorganismen als middel voor het beoordelen van effecten van toxische stoffen - *G. van Urk, F.C.M. Kerkum en J.M. Marquenie* 132
De macro-ionensamenstelling van zoet water, een instrument voor regionale typologie? - *A. Klink* 143
Discussie 147

V. TOEKOMST 149

Enkele conclusies over biologische waterbeoordeling - *W.J. Wolff* 149
De toekomst van de biologische waterbeoordeling - *J.J.P. Gardeniers* 155
Einddiscussie 157

VI. POSTERS 159

Functionele voedingsgroepen: een praktische invulling van typologie - *L. ten Cate en G. Schmidt* 159
Biologische waterbeoordeling bij het Hoogheemraadschap van Rijnland - *L. van den Hove, U.G. Dijkstra-Stam en S.P. Klapwijk* 161
Hydrobiologisch onderzoek in Noord-Holland - *Provinciale Waterstaat van Noord-Holland* 165
Verschillen tussen genormaliseerde beken en weteringen op ecologische basis - *R. Torenbeek, A. Paarlberg en J.J.P. Gardeniers* 168
Onderhoudsplannen voor oppervlaktewater - *Waterschap Regge en Dinkel* 170
Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel (EKOO) - *Provincie Overijssel en Rijksinstituut voor Natuurbeheer* 172

Literatuur 177
Colofon 184

Voorwoord

Op 2 en 3 april 1987 werd door de Vereniging 'Werkgroep Biologische Waterbeoordeling' een symposium georganiseerd met als titel 'Biologische waterbeoordeling: instrument voor waterbeheer?'

De Werkgroep Biologische Waterbeoordeling is in zijn twintigjarige bestaan steeds een forum geweest voor diegenen die werkzaam zijn in het onderzoek, beheer en beleid van de kwaliteit van oppervlaktewateren. De werkgroep is ontstaan uit een klein groepje belangstellenden, dat voor het eerst samenkwam op het RIVON, thans RIN, en het is verheugend dat deze werkers van het eerste uur bijna allen nog te vinden zijn onder de leden van wat nu een bloeiende vereniging is geworden.

Het is na twintig jaar werk een goed ogenblik gebleken om stil te staan bij de ontwikkelingen in de biologische waterbeoordeling en een blik vooruit te werpen op de integratie van waterkwaliteits- en waterkwantiteitsbeheer tot één integraal waterbeheer in Nederland. De behandelde onderwerpen in dit boekje geven een goed overzicht van de pluriforme werkwijze van de werkgroep. In de bijdragen komt de rol van ecologen en van de ecologie in het gevoerde en nog te voeren beleid duidelijk naar voren. Er wordt een beeld gegeven van het gezamenlijke doel van onderzoekers, beleids- en praktijkgerichte ecologen, maar ook van de verschillen die ontstaan zijn onder invloed van het hun omringende maatschappelijke krachtenveld, door verschillen in filosofie en in keuze met betrekking tot de benadering van de problematiek. Het bediscussiëren en concretiseren van deze verschillen door middel van een symposium levert een belangrijke bijdrage aan het bereiken van het gezamenlijke doel: instandhouding dan wel verbetering van de kwaliteit van de waterecosystemen in Nederland.

Dr. A.B.J. Sepers
Directeur Rijksinstituut voor Natuurbeheer

Redactioneel

De bijdragen aan het symposium zijn gebundeld in dit boek. De redactie heeft getracht een zekere eenheid in stijl en lengte van de bijdragen te bewerkstelligen; hierdoor zijn sommige artikelen verkort en zijn redactionele wijzigingen aangebracht. De inhoud blijft voor de verantwoording van de auteurs die met de aangebrachte wijzigingen akkoord zijn gegaan. De discussies zijn samengevat rond de behandelde kernthema's.

De redactie dankt alle subsidiënten, auteurs en medewerkers aan het symposium voor hun bijdragen, inzet en deelname, in het bijzonder T.A.W. van Rossum voor zijn deskundige redactionele inbreng.

P.F.M. Verdonschot & L.W.G. Higler

Opening

J.J.P. Gardeniers

Twintig jaar geleden stelde een kleine groep, bestaande uit mensen die hun interesse en hun werk vonden in het aquatisch ecologisch onderzoek en uit mensen die werkzaam waren in de praktijk van het waterbeheer, een overleggroep over biologische waterbeoordeling in. Deze groep is in de loop der jaren uitgegroeid tot de Werkgroep Biologische Waterbeoordeling. Wie had toen kunnen voorspellen wat de plaats van biologische waterbeoordeling, anno 1987, zou zijn? De kiem van de werkgroep bestond uit vertegenwoordigers van maatschappelijke groepen die belang hebben bij goed water en onderzoekers van het water. Nu heeft deze kiem wortel geschoten en is uitgegroeid tot een veelkleurig bloeiende plant.

De bedoeling van het symposium is niet het afsluiten van een periode of het vieren van een jubileum, ofschoon twintig jaar een respectabele leeftijd is. De bedoeling ligt veel meer in het verlengde van wat de doelstelling van de werkgroep is, nl. het stimuleren van discussie over concepten en toepassingen van waterbeoordeling en het vormen van een forum, waar degenen die werkzaam zijn op het gebied van ecologisch waterbeheer elkaar kunnen ontmoeten.

Gekozen is voor een opzet van het symposium waarbij, binnen gegeven kaders, de discussie optimale kansen krijgt. Verdeeld over vijf thema's komen sprekers en commentatoren aan het woord. De thema's worden steeds afgesloten met een plenaire discussie.

Moge het symposium zo bijdragen aan de gedachtenvorming over de mogelijkheden van ecologisch waterbeheer, nu en in de toekomst.

Toespraak van de minister van Verkeer en Waterstaat

N. Smit-Kroes

De toespraak van de minister van Verkeer en Waterstaat, mevrouw drs. N. Smit-Kroes, bij de opening van het symposium over biologische waterbeoordeling aan de Landbouwuniversiteit te Wageningen op donderdag 2 april 1987, is uitgesproken door de plv. secretaris-generaal mr. dr. C.P.C.M. Oomen.

Het water is al eeuwenlang voor Nederland een levensbron. Vroeger werd dat alleen in economische zin uitgelegd, de laatste decennia gelukkig steeds meer in ecologische zin. Ik zeg 'gelukkig' omdat ik – zonder open deuren te willen intrappen – weet dat dit besef alom in de samenleving is doorgedrongen, bij de overheid evenzeer als bij deskundigen daarbuiten.

De biologische waterbeoordeling, het thema van vandaag, speelt een belangrijke rol in het waterbeleid in Nederland. De natuur heeft ons mensen al herhaalde malen gewaarschuwd als het misging. In de Waddenzee bijvoorbeeld liepen de aantallen grote sterns in de jaren zestig plotseling sterk terug; het aantal zeehonden ging geleidelijk, maar over een veel langere periode achteruit. Wij waren ons in die jaren nog niet voldoende bewust van de gevaren van de moeilijk afbreekbare landbouwbestrijdingsmiddelen, waarvan de dieren het slachtoffer werden.

Intussen is er veel veranderd; wij beschikken over een zeer uitgebreid waterkwaliteitsmeetnet. De schadelijke stoffen van toen mogen in Nederland niet meer worden toegepast. Maar er worden steeds opnieuw chemische verbindingen ontdekt. Het is onmogelijk het water te testen op alle stoffen die in de industrie kunnen voorkomen, maar grote waakzaamheid blijft geboden. Het gevaar is namelijk dat we de stoffen niet allemaal kennen; we weten vaak niet of ze toxisch zijn en bij welke concentraties schadelijk. Sommige hopen zich al op in biologische voedselketens bij concentraties in de waterkolom die beneden de detectiegrens liggen.

Wij beschikken over technieken om uitgebreide analyses te maken. We hebben ervaring in het werken met waarnemingsreeksen. Deze technieken zijn behalve voor het voorspellen van de waterstanden ook waardevol gebleken bij de ontwikkeling van het waterkwaliteitsbeleid. Bovendien kunnen zij, in combinatie met moderne analysemethoden, worden toegepast om plannen ecologisch verantwoord en tevens op langere termijn economisch interessant uit te voeren.

Rijkswaterstaat heeft jaren geleden een uitgebreid meetprogramma opgezet om de verschillende aspecten van de waterkwaliteit te kunnen meten. Dat verschafte ons gegevens om maatregelen te kunnen nemen. Er werden rioolwaterzuiveringsinstallaties gebouwd. De zuurstofloosheid in de Rijn uit het begin van de jaren zeventig behoort tot het verleden. Sindsdien is er een fors herstel te zien van het aantal soorten ongewervelde dieren in de Rijn. Als het met de Rijn beter gaat, moet het dus ook beter gaan met wat u in uw vakgebied de toppredatoren noemt in de Waddenzee. Welnu, dat is ook zo. De grote sterns waarover ik zojuist sprak, zijn in aantal aanzienlijk toegenomen en blijven toenemen. Ze broeden nu weer op verscheidene plaatsen.

De waterkwaliteitsmetingen blijken dus hun vruchten af te werpen omdat wij er wat mee doen. Dat klinkt allemaal positief, maar u als biologen weet natuurlijk ook dat het zo simpel niet ligt. De zeehonden in de Waddenzee bijvoorbeeld hebben het nog steeds moeilijk. Na het saneren van de kwiklozingen in het Eems-Dollardgebied

bleek hun vruchtbaarheid niet toe te nemen. Inmiddels hebben onderzoekers overtuigend aangetoond dat de zeehonden lijden aan PCB-vergiftiging. En dat is een gif dat in het water van de Waddenzee vrijwel niet kan worden aangetoond, maar in de lichamen van de zeehonden wel.

Hoewel we in West-Europa hebben afgesproken dit verschrikkelijke gif niet meer te gebruiken, komt het bij saneringen van bestaande toepassingen nog vrij. We moeten van de PCB's af, maar de mogelijkheden het onschadelijk te maken, bijvoorbeeld door verbranding in goede installaties, zijn gering. Het vernietigen van PCB's ijlt als het ware na. Alleen al in de Noordzee komen jaarlijks evenveel PCB-houdende stoffen terecht, namelijk zo'n 11 tot 13 ton, als er verwerkt kunnen worden in de gezamenlijke Europese verbrandingsinstallaties. PCB-gehalten in de Nederlandse kustwateren zijn de allerhoogste ter wereld. De stof hoopt zich op in de baggerspecie, die wij dan nergens meer kwijt kunnen, en in de Waddenzee, met de rampzalige gevolgen voor het mariene milieu. Ik weet het: er zijn een aantal respectabele argumenten tegen verbranding op zee. Maar ieder jaar dat het touwtrekken tussen zee- en landverbranding voortduurt, blijven 11 tot 13 ton PCB's in de Noordzee terechtkomen. Dat is het dilemma waarvoor beleidsmakers zich in deze tijd van wetenschap en zich snel ontwikkelende technologie gesteld zien.

De biologische waterbeoordeling is een complexe materie als onderdeel van het natte meetprogramma van Rijkswaterstaat. Maar het voorbeeld van de Waddenzee heeft ons geleerd dat de ernst van de milieuproblematiek onderschat kan worden als we niet kijken naar de toestand van de natuur.

Deze spiegel werd ons dramatisch voorgehouden bij de ramp van Sandoz in Bazel eind 1986. De Rijnoeverstaten hebben nadien weer eens de politieke wil getoond daadwerkelijk mee te werken aan een volledig herstel van de Rijn. Ook dat is gemakkelijker gezegd dan gedaan. Onmiddellijk dringt zich bij deskundigen namelijk de vraag op: welk criterium stel je daarvoor? Maximale belastingen? Maar die verschillen per deelgebied. Sommige stoffen kunnen al schadelijk zijn als ze beneden de opsporingsgrens liggen. Wat dan wel? Welnu, we moeten voor ogen houden waar het werkelijk om gaat: de Rijn weer schoon en leefbaar te maken. Het vanzelfsprekend lozen van schadelijke stoffen op de rivieren moet afgelopen zijn.

Op grond van een internationaal actieplan moeten er versneld maatregelen genomen worden voor de beperking van lozingen met behulp van de meest geavanceerde technische middelen. Wij moeten niet het hoofd in de schoot leggen bij problemen die onoplosbaar lijken. Nee, ik pleit met klem voor een integrale benadering, waarbij wij steunen op toepassing van de ecologische kennis en de rol die de moderne technologie daarbij kan spelen. We moeten toe naar ecologische doelstellingen die garant staan voor een werkelijke verbetering van de waterkwaliteit en het leefmilieu. Een doelstelling met een herkenbaar symbool voor de Rijnstaatbewoners. Ik heb in dit verband bij een vorige gelegenheid de terugkeer van de zalm genoemd, een diersoort die alle aspecten van de Rijn kan symboliseren. Dit is een goede keus, want daarbij gaat het niet alleen om de waterkwaliteit, maar ook om andere aspecten die het leven van de zalm mogelijk moeten maken. Zoals de relatie tussen de leefgebieden van de zalm, te weten de zee en de rivieren, om goede paaiplaatsen op zuivere grindbodems stroomopwaarts, het uit de weg ruimen van concrete hindernissen voor een betere toegankelijkheid zoals het aanpassen van de vistrappen in stuwen. Binnen Rijkswaterstaat is een studie naar milieuvriendelijke oevers op gang gebracht die ook het aquatisch milieu ten goede komt. Dat betekent een nieuw rivierbeleid.

In de Internationale Rijnconferentie streef ik ernaar de ecologie een van de hoofdaandachtsgebieden te maken voor een aparte hoog gekwalificeerde werkgroep. Het gaat dan weer om het leefbaar maken van de rivieren. Helaas bestaat daarvoor bij sommige landen nog wat koudwatervrees. Na de ministersconferentie over de Rijn in Rotterdam is het bureau McKinsey opdracht gegeven voor een voorstudie. Deze moet uitmonden in een actieplan voor de Rijn. Daarbij moeten binnen een gestelde termijn de ecologische doelstellingen voor de Rijn worden bereikt. Ik zal er alles aan doen de Rijnoeverstaten in dit plan mee te krijgen. Er ligt nog een massa werk voor ons; het zal niet gemakkelijk zijn maar ik beschouw het als een uitdaging voor deskundigen op het gebied van ecotechniek en technologie.

In het IMP-water 1985-1989 dat maandag in de Kamer wordt behandeld, wordt het begrip ecologische doelstellingen nader uitgewerkt. Een gedetailleerde uitwerking voor oppervlaktewateren is te vinden in een recent verschenen rapport van de Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (de CUWVO). Er worden vier hoofdgroepen water onderscheiden, namelijk rivierstelsels, gegraven wateren, stilstaande wateren en zoute wateren. Er is een onderverdeling van 23 typen waarvoor een ecosysteemtypering is omschreven. We kunnen niet met één index voor de verschillende aspecten werken. Daarmee wordt geen recht gedaan aan de natuurlijke verscheidenheid. Bij de ecologische doelstellingen hoort een scala van maatregelen, die in samenhang ontwikkeld moeten worden. Dat kan het best gebeuren door integrale beheersplannen, zoals die voor delen van de Rijn en voor de Grensmaas opgesteld zullen worden.

De verschillende ecologische functies van vroeger zullen hersteld moeten worden, zodat ook aan onze maatschappelijke belangen recht wordt gedaan. Ik ben hier wat uitvoerig op ingegaan, omdat ik erop wil wijzen dat het om meer gaat dan alleen de verbetering van de waterkwaliteit van de rivieren; het gaat om een pakket van ecologische maatregelen. We zullen ons meetprogramma uiteraard blijven voortzetten en up to date houden. Dat biologische waterbeoordeling daarin een rol speelt, is voor mij duidelijk. Uw werk is juist van belang omdat het de aanpak een nieuwe dimensie geeft.

Aan de kwaliteitsverbetering in ruime zin komen veel meer organismen te pas dan alleen de zalm. Die beschouw ik echter als symbool. Het logo daarvan wil ik thans onthullen.

Geschiedenis van de biologische waterbeoordeling

L. W. G. Higler

> Het beginsel van alle dingen is het water; uit het water is alles en tot het water keert alles terug.
>
> (Thales van Milete)

Inleiding

Biologische waterbeoordeling is het geven van een waardeoordeel over de kwaliteit van een oppervlaktewater aan de hand van de samenstelling van de daarin aangetroffen planten en dieren. Elk oordeel is subjectief tot op het moment dat er consensus is bereikt over de terminologie waarmee het oordeel wordt gegeven in relatie met de aangeduide toestand van het water. Meningsverschillen worden vaak veroorzaakt door verschillen in de bepaling en beschrijving van de gewenste toestand. Deze is afhankelijk van: 1. de doelstelling die voor een bepaald water is geformuleerd, b.v. drinkwater, zwemwater, vaarwater; 2. de abiotische randvoorwaarden van geologie, klimaat, geografie, menselijke beïnvloeding e.d. voor de realisering van de gewenste toestand.

Voor biologische waterbeoordeling betekent dit dat de waar- genomen toestand van het ecosysteem water wordt vergeleken met een gewenste toestand die wordt beschreven in termen van de aan- of afwezigheid van organismen en in beperkte mate van metingen die een weerslag vormen van biologische processen. Parma (1967) en Schroevers (1968) polemiseerden in twee artikelen in het Vakblad voor Biologen over de typologie van wateren, waarbij de structuurgerichte benadering tegenover de procesgerichte worden uitgewerkt. Schroevers besluit de laatste bijdrage met een pleidooi om de levensgemeenschap objectief te beschrijven en de produktie te meten, om zo te komen tot een typologie en een interpretatie hiervan. De interpretatie vormt het subjectieve element. Het begrip typologie is gekoppeld aan referentiekader. Het is een indeling van zo ongestoord mogelijke wateren die als voorbeeld dienen voor de gewenste toestand van onderzochte wateren.

In het algemeen wordt onder biologische waterbeoordeling verstaan een gestandaardiseerde methode om de waterkwaliteit af te meten aan de hand van organismen in het water. In ruimere zin kan er ook onder worden verstaan het beschrijven van

structuur en functioneren van de levensgemeenschap en het vergelijken hiervan met levensgemeenschappen in andere wateren die tot een zelfde type behoren. Dit zijn wateren met vergelijkbare levensgemeenschappen in vergelijkbare omstandigheden. Dit laatste is een fundamenteel wetenschappelijke benadering die noodzakelijk is om tot een wetenschappelijk verantwoorde methode te komen die als instrument in het waterbeheer gebruikt kan worden.

De geschiedenis van waterbeoordeling in andere landen

Saprobie

Hynes (1960) zegt in zijn bekende boek The biology of polluted waters: 'Water pollution, even if one defines it in purely human terms, is undoubtedly older than history.' Waterverontreiniging constateren is ook een vorm van water beoordelen. Hippocrates onderscheidde in de vierde eeuw voor Christus hard en zacht water en constateerde dat kalkhoudend water minder geschikt was voor het koken. Dat kan chemische waterbeoordeling worden genoemd. Het water in de Tiber was in die dagen overigens zo vervuild dat het niet als drinkwater voor Rome kon worden gebruikt.

Aristoteles beschrijft een eeuw later de witte kleur die wordt geproduceerd door stinkende modder en de kleine rode draadjes die eruit groeien: schimmels en tubificiden werden herkend (Liebmann 1951). Dat kan biologische waterbeoordeling worden genoemd. Zonder twijfel zijn meer van dergelijke waarnemingen uit verschillende delen van de wereld en uit verschillende tijden te noemen, maar dat is niet meer dan anekdotisch.

In de 18e eeuw begint de beschrijving en systematiek van planten en dieren pas goed op gang te komen, o.a. dank zij de ontwikkeling van de microscoop. Linnaeus en O.F. Müller zijn de belangrijkste namen in die beginperiode. Pas in de vorige eeuw, maar vooral in de eerste helft van deze eeuw is er sprake van onderzoek en toepassing van biologische waterbeoordeling op een manier die vergelijkbaar is met onze huidige praktijk. In het begin van de 19e eeuw werd in Engeland bijvoorbeeld verband gelegd tussen het verdwijnen van zalm uit de Thames en de Mersey en de verontreinigingstoestand van die rivieren. Het duurde tot 1898 toen de 'Royal Commission on Sewage Disposal' richtlijnen gaf voor toepassing van het biochemisch zuurstofverbruik (BZV), een in essentie biologische parameter voor meting van organische verontreiniging. Het economisch belang van vissen en de universele toepasbaarheid van toxiciteitsproeven met micro-organismen hebben de aanzet gegeven tot het ontwikkelen van methoden voor het meten van de waterkwaliteit als instrument bij het waterbeheer.

In het begin van deze eeuw werd een systeem ontwikkeld om de verontreinigingstoestand van stromende wateren in Midden-Europa vast te stellen aan de hand van chemische, microbiologische en macrobiologische waarnemingen (Kolkwitz & Marsson 1908, 1909). Dit is het zogenaamde saprobiesysteem dat zeer veel werd en nog wordt toegepast bij de beoordeling van de staat van organische verontreiniging van oppervlaktewateren. Het concept van dit systeem is in de loop van deze eeuw door anderen gebruikt om eigen systemen te maken (Thomas 1944; Liebmann 1951; Pantle & Buck 1955; Srámek-Husek 1958; Zelinka & Marvan 1961; Fjerdingstad 1964; Sládecek 1973) en, onafhankelijk van Europees onderzoek, in Amerika ont-

wikkeld (Campbell 1939; Brinley 1942; Whipple et al. 1947). Al deze systemen verschillen niet in essentie. Sommige systemen zijn gebaseerd op het gebruik van geselecteerde groepen van organismen, of het gebruik van zo veel mogelijk groepen; in andere worden gemeenschappen of juist indicatorsoorten toegepast.

Het resultaat is steeds een indeling in zones van ernstig verontreinigd tot niet-verontreinigd (maar met inbegrip van toegenomen hoeveelheden mineralen) en de zones in de verschillende systemen zijn onderling vergelijkbaar. Het is overigens opvallend dat de saprobiesystemen veel succes hadden en hebben in continentaal Europa, maar niet in Engeland en Amerika. Desalniettemin werden in Engelstalige landen ook beoordelingssystemen ontwikkeld waarvan die van Chandler (1970) en Woodiwiss (1964) hier waarschijnlijk het bekendst zijn.

Er zijn tegen saprobiesystemen verschillende bezwaren aan te voeren, waarvan een van de belangrijkste de slechts regionale toepasbaarheid is. Desondanks claimen de meeste auteurs een ruimere toepassingsmogelijkheid dan alleen voor de eigen regio. Het watertype en de gebruikte organismen maken een universele toepassing onmogelijk. Zolang gebruik gemaakt wordt van micro-organismen, die door hun geringe afmeting meer direct op chemische veranderingen in het milieu reageren en die bovendien meestal een veel grotere verspreiding hebben dan macro-invertebraten of vissen, is ruimere toepassing een minder groot probleem. Helaas is deze toepassing vooral beperkt tot zwaar verontreinigde zones. In minder zwaar verontreinigde wateren neemt het aantal soorten en het indicatieve belang van macro-organismen toe. Deze zijn echter veel sterker gebonden aan beperkte geografische gebieden en andere omgevingsfactoren dan de verontreiniging. Om aan dit bezwaar tegemoet te komen is veelvuldig gebruik gemaakt van hogere taxonomische eenheden zoals genus- of familieniveau. Vooral in Amerika, Engeland en Frankrijk werden dergelijke systemen ontwikkeld. Zij kunnen op heel grove wijze wel zekere indicaties over de toestand van het water geven, maar er zijn vele bezwaren tegen aan te voeren. Een enkel voorbeeld kan dit verduidelijken. Steenvliegen en verschillende families en genera van kokerjuffers zijn in hun larvale stadium gebonden aan redelijk tot snel stromende beken en rivieren. De afwezigheid van deze groepen, die in de genoemde systemen een belangrijke rol spelen, behoeft in langzaam stromende wateren geenszins een slechtere waterkwaliteit te betekenen, maar kan ook uitsluitend een indicatie zijn van stroomsnelheid. Hynes (1960), Resh & Unzicker (1975) en Hellawell (1978) hebben overtuigend aangetoond dat determinatie op soortniveau een absolute vereiste is. Vergelijking van een aantal van de belangrijke systemen is te vinden o.a. bij Hellawell (1978) en Tolkamp (1985).

Vergelijking van chemische en biologische waterbeoordeling werd o.a. verricht door Nowak (1940), Thomas (1944), Liepolt (1953), Huet et al. (1955) en Butcher (1955). De conclusie lijkt te zijn dat beoordeling aan de hand van biologische systemen alleen regionaal toepasbaar is en dat chemische waarnemingen alleen, nimmer toereikend zijn. Butcher (1955) zegt zelfs dat verontreiniging beschreven dient te worden 'not by any chemical standards, which can frequently be misleading, but by the actual changes brought about in the biological balance of the stream'.

Trofie

In het voorgaande werd uitsluitend gesproken over verontreiniging en eigenlijk alleen over organische verontreiniging. Sládecek (1981) heeft weliswaar een uitbreiding van het saprobiesysteem met andere vormen van verontreiniging voorgesteld,

zoals met toxische en radioactieve stoffen, maar dit heeft geen navolging gevonden. In een ruime definiëring van biologische waterbeoordeling mag vermelding van het begrip trofie niet ontbreken. Er wordt hier niet uitgebreid op definities en de ontwikkeling van onderzoek inzake trofie en eutrofiëring ingegaan. Het is op deze plaats vooral van belang enige aandacht te besteden aan methoden om de trofiegraad te bepalen en aan de relatie trofie-saprobie, omdat beide van belang zijn voor het praktische waterbeheer.

Sinds Naumann (1921) en Thienemann (1921) is de discussie over trofie en hoe deze te bepalen, niet meer gestopt. Deze discussie spitst zich in de regel toe op de intensiteit van de primaire produktie (Elster 1958). Er zijn verschillende methoden ontwikkeld om de trofiegraad te bepalen, methoden die verdeeld kunnen worden in chemische, energie-biologische en informatie-biologische methoden (Van Dam 1977). Deze methoden komen neer op meting van nutriënten, meting van de primaire produktie en het bepalen van de groepen organismen. Deze laatste methode, die volgens Herder-Brouwer (1975) de beste resultaten oplevert, vindt gestalte in de berekening van planktonquotiënten. Een veel gebruikt quotiënt is dat van Nygaard (1949) waarin verschillende groepen van primaire producenten aangetroffen worden. Dit quotiënt en andere, daarmee vergelijkbare, berust op structuurkenmerken van de levensgemeenschap. Juist de hierbij gebruikte primaire producenten zijn zeer belangrijke componenten van de energiestroom in het water en bij uitstek geschikt om processen te meten. De aanwezigheid en hoeveelheden van planten en dieren in het water zijn het resultaat van processen, die ook op andere manieren gemeten kunnen worden.

Produktie en produktiviteit kunnen bepaald worden als maat van de vastgelegde en doorgegeven hoeveelheid energie, hetgeen een andere benadering van het trofiebegrip inhoudt. Odum (1956) rangschikte wateren op grond van het quotiënt P/R = Produktie/Respiratie. Hij vond dat toevoer van nutriënten in oligotrofe wateren met een $P/R < 1$ in eerste instantie geen wijziging van deze ratio veroorzaakte, maar op den duur tot onvolledige mineralisatie en sedimentatie leidde. P/R wordt eerst groter dan 1, maar bij voortgaande toevoer van nutriënten vinden afbraakprocessen plaats onder anaërobe omstandigheden, waardoor de primaire produktie geremd wordt: $P/R < 1$.

De relatie tussen trofie en saprobie, die hier gelegd wordt, is door Caspers & Karbe (1966) uitgewerkt tot een kader waarin trofie als opbouw en saprobie als afbraak van het stofwisselingsproces worden gekoppeld. De verontreinigingsklassen zijn meer of minder te koppelen aan de klassen van klassieke saprobiesystemen, hoewel de auteurs eigenlijk geen echt meetsysteem geven, maar een 'programma' (Sládecek 1973).

Diversiteit

Als maat voor de complexiteit van een levensgemeenschap kan het aantal onderlinge relaties tussen de organismen worden genomen die de levensgemeenschap vormen. Methoden om de complexiteit vast te stellen kunnen instrumenten zijn voor biologische waterbeoordeling. Hellawell (1978) geeft een overzicht van dergelijke methoden. Hij bespreekt modellen om de structuur van de levensgemeenschap vast te stellen (Raunkiaer 1934; Fisher et al. 1943; Preston 1948) en indices om de diversiteit van de levensgemeenschap te bepalen (Simpson 1949; Margalef 1951; McIntosh 1967; Cairns et al. 1968; Shannon 1948).

Vooral diversiteitsindices werden (en worden) veel gebruikt en misbruikt. Aangezien het meestal om een enkel getal als eindresultaat gaat van een uitgebreide be-

monstering, determinatie en rekenkundige bewerking, is de toepasbaarheid vooral gelegen in de vergelijking van indices binnen een water gedurende een periode. De keuze van de monstergrootte en van de organismengroepen bepaalt in sterke mate de waarde van het getal. Het blijft een vrij grove maat.

Geschiedenis van biologische waterbeoordeling in Nederland

Dresscher (1978) schetst een beeld van het hydrobiologisch onderzoek in Nederland, waarbij het onderzoek aan microfyten extra aandacht krijgt. Uit zijn betoog blijkt dat hydrobiologie in Nederland voornamelijk beperkt was tot onderzoek in de oceaan. In 1899 werd het eerste hydrobiologische station gesticht (het Zoölogisch Station te Den Helder), waar voornamelijk visserijkundig onderzoek plaatsvond. In 1912 werd het Rijksinstituut voor Visserijonderzoek opgericht, dat in 1914 onderdeel werd van het Zoölogisch Station. Thans bevindt dit instituut zich in IJmuiden en de mariene biologie wordt o.a. door het NIOZ op Texel verricht. De tweede directeur van het Zoölogisch Station was H.C. Redeke, die een belangrijk stempel op de ontwikkeling van de Nederlandse hydrobiologie heeft gezet. Heimans en Thijsse schreven de eerste popularisering van het zoetwateronderzoek in het nog steeds bekende werkje In Sloot en Plas (1895). Het wetenschappelijk onderzoek in binnenwateren vond sinds 1917 plaats onder leiding van Redeke op het drijvend laboratorium 'De Meerval'. In die jaren waren er enkele tientallen hydrobiologen in Nederland die zich in 1921 in de Hydrobiologische Club aaneensloten. Dit was een besloten club, die later overging in de nog steeds bestaande Hydrobiologische Vereniging. In 1957 werd het Limnologisch Instituut in Nieuwersluis opgericht en in Yerseke het Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, beide instituten van de Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen. Het praktijkgerichte hydrobiologisch onderzoek werd in de jaren vijftig landelijk 'georganiseerd' door de aanstelling van P. Leentvaar bij het Staatsbosbeheer, vanaf eveneens 1957 hydrobioloog bij het RIVON. Vanaf het eind van de jaren vijftig werd meer en meer onderzoek verricht op een vergelijkende manier door het hele land, waarbij niet uitsluitend visserijbelangen of lokale utilitaire overwegingen voorop stonden. Er werd een start gemaakt met de zogenaamde 'typeninventarisatie', werk dat primair het natuurbeschermingsbelang moest dienen.

Zo werden vooral in de jaren zestig door het RIVON vele Nederlandse watertypen stelselmatig bemonsterd op chemische samenstelling, op plankton- en macrofaunagemeenschappen (Leentvaar, Schroevers, Higler). Hierdoor werd een beeld van de belangrijkste typen van Nederlandse oppervlaktewateren verkregen, toen nog relatief ongestoord, dat nu als een referentie kan dienen. In dezelfde periode werd hydrobiologisch onderwijs en onderzoek aan universiteiten (Groningen, Amsterdam, Nijmegen) en de Landbouwhogeschool (Wageningen) geïnstitutionaliseerd, waardoor een sterke groei van het aantal hydrobiologen mogelijk werd. Nederland lag overigens achter bij een aantal andere landen, waar deze ontwikkeling al eerder had plaatsgevonden. Het voorgaande overzicht geeft slechts enkele grote lijnen aan in de ontwikkeling van de Nederlandse hydrobiologie. Biologische waterbeoordeling als officieel erkende toepassing van het hydrobiologische onderzoek speelde aanvankelijk nog geen rol van betekenis. Daarin begon in 1967 verandering te komen door de oprichting van de Werkgroep Biologische Waterbeoordeling. Behalve de drie hydro-

biologen van het RIVON waren hierbij betrokken medewerkers van het RIZA, de Visserij-inspectie, de Gezondheidsdienst van de gemeente Amsterdam, de Provinciale Waterstaat Limburg en een student Waterzuivering uit Wageningen.

Schroevers heeft in de eerste nieuwsbrief van de Werkgroep (1985) een overzicht gegeven van de geschiedenis en de ontwikkeling vanaf het schuchtere begin tot de thans ongeveer honderd leden tellende Werkgroep Biologische Waterbeoordeling. Ik zal daarom volstaan met een paar wapenfeiten en ontwikkelingen uit deze geschiedenis. In 1977 werd het zogenoemde Handboek uitgegeven (De Lange & De Ruiter) getiteld: Biologische Waterbeoordeling: methoden voor het beoordelen van Nederland oppervlaktewater op biologische grondslag. Hierin werden methoden geleverd voor de beoordeling van waterkwaliteit aan de hand van microfyten, macrofyten en macrofauna en werd een overzicht opgenomen van de belangrijkste fysische en chemische bepalingsmethoden.

Ondanks het grote succes van dit handboek, waar nog steeds veel vraag naar is, bleek tevens dat er vele onvolkomenheden kleefden aan de fundamentele ideeën die ten grondslag lagen aan de verschillende methoden. Er is thans een geheel vernieuwde versie in voorbereiding, die nog maar weinig gelijkenis met dit eerste ontwerp zal vertonen.

De Werkgroep is een forum van onderzoekers, praktijkbiologen en beleidsmedewerkers die elkaar op de hoogte houden van recente ontwikkelingen in onderzoek, van toepassingen in de praktijk en van wensen en ervaringen in de bestuurlijke sector. Er is een aantal subgroepen, die zich richten op concrete onderwerpen, zoals de problematiek van onderzoek en beheer van sloten. Gegevens van allerlei onderzoek door het hele land worden vergeleken en gerapporteerd. Een andere subgroep heeft materiaal verzameld over primaire produktie in grote wateren. Er is een groep die materiaal voor een biologische typologie van alle Nederlandse oppervlaktewateren verzamelt. Er is een groep die de redactie vormt voor het nieuwe handboek en een groep die paleolimnologisch onderzoek coördineert. Tenslotte is er een vrij grote groep voor standaardisatie, die een soort denkforum vormt voor allerlei fundamentele zaken op het gebied van biologische waterbeoordeling. De resultaten van deze werkzaamheden komen op vele plaatsen naar voren. Via de organisatie van de Werkgroep worden momenteel bepaalde projecten uitgevoerd; de ideeën worden uitgedragen in de waterkwaliteitbeherende instanties; de stem van de Werkgroep wordt gehoord in de voorbereidingsinstanties, die wettelijke kaders voor het waterbeheer maken, en leden en ex-leden van de Werkgroep worden thans aangetroffen op vele beslissingsniveaus in het beleid en beheer van oppervlaktewateren.

De vraag kan worden gesteld of Nederland op het gebied van biologische waterbeoordeling een eigen stem in de wereld laat horen. Kunnen wij toe met de internationaal ontwikkelde systemen of hebben wij eigen methoden ontwikkeld en speelt het Nederlandse onderzoek internationaal een rol?

Voor de beantwoording van die vragen gaan we eerst terug naar de jaren zestig. Bij de Provinciale Waterstaat van Limburg, waar de eerste ecologische toepassingen in het waterbeheer plaatsvonden, werd het saprobiesysteem van Liebmann toegepast (Jansen 1964). In Limburg worden in vergelijking tot elders in Nederland sneller stromende wateren aangetroffen en juist daarom is een systeem dat in Beieren is ontwikkeld, hier waarschijnlijk iets beter toepasbaar dan in andere provincies. Bij het RIVON werd aan een typeninventarisatie gewerkt en vooral het werk van Leentvaar

vormt een basis voor de huidige ideeën over de verschillende typen oppervlaktewateren, met name de stilstaande, in ons land. Schroevers bestudeerde o.a. gradiënten van fytoplankton en chemie in natuurreservaten, die voor hem aanleiding vormden tot het ontwikkelen van een theorie over het begrip waterkwaliteit. Zijn ideeën over trofie en saprobie en de relatie tussen deze beide fenomenen zijn te vinden in publikaties uit de jaren zestig die – onafhankelijk van Caspers & Karbe – tot een vergelijkbaar concept hebben geleid (Schroevers 1966a, b). Zijn ideeën en publikaties hebben sindsdien een belangrijke stimulans betekend voor het werk van de Werkgroep Biologische Waterbeoordeling.

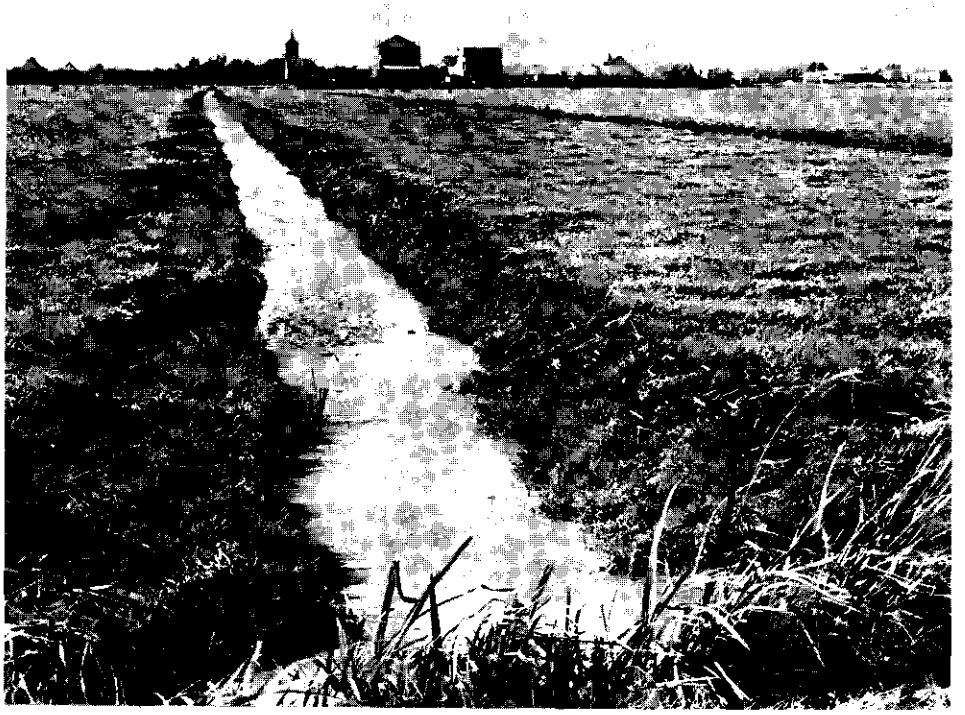
Bij een groeiend aantal praktijkinstanties, zoals Rijkswaterstaat, Provinciale Waterstaten, Waterschappen en later zuiveringsschappen, werd biologisch onderzoek geëntameerd. Er werd dikwijls teruggegrepen op bestaande saprobiesystemen zoals dat van Kolkwitz & Marsson en Sládecek, maar het werd steeds duidelijker dat Nederlandse wateren vaak een geheel eigen karakteristiek vertonen. De meeste beken stromen hier veel langzamer dan in andere landen en voor stilstaande wateren voldeden de bestaande systemen al helemaal niet. Alle eutrofe wateren zonder enige organische belasting bleken steeds in de b-mesosaprobe klasse terecht te komen en brakke wateren vielen helemaal buiten alle systemen. Onder deze druk werden eigen systemen ontwikkeld.

Moller Pillot maakte op grond van waarnemingen aan macro-invertebraten in beken van het waterschap de Dommel een geheel eigen, Brabants systeem voor organische verontreiniging in laaglandbeken (1971). Dit systeem is nog steeds zeer populair en wordt ook buiten Brabant (nogal eens ten onrechte) veel toegepast of aangepast. Schroevers (1977) en Dresscher & van der Mark (1976) ontwikkelden trofie- en saprobie beschrijvende quotiënten die een nauwkeuriger en betrouwbaarder bepaling van de waterkwaliteit in Nederlandse wateren betekenden dan mogelijk was met de bestaande quotiënten. Zij maakten gebruik van microfyten. De Lange & Van Zon (1973) publiceerden een methode om met behulp van macrofyten de waterkwaliteit vast te stellen. Naast aanpassingen van bestaande systemen zijn dus nieuwe systemen ontwikkeld die tevens een bijdrage in de internationale discussie vormen. De huidige stand van zaken komt in de andere bijdragen aan dit symposium uitgebreid aan de orde.

Conclusies

1. Biologische waterbeoordeling is een geaccepteerde methode in het waterbeheer, die duidelijke voordelen ten opzichte van chemische waterbeoordeling heeft. Een combinatie van beide methoden levert een goed beeld van aard en hoeveelheid van eventuele verontreiniging en van plaats en tijdsverloop sinds emissie.
2. De meeste beoordelingsmethoden zijn tot op heden saprobiesystemen, trofiequotiënten en diversiteitsindices. Er is een nieuwe generatie van methoden in opkomst, waarbij op zo objectief mogelijke gronden watertypologieën worden gemaakt als basis voor toetsingskaders. Bij deze methoden worden zeer veel fysische, chemische en biologische gegevens verwerkt met geautomatiseerde bestanden (o.a. Verdonschot 1983; Wright et al. 1984; Higler & Mol 1984).
3. Determinatie tot op soortniveau is een eerste vereiste en toepassing van beoordelingssystemen kan alleen regionaal plaatsvinden daar de relatie tussen organismen en omgevingsfactoren regionaal specifiek is.

4. Gebruik van regionale systemen leidt onherroepelijk tot schijnbare cirkelredenaties, omdat dezelfde typen wateren eerst in een systeem worden gezet en vervolgens aan de hand van dit systeem worden beoordeeld.
5. Om deze cirkelredenaties zo veel mogelijk te doorbreken zijn de volgende hulpmiddelen mogelijk:
   a. Bestaande publikaties
   b. Museummateriaal
   c. Paleolimnologisch onderzoek
   d. Laboratoriumexperimenten, waarbij per soort of simpel ecosysteem (proefvijvers, kunstbeken, micro-ecosystemen etc.) dosis-effectstudies verricht worden.
6. De bepaling van de gewenste of referentietoestand is uiterst arbitrair. Dit geldt zeker voor Nederland waar alle wateren door de mens beïnvloed of gecreëerd zijn.
7. Voor een goede beoordeling is grondig ecosysteemonderzoek onontbeerlijk. Het dient de basis te zijn voor het referentiesysteem en vervolgens voor het beoordelingssysteem. De praktijk van het waterbeheer kan dan gebruik maken van de ontwikkelde systemen en het beleid kan tenslotte sturend optreden in een voor de maatschappij zo optimaal mogelijke richting.



Van vooroordeel naar oordeel

P.J. Schroevers

'Natuur is datgene wat volgt op menselijk handelen'. Zo zouden wij met een uitdagende definitie deze bijdrage kunnen beginnen. Uitdagend is ze: natuur bestond immers al lang voordat er mensen waren. Mondiaal gezien en in de tijdschaal van evolutie van geologische processen heeft de mens inderdaad maar weinig invloed gehad. Zelfs grote wereldproblemen van vervuiling en erosie zijn op die schaal gezien niet meer dan speldeprikken waar over enige tijd niets meer van te merken is.

Maar als we de zaak wat beperkter bezien, binnen de grenzen van ons land en in onze eigen tijd van leven, blijken de dingen er plotseling heel anders uit te gaan zien. Het economisch handelen van mensen dicteert al eeuwen voor een belangrijk deel hoe Nederland eruitziet. Geen vierkante centimeter van ons land kan zich daaraan onttrekken. Een oernatuur, zoals die hier eens heeft bestaan, is zeker sinds 1500 na Christus, voor grote delen van ons land zelfs sinds 500 na Christus, niet meer te vinden. Wat nog wel bestaat zijn de oerwerkingen, die zich uiten in reliëf en grondsoorten, in klimaat en hydrologische hoofdstructuren. Voor natuurbeleid, waarbij de 'maakbaarheid' van onze omgeving van belang is zijn deze werkingen niet eens zo essentieel. Het zijn werkingen die al bestonden voor de mens zijn invloed deed gelden. Ze bestaan nog en blijven ook in de toekomst bestaan. En als ze veranderen, hebben mensen daar weinig invloed op. De levensgemeenschappen die alleen door deze werkingen bepaald worden, bestaan al eeuwenlang niet meer in Nederland. Wel kan een bepaalde handeling, zoals bemesten of verschralen, verlagen of verhogen van de waterspiegel, op de ene plaats een ander effect hebben dan op de andere. Daarmee is een andere vraag naar voren gekomen, te omschrijven als: 'Wat heeft de Nederlander van de natuur gemaakt?' Natuur in Nederland wordt niet als oernatuur beschouwd, maar als 'datgene wat volgt op menselijk handelen', met de kanttekening dat het effect op verschillende plaatsen anders kan zijn. De mens gaat op een bewuste manier met zijn omgeving om. Hij stelt zich een doel zoals het vangen van vis, het lozen van afval of het bouwen van een huis. Zo vindt verandering in de omgeving plaats. Naast deze primaire verandering treden echter ook secundaire veranderingen op, tertiaire, kwartaire. Nieuwe elementen komen, en gaan betrekkingen met elkaar aan. Daaruit komen dan weer toestanden voort die op hun beurt weer nieuwe elementen doen verschijnen. Zo vormt zich iets dat er eerst niet was als een spontaan proces, als 'zelfordening' nadat de mens als een stuur heeft gewerkt. Het

is deze zelfordening die als 'natuur' bestempeld wordt en waar op diverse gronden waarde aan toegekend wordt.

Ieder natuurelement dat door spontane ontwikkeling, door zelfordening ergens terecht is gekomen, is door deze omschrijving een deel van de zelfordening geworden en is daarmee als 'natuurlijk' aan te duiden. Dat geldt voor de desmidiaceeën in de Oisterwijkse vennen, het geldt ook voor de blauwwieren in het Veluwemeer. Het geldt zelfs voor de bacteriën in de afvalgoten van de steden. Het ene is niet minder natuurlijk dan het andere, en 'natuurlijkheid' als een criterium voor waarde is dan ook een slecht criterium. Enkele jaren geleden werd het project 'Landschappenkaart' van het Ministerie van Landbouw gepresenteerd. Het bestond uit een gekleurde kaart waarop de Nederlandse landschapstypen waren ingetekend. Daaroverheen kon een transparant vel gelegd worden waarop verstoringen stonden aangegeven. Echter op zowel de kaart als het transparant waren sporen van menselijk handelen (zoals gegraven sloten en plassen, aangelegde wegen, stadscomplexen, kanalen en vaarten) zichtbaar. Maar datgene wat op de kaart stond werd als 'goed' bestempeld, terwijl wat op het transparant stond 'slecht' genoemd werd. Daar zette zoals de handleiding aangaf, het 'bederf', de 'achteruitgang' in. Maar de grens tussen kaart en transparant had geen enkele fundementele betekenis, was niet door redenering onderbouwd en steunde niet op inzicht. Zijn elementen van de kaart natuurlijker dan van het transparant? Zijn ze op de kaart wél met hun omgeving in harmonie en op het transparant niet? Bij een natuur gedefinieerd als 'datgene wat volgt op menselijk handelen' gaat dat niet op.

Natuurlijkheid, ongestoordheid, authenticiteit zijn kernbegrippen ten aanzien van de manier waarop natuurelementen worden geïnterpreteerd, dat zonder twijfel. Maar als criterium voor beoordeling zijn ze niet geschikt. Het zijn vooroordelen, mits gerefereerd aan de voornoemde definitie van natuur.

Daarmee is een term uit de titel aangegeven: het vooroordeel. Hydrobiologen wordt gevraagd om over de kwaliteit van het water te oordelen, om op ecologische grondslagen gebaseerde argumenten te leveren waarom een bepaald water goed, een ander matig of slecht is. Maar hoe ecologisch onderbouwd kan zo'n oordeel zijn? Gebeurt hier hetzelfde als bij de landschappenkaart gebeurde? Wordt wetenschap gebruikt om de schijn van onderbouwdheid aan te geven terwijl het slechts privéoordelen en daarmee vooroordelen zijn? Dat het niet goed gaat met de Nederlandse natuur, daar is iedereen het over eens. Datgene wat volgt op menselijk handelen, voldoet niet meer aan de eisen die er redelijkerwijs aan gesteld kunnen worden. Dat handelen is dus voor verbetering vatbaar. In deze opvatting is goed of niet goed niet een oordeel over natuurlijkheid, niet een resultante van wetenschappelijke kennis, maar een voldoen aan door mensen gestelde eisen, een antropocen-trische benadering. Dat is terecht: kwaliteit – het onderscheid tussen goed en niet meer goed – is geen wetenschappelijk begrip. Het heeft met het mens-zijn te maken; met belangen, al is er dan wel sprake van een breed scala van belangen, van pure overleving tot ethisch besef. De vraag, die door het beleid aan biologen gesteld wordt heeft te maken met 'hoe hoort het eigenlijk'. Zo'n vraag wordt dan beantwoord met typologische, stofwisselingsdynamische of andere methoden. Maar altijd worden waardeuitspraken gedaan. Maar gaat het hier wel om ecologische aspecten of is het in werkelijkheid slechts de schijn van ecologische objectiviteit? Het is het misverstand over 'natuurlijkheid' dat hier speelt.

Ecologie kan bij het leveren van waardeoordelen wel een belangrijke bijdrage leve-

ren, namelijk door het verduidelijken van de consequenties van keuzen. Maar juist daarin schiet ze zo vaak te kort. Men zou dat het tweede misverstand kunnen noemen. Tegenwoordig wordt vaak naar de 'stuurbaarheid' van criteria gevraagd. Er zou meer naar de processen dan naar de structuren moeten worden gekeken, aandacht voor de dynamiek en de functionele aspecten van het systeem (b.v. fosfaathuishouding, zuurstofregime) is best goed. Maar worden daarmee beoordelingen meer ecologisch, meer gefundeerd? Dat is niet zo. Maar er is meer aan de hand. Wat hier gebeurt, is vermenging van twee aspecten. Aan de ene kant wordt gevraagd om een gedragscode voor het menselijk handelen, terwijl aan de andere kant gezocht wordt naar criteria, waarmee het effect van dat handelen wordt beoordeeld. Het is de tegenstelling tussen het 'sturen' en het 'volgen'. Tussen die beide zit een groot verschil en het lijkt erop, alsof dat verschil niet wordt erkend.

De discussies van de Commissie Ecologische Normen van de Gezondheidsraad, over doelstellingen, werden in eerste instantie gericht op 'diversiteit van soorten, de diversiteit van ecosystemen en het functioneren van ecosystemen'. Maar na enige discussie verviel het laatste omdat ecosystemen immers altijd functioneren. Bij de discussies rond het zogenaamde 'Groeneveld-document' over het landschap van de toekomst, gebeurde hetzelfde. Daar was in eerste instantie veel aandacht voor de functies uit het Globaal Ecologisch Model, met name de regulatiefunctie, volgens welke de natuur weer goed maakt wat de mens bederft zoals massa's bacteriën in zuiveringswater, blauwwieren in randmeren. Ook daar luidde de conclusie dat dat aspect beter kon vervallen.

Wat betekenen de functionele aspecten bij het waarnemen in de natuur? Een voorbeeld: een rimpelloze sloot, de blauwe lucht weerspiegelt zich in het oppervlak, mesotrofie indicerende planten langs de oever, een goed zuurstofgehalte, kortom een 'goede' sloot. Maar bij continue meting is gebleken dat deze sloot per etmaal zestien uur onverzadigd is. Wat is de consequentie daarvan voor een waardeoordeel? Het gaat pas betekenis krijgen als het water stinkt of als er dode vissen gaan drijven en daarmee de persoonlijke waarneming geraakt wordt of als het tot de slotsom leidt dat die mooie mesotrofe vegetatie gevaar loopt. Het zijn de gevolgen die tot een waardeoordeel leiden, de waarneembare zaken.

Het gebruik maken van functionele aspecten voor de beoordeling van de kwaliteit van een water is een onjuiste handelwijze die het vooroordeel versterkt. Ze ontkent namelijk het verschil tussen datgene wat stuurt en datgene wat volgt. En daarin kan nu juist de bijdrage van de ecologie liggen, de wetenschap die de relaties onderzoekt tussen dat wat stuurt en dat wat volgt. Als de ecologie al een bijdrage aan de beoordeling van water zou kunnen leveren, zou dat juist hier zijn. Er blijkt een scherp onderscheid te bestaan tussen stuurnormen en volgnormen. Stuurnormen vormen een gedragscode, ze geven aan waar mensen zich aan te houden hebben als ze verantwoord willen leven. Volgnormen geven aan wat mensen willen en doen dat exact. Maar ze zeggen niets over de manier waarop dat doel te bereiken valt. Het zijn beide beleidsuitspraken; ze gaan over wenselijkheden, en hebben wetenschappelijk gezien geen enkele betekenis. Ze zijn bovendien zinloos als ze niet aan elkaar verbonden worden. In eerste instantie brengt gezond verstand die verbinding tot stand. Door ecologie te bedrijven kan die koppeling worden verbeterd, meer bespreekbaar en hanteerbaar worden gemaakt.

De overbrugging van de gesignaleerde tegenstelling kan in twee richtingen gebeuren: van stuur naar volg en van volg naar stuur. Een beoordeling die uitgaat van de

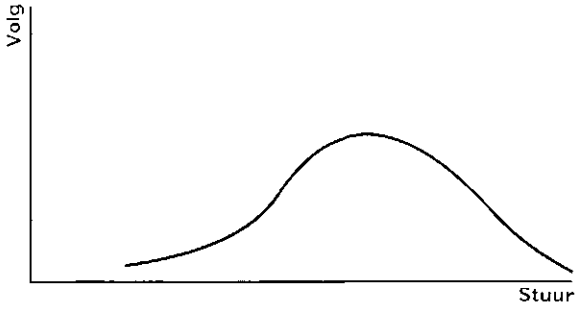
natuur als een totaliteit, waarvoor wij mensen verantwoordelijkheid hebben, moet zich aan het tweede houden. Het constateren van wenselijkheden en onwenselijkheden in de kwalitatieve aard van de natuur, vraagt kennis van de sturende krachten. Eerst worden de wenselijkheden geformuleerd, vanuit de volgaspecten. Vandaar wordt teruggeredeneerd naar de stuuraspecten. De Werkgroep Biologische Waterbeoordeling doet met name het tweede: het aangeven van een verband tussen die kwaliteitsuitspraken die hun bron vinden in de waarneming tevelde en de manier waarop mensen daarmee omgaan. Het is een juiste constatering dat biologische waterbeoordelaars kwaliteitseisen zoeken en vinden in de verspreiding van planten en dieren in het water, eerder dan in de functionele aspecten, waarin het stuurelement zoveel sterker vertegenwoordigd is. Met andere woorden, eerder de aanwezigheid van Lobelia of Corixa, of het aantal soorten per x individuen levert een kwaliteitsidee dan krommen van zuurstof, stikstof of organische belasting. Maar waterbeoordelaars moeten die andere aspecten wel in hun beschouwingen betrekken, want dat geeft de stuurmogelijkheden aan.

De onderlinge samenhang van de diverse gebruiksfuncties, de manieren waarop boeren, hengelaars, natuurbeschermers, drinkwaterbereiders met elkaar te maken krijgen als ze een beroep op het water doen, is ook belangrijk voor de relatie ecologie-waterbeoordeling. Als de natuurbeheerder tracht de diversiteit aan soorten binnen een bepaald gebied zo hoog mogelijk te maken, loopt hij de kans het met boeren aan de stok te krijgen omdat zijn activiteiten de produktie beïnvloeden. Omgekeerd kan het gebruik van kunstmest allerlei natuurwaarden aantasten. Er bestaat een onderlinge wisselwerking tussen de eigenschappen van het natuurlijke systeem.

Er zijn natuurlijk geen absolute stuureigenschappen, net zo min als absolute volgeigenschappen. Het zuurstofregime is in hoge mate afhankelijk van de activiteiten van organismen, maar het beïnvloedt op zijn beurt weer organismen in hun activiteit. De komst van een fytoplanktonsoort is afhankelijk van werkingen die die komst mogelijk maken. Maar op zijn beurt kan die soort weer als een stuur werken, door een voedselbron te zijn voor een dier. Zo bestaat er een groot aantal wisselwerkingen binnen het systeem, waarbij een element soms als een stuur werkt, dan weer een respons is. Zo werkt de zelfordening. Het maakt het onderscheid tussen stuurnormen en volgnormen niet minder noodzakelijk, maar het geeft wel iets van de onderlinge verwevenheid aan. Het is dit soort van verwevenheden dat er uiteindelijk voor verantwoordelijk is, dat er samenhang bestaat tussen de diversiteit aan organismen en de intensiteit van de primaire produktie, tussen de opvangcapaciteit voor afval en de aanwezigheid van speciale soorten. Het laat zien wanneer verschillende in de maatschappij bestaande belangen samen kunnen gaan en wanneer ze met elkaar in conflict komen.

Uiteindelijk gaat het om de invulling van het verschil tussen dat wat stuurt en dat wat volgt. Zo, en zo alleen is aan ecologie een zinvolle plaats toe te kennen in het werkveld van de biologische waterbeoordeling; in het leren zien, waar vooroordelen liggen, en hoe deze tot oordelen zijn om te vormen.

Ecologie is de wetenschap die de relaties onderzoekt tussen dat wat stuurt en dat wat volgt. Wordt deze omschrijving vergeleken met die van Haeckel, de oorspronkelijke definitie, waarin het gaat om relaties tussen organismen en omgeving, dan zien we dat het eerder een andere manier van formuleren is dan het leveren van een nieuwe definitie. Ook de tolerantiekromme uit ieder ecologisch handboek kan op een dergelijke manier aangepast worden (Fig. 1).



Figuur 1. De optimumkromme uitgedrukt in de relatie tussen het sturen en het volgen.

Deze figuur kan op wel honderd verschillende manieren worden geconcretiseerd; enerzijds met een experimentele opstelling in het laboratorium als het ene uiterste, waar het aantal individuen in een reincultuur wordt uitgezet tegen het oplopen van het gehalte aan één stof bij gelijk blijven van alle andere omstandigheden, anderzijds de integratie van alle veranderingen in een landschap, als gevolg van de ontwikkeling van produktiekrachten als het andere uiterste. Het doel van beide benaderingen is kennis op te doen over het verband tussen sturende en volgende krachten, en om deze kennis een voorspellende waarde te geven. En dat is precies datgene wat uit maatschappelijk oogpunt wordt gewenst! Al snel nadat de ecologie als een vak erkend werd, werd het voorspellen als een na te streven doel gezien. Sommige limnologen (Forel 1901; Thienemann 1925) gaven al aan dat het daarbij om meer ging dan om rechtstreekse causale relaties tussen organismen en milieufactoren. Maar in het algemeen was de aanpak toch tamelijk primitief, zeker in Nederland.

De veronderstelling van een directe causale relatie tussen factor en organismen werd in het veld gezocht en steevast gevolgd door de noodzaak om na verloop van tijd het laboratorium in te duiken. Meestal werd eraan toegevoegd dat door dit laatste het werk pas echt wetenschappelijk wordt. Het is natuurlijk erg verleidelijk om zo te denken. Kennis van alle condities van alle soorten leidt tot de veronderstelling dat alles bekend is. Het eindresultaat is een grote tabel waarin alle antwoorden op alle te stellen vragen staan. 'Verander factor p en q dan zullen de soorten x1, x2 en x3 verdwijnen, en y1, y2 en y3 ervoor in de plaats komen.' Deze absolute voorspelbaarheid lijkt het ideaal van de ecoloog. Misschien was de gedachte iets meer genuanceerd, maar dit is de kern. Voor veel mensen geldt dit eigenlijk nog steeds. Essentieel ervoor is de monocausale denkwijze, die iedere betrekking in de natuur tot een lineair, stap voor stap vervolgbaar gegeven wil herleiden.

Sinds het begin van mijn loopbaan bij wat toen nog het RIVON heette, heb ik me tegen deze opvatting verzet. De natuur is veel meer dan de som van een aantal processen en door dat te ontkennen wordt de natuur op een ernstige manier te kort gedaan. De voorspelbaarheid die uit dit soort kennis te voorschijn komt, is maar heel gering. De tolerantiegrenzen zoals die in het laboratorium gevonden worden, zijn in de natuur maar zelden bepalend. Niet alleen zijn het vaak andere factoren die de richting aangeven, maar er gelden ook andere betrekkingen, zoals synergismen, complicerende werkingen tussen stuurvariabelen onderling, of conditionele werkingen.

Ik en ik niet alleen bepleitte de 'correlatief interpreterende' werkwijze, ter onder-

scheiding van de experimenteel-verklarende. Het is een holistische benadering waarin de natuur als een complex stelsel wordt gezien en waarin volgverschijnselen, zoals het voorkomen van organismen op een ingewikkelde, niet te ontrafelen manier met de sturende krachten verbonden zijn. Het is veeleer van belang om dat verband te zien dan om de wegen te kennen waarlangs dat verloopt. De bouwstenen voor dit natuurbeeld wordt in het typologisch onderzoek gevonden. Dat is: het maken van soortenlijsten, en het met elkaar vergelijken van verschillende plaatsen. Zo worden hiërarchische verbanden en belangrijke en minder belangrijke kenmerken zichtbaar, en als hieraan stuurvariabelen kunnen worden verbonden, ligt daarin een sleutel voor het doen van voorspellingen. Het geeft geen antwoord op alle vragen; absolute voorspelbaarheid bestaat niet en kan ook niet bestaan. Maar een meer kwalitatieve voorspelling is wel mogelijk. De verdieping leidt niet van sloot naar het laboratorium, niet van beschrijving naar verklaring, maar plaatst de sloot in een context die alle sloten van Nederland, en misschien nog wel meer omvat. Deze benadering leidt tot een 'conceptueel model' - een soort ecosysteemopvatting waarmee de relatie tussen wat stuurt en wat volgt kan worden doorgrond.

Het typologische onderzoek is op het moment nogal in de mode. Met een zekere regelmaat verschijnen proefschriften en andere studies die een stukje van de differentiatie in kaart brengen die nog steeds in Nederland te vinden is. Naast de causaal-analytische is ook de correlatief-interpreterende werkwijze nog steeds van belang. Maar ook hier gelden reserves. Een hiervan geldt de plaats van de typologie in het waterbeheer. Hier worden waardeoordelen als ecologische kennis voorgesteld. De typologie geldt hier als een referentie, als een 'hoe hoort het eigenlijk'. We willen hier herinneren aan het dilemma van de eerdergenoemde landschappenkaart. Zoals: horen de blauwwieren in het Veluwemeer? Natuurlijk, anders waren ze er niet. Horen de desmidiaceeën in Oisterwijk? Die zijn ondertussen verdwenen. Horen de Centauriums in de Bijlmermeer? Vroeger waren ze er niet, nu wel en ze worden door ons hoog gewaardeerd. En een heel belangrijke vraag: wat hoort in het landschap van de eenentwintigste eeuw? Daar kan en mag typologie geen antwoord op geven. De tweede reserve is complexer en meer essentieel en heeft betrekking op de formulering van het conceptuele model. Het betreft hier de mogelijkheid om met behulp van typologie uitspraken te doen over stuur- en volgrelaties. 'Conditionele werking' heeft met de keten van werkingen te maken die samenhangen met 'natuurlijkheid'. Het is de menselijke activiteit en de complexe reactie van de omgeving, die primaire, secundaire, tertiaire en kwartaire gevolgen veroorzaakt.

Zo gaat het in de natuur steeds, factoren werken veel vaker indirect dan direct op organismen in. Doordat organismen in de natuur door allerlei relaties met elkaar verbonden zijn, kan een verandering van een milieufactor een veelheid van reacties oproepen, die in verreweg de meeste gevallen verloopt via complexe relatiepatronen. Een dergelijke vaststelling illustreert de tekortkomingen van de causale analyse en de typologie. Veel van de respons op stuurfactoren is niet het gevolg van de specifieke werking van die factoren, maar hangt samen met de aard van genoemd relatiepatroon binnen een systeem. Voorbeelden zijn: plotseling verschijnen van Sturmia in de Noordwestoverijsselse veenmoerassen, een plant die voordien alleen bekend was van ontziltende duinvalleien op Terschelling en Vlieland; of de aanwezigheid van brakwaterdiatomeeën in de contactzones van het Peelgebied. Het verschil tussen de zinkflora van Budel en die van Zuid Limburg. Dat vereist een geheel andere verklaringswijze. CANOCO- of DECORANA-programma's voegen over stuur-volg rela-

ties eigenlijk niet meer toe dan datgene wat sinds Redeke in 1948 al bekend is. Typologisch onderzoek evenals het meer causaal gerichte onderzoek is voor de invulling van het natuurbeeld nuttig en noodzakelijk geweest, en is dat ten dele nog. Maar het is niet 'grensverleggend' meer. Het gaat nu om een nieuwe interpretatie: om een voorspellende waarde toe te kennen aan het inzicht. Dat is voor de komende tijd belangrijker.

Naast de causaal-analytische en correlatief-interpreterende benadering is er een derde te noemen: de landschapsecologische benadering. De landschapsecologische benadering overstijgt de beperkingen van de limnologie, zowel ruimtelijk als functioneel. Waterkwaliteit is in feite natuurkwaliteit, de staat van zelfordening, maar dan toegespitst op wat er in het water gevonden wordt. Het denken erover is geen exclusief domein voor limnologen.

Landschapsecologie is het opsporen van de vergelijkbare verschijnselen en wetmatigheden die verschillende velddisciplines (bijv. vegetatiekunde, geomorfologie, ornithologie) ervaren. Landschapsecologisch van aard is ook de wijze waarop het schaalprobleem wordt overstegen, te omschrijven als 'ruimtelijke dialectiek' (Schroevers 1982). Het zijn grootschalige processen die de situatie op de ene plaats anders doen zijn dan op de andere, waardoor kleinschalige ontwikkelingen op die plaatsen verschillend verlopen.

Welke verschijnselen horen bij welke dynamiek? En in hoeverre zijn processen die zich op een verschillende schaal afspelen tot dezelfde grondprincipes terug te voeren (bijv. de ontwikkeling van diatomeeën op een waterlelieblad, de ontwikkeling van waterleliebladen in een laagveenplas)? Landschapsecologie is nóg meer 'holistisch' dan typologie: ze overstijgt de grenzen van disciplines, en probeert naar algemene principes ('natuurwetten') te zoeken. Hieraan worden ook andere eisen van wetenschappelijkheid gesteld, maar ze is daardoor niet minder wetenschappelijk. Voor zo'n stellingname zou discussie vereist zijn over wat onder wetenschappelijkheid wordt verstaan.

Het gaat bij deze landschapsecologische benadering vooral om samenhang en tegenstelling tussen externe en interne krachten in een ecosysteem; dat wil zeggen om rijping van ecosystemen als een centrifugaal en uitwendige dynamiek als een centripetaal proces, die beide zowel positief als negatief kunnen zijn voor de structuurrijkdom van levensgemeenschappen. Een en dezelfde milieuvariabele kan door de aard van conditionele werkingen tot de ene of tot de andere categorie gerekend worden, en daarmee een volkomen verschillend effect hebben. Dat is dan de reden dat de typologische benadering op een gegeven moment niet meer voldoet; ze is niet in staat om dit verschil te interpreteren.

De aandacht is vooral gericht op de openheid van het systeem als een vormende, structuurbepalende kracht. Er zijn meer kenmerken van de landschapsecologisch-theoretische benadering aan te geven, zoals:

- gerichtheid op een hiërarchie in stuurvariabelen die bovendien in onderling verband bezien worden; vooral het energieaspect (trofie en saprobie maar dan wel op een eigen manier gedefinieerd namelijk naar volgvariabelen) is daarbij essentieel;
- aandacht voor de werkingen binnen het systeem als belangrijker dan specifieke werkingen van specifieke variabelen;
- aandacht voor de afgrenzing van systemen, als consequentie van schaalproblemen en erkenning van de openheid van het systeem als structuurbepalende factor;
- gerichtheid op de lange termijn; zowel ten aanzien van behoud, als van ontwikkeling van toestanden (potenties).

De landschapsecologisch-theoretische weg blijkt niet alleen zinvol in pogingen het vooroordeel te overwinnen. Ze is op dat punt waar de waterbeoordeling nu staat zelfs zeer wezenlijk. Ze sluit tevens aan bij de pogingen die vanuit andere disciplines worden ondernomen om de grenzen van de vakgebieden te doorbreken. Bijvoorbeeld de neurofysiologen Varela en Matsurana die met de theorie van de 'autopoiesis' eveneens over zelfordening spreken onder invloed van uitwendige dynamiek, en Prigogine die vanuit de fysica, open systemen 'dissipatieve structuren' noemt en deze als basis voor evolutie beschouwt.

Tot slot blijkt de landschapsecologisch-theoretische benadering niet veel interesse in nog meer empirisch onderzoek te hebben. Onderzoekers die zich jarenlang hebben beziggehouden met het verzamelen van gegevens om de relatie tussen diversiteit en stabiliteit te verduidelijken, vergaten daarbij de 'ruimtelijke dialectiek', de vraag 'welke dynamiek hoort nu bij welke diversiteit?'. Deze onderzoekers kwamen daarmee tot zeer aanvechtbare uitspraken. Menselijke dynamiek blijkt echter onder bepaalde omstandigheden heel verrijkend te werken. Langs een pad in een heideveld groeien andere planten dan op de hei zelf. Het is belangrijker de aandacht meer op de dagelijkse ervaring te richten, en niet onmiddellijk te vragen om 'onderzoek', dat wil zeggen het verzamelen van nieuwe gegevens. In plaats van pleidooien te houden voor nog meer onderzoek is het belangrijker zich af te vragen of met ervaringen wel goed wordt omgegaan, of deze in een consistent en geïntegreerd geheel geplaatst kunnen worden.

Het blijft een vooroordeel kennis en ervaring op een verkeerde plaats en een verkeerde manier in te zetten. Kritisch daarover te zijn, dat is de manier waarop langzaamaan van vooroordeel naar oordeel kan worden gekomen. De reflectie gaat de relatie aan tussen menselijk handelen en de gevolgen daarvan voor de natuur. Het is de ecologie, de wetenschap die het gebied probeert te overzien, die ligt tussen wat stuurt en wat volgt, waarmee aan die reflectie vorm gegeven kan worden. Door stuurnormen en volgnormen te onderscheiden is het mogelijk om aan die reflectie inhoud te geven. Als men deze beide laat samenvloeien wordt de ecologie een kans ontnomen om een bijdrage te leveren. Causaal-analytische en typologische benaderingen voldoen niet meer; ze dienen aangevuld te worden met de landschapsecologisch-theoretische benadering. Maar belangrijker is, dat de reflectie niet op de verkeerde plaats wordt ingezet. Het geven van waardeoordelen is geen wetenschappelijke handeling en mag dat ook niet zijn. Verwijzen naar een 'natuurlijkheid' is een verkeerde handelwijze, een vooroordeel. Als men natuur als oernatuur wil blijven zien, kan men geen toekomstvisie ontwikkelen. Natuur in ons land is niet iets wat buiten mensen om bestaat. Het is 'datgene wat volgt op menselijk handelen'. Alleen door beoordelingen op deze natuurconceptie af te stemmen hebben we recht van spreken. Want daaruit kan, via de kennis van sturen en volgen, tenslotte afgeleid worden waar de mens zich aan te houden heeft, als hij in vrede met de natuur wil leven. En daar gaat het toch om?

Stellingen

1. Een intrinsieke natuurkwaliteit bestaat niet. Begrippen als natuurlijkheid, authenticiteit, ongestoordheid zijn voor waardeoordelen niet te gebruiken. Alle waardecategorieën zijn antropocentrisch, gebaseerd op belangen. Die belangen

kunnen wel een heel scala van mogelijkheden omvatten: van pure overleving tot ethisch besef.

2. De overgang van vooroordeel naar oordeel - zo al te bereiken - betekent nooit het vervangen van subjectieve keuzen door objectieve vaststellingen. Wetenschappelijke onderbouwing dient om de keuzen te verduidelijken, om consequenties van keuzen te overzien en om tegenstellingen bespreekbaar te maken.
3. Ecologische waterbeoordeling bekommert zich om het natuurlijke, datgene wat zich door spontane ordening vormt, datgene wat volgt op de werking van datgene wat stuurt. Hiervoor kunnen stuurnormen en volgnormen worden ontworpen. Zij ontlenen zin aan elkaar, maar dienen gescheiden benaderd te worden. Ecologische kwaliteit is een volgaspect en de beoordeling dient zich te richten op volgkenmerken. Met name de samenstelling van de levensgemeenschap, de meest volgende variabele van het systeem, is daarbij van belang. De vraag die daarbij gesteld kan worden, is die naar de betekenis van dit aspect voor menselijke belangen.
4. Ecologisch onderzoek is erop gericht om een brug te slaan tussen wat stuurt en wat volgt. Dit levert de mogelijkheid om kwaliteitseisen te verbinden aan gedragsregels. Het aangeven van zo'n verband is beslist niet eenvoudig.
5. Ecologie kan ook uitspraken doen over de samenhang tussen verschijnselen. Ze kan de verschillende volgverschijnselen (productie, vergiftiging, stank, diversiteit, het optreden van gewenste of niet gewenste soorten) met elkaar in verband brengen en aldus bijdragen aan het onder 2. vermelde.
6. Er zijn drie benaderingen voor ecologische verdieping: causaal-analytisch, correlatief-interpreterend, landschapsecologisch-theoretisch, alle met hun mogelijkheden en beperkingen. Voor een geïntegreerde benadering die recht doet aan het onder 4. en 5. genoemde is vooral de landschapsecologisch- theoretische benadering van belang.
7. De typologische benadering (o.a. CUWVO 1986), noch de benadering volgens Caspers en Karbe (Klapwijk 1980) voldoen aan de hierboven gegeven voorwaarden. De typologische benadering baseert zich op het natuurlijke (meestal wordt dit woord tussen aanhalingstekens geplaatst en drukt daarmee de aanvechtbaarheid al uit!). De benadering van Caspers en Karbe stelt de dynamiek van het systeem centraal, en is daardoor alleen op korte termijn van betekenis.
8. Een landschapsecologische benadering verdient de voorkeur. Ze omvat de volgende uitgangspunten:
   a. Ze richt zich op de belangrijkste stuurvariabelen en beziet die in onderling verband. Met name het energieaspect (trofie, saprobie) is daarbij essentieel.
   b. Belangrijker dan de specifieke werking van een specifieke variabele is de aandacht voor de werkingen binnen het systeem.
   c. Openheid en geslotenheid van ecosystemen als uitgangspunt voor interpretatie. (Inclusief het probleem van de afgrenzing van ecosystemen.)
   d. Gerichtheid op de lange termijn, dus op behoud en ontwikkeling (= potenties).
9. Criterium voor waardetoekenning kunnen alle volgkenmerken zijn, mits het onder 5. aangegeven verband gelegd kan worden. Voor een algemeen doel dat belangen overstijgt (= in onderling verband beziet) verdient het de voorkeur om de aandacht te richten op het gevoeligst criterium: Dat is de diversiteit sensu lato.
10. In deze zin opgevat is biologische waterbeoordeling te definiëren als de beoorde-

ling van een water als bijdrage aan een algemene (bijv. landelijke) diversiteit, alsmede, hoe deze te bewaren of te ontwikkelen. Voor specifieke deelvelden zijn specifieker afgrenzingen te maken, zij dienen echter wel aan dit algemene doel getoetst te worden.

Commentaar

W. van Vierssen

In het kort zijn de tien stellingen van Schroevers als volgt samen te vatten:
- Een intrinsieke natuurkwaliteit bestaat niet. Alle oordelen over natuurlijke systemen zijn antropocentrisch (b.v. 'natuurlijkheid', 'authenticiteit' enz.); ze zijn gebaseerd op belangen. Op basis van belangen vellen we oordelen.
- Ecologisch onderzoek kan consequenties van keuzen duidelijk maken. Van een drietal wegen ter verdieping van de kennis (causaal-analytisch; correlatief-interpreterend; landschapsecologisch-theoretisch) is de laatstgenoemde van het meeste belang. Een typologische benadering (zoals door CUWVO 1987 gevolgd) of een benadering volgens Caspers en Karbe is in feite niet geschikt.
- Als criterium voor waardetoekenning moet een criterium gehanteerd worden dat een algemeen doel omvat, dat belangen overstijgt. Diversiteit is zo'n criterium.
- Biologische waterkwaliteitsbeoordeling is dan ook te definiëren als een beoordeling van de bijdrage van een water aan een algemene, b.v. landelijke diversiteit.

Een nadere analyse van deze stellingen levert een tweetal aanknopingspunten op waarop ik nader zou willen ingaan en die m.i. de kern raken van Schroevers' beweringen. Ik onderschrijf het niet bestaan van een intrinsieke natuurkwaliteit. Men zou kunnen zeggen dat de natuur uit ieder water aan kwaliteit haalt wat erin zit. Dit is niet 'goed' of 'slecht' te noemen, het is datgene wat onder die omstandigheden haalbaar is. Dit gegeven zou makkelijk tot de mening kunnen leiden dat het dus niet erg is wanneer er ergens een stinkende sloot ligt, waarin bijna geen leven meer voorkomt. Vanuit de natuur, de werkelijkheid gezien is dat 'natuurlijk' ook zo. Schroevers stelt m.i. dan ook terecht dat ons oordeel een kwestie van keuze is; met 'goed' of 'slecht' heeft dit niets te maken. Schroevers stelt dat het belang bepaalt of wij iets 'goed' of 'slecht' vinden.

Doorredenerend zou ik dus kunnen zeggen: het ecosysteem 'wereld' is niet te beoordelen in objectieve zin; deze 'wereld' is zoals zij is, niet 'goed' en niet 'slecht', zij is slechts. Schroevers heeft hier echter iets op gevonden, want de consequenties van mijn doorredeneren zijn bepaald onprettig, er zijn geen objectieve criteria. Hij formuleert daarom het 'algemene doel' dat belangen overstijgt: de diversiteit. M.a.w., op lokaal niveau streven mensen belangen na, die leiden tot waardeoordelen die volgens Schroevers irreëel zijn ('goed' en 'slecht' bestaan niet), maar er is wel een 'algemeen doel' te onderscheiden dat belangen overstijgt en daar zijn lokale keuzen van af te leiden. M.i. is iets pas een algemeen doel wanneer wij (de mensen) iets gezamenlijk willen en daarvoor dus kiezen (dit geldt uiteraard alleen in een democratie). We willen pas iets, wanneer we daar belang bij hebben. M.a.w., het algemene doel van de heer Schroevers is niets anders dan het algemeen belang. We kunnen ons afvragen of er wat betreft 'de natuur' wel een algemeen belang is te definiëren. Zijn we het met z'n allen eens over diversiteit als het criterium?

Bij het bestuderen van deze kwestie speelt nog iets anders een belangrijke rol, nl. hoe de mens tegenover deze natuur staat.
- De mens oordeelt over de natuur en staat in die zin dan ook los van de natuur. Schroevers gaat duidelijk uit van een benadering waarbij de mens in feite los gezien wordt van de natuur. Hij bespreekt nl. allerlei relaties tussen diversiteit, rijp-

heid van ecosystemen en de schaal waarop e.e.a. plaatsvindt, waarbij de mens met een onveranderlijke doelstelling (diversiteit) aan de kant staat en toekijkt. Iedere handeling van mensen wordt in effect afgemeten aan het zgn. algemene doel, diversiteit (op wereldschaal!). Bestaat er wel zo'n algemeen belang? Het is wellicht goed te bedenken dat mensen die zich met de waterkwaliteitsproblematiek bezighouden, maar een bepaalde mening vertegenwoordigen, of zelfs dat al niet.
- Mens en 'natuur' zijn onlosmakelijk met elkaar verbonden. In mijn visie is de mens onlosmakelijk verbonden met de natuur. Ik denk ook dat ons denken zich voordurend laat richten door de karakteristieken van de ons omringende natuur. Dit betekent dat ik niet alleen vind dat de 'beroepsgroep' er een aparte mening op na houdt maar ook dat in de tijd ons gehanteerde referentiekader verandert. Al naar gelang men de karakteristieken van de omringende natuur als positief of negatief ervaart, zullen andere normen gehanteerd worden. In feite gaat het steeds om macht nl. om dat verwezenlijkt te krijgen wat men zichzelf, of met een groepje, als doel stelt. Het streven naar 'consistentie in de redenatie' 'op wereldschaal' zie ik dan ook als volstrekt irrelevant wanneer het erom gaat onze waterkwaliteitsdoelstellingen en referentiekader op korte termijn te formuleren.

Het tweede punt waarop ik in wil gaan is de meest effectieve wijze tot ecologische verdieping. Schroevers stelt dat de landschapsecologisch-theoretische weg de beste is. Gezien zijn opmerking dat al ons handelen in de totaliteit van het wereldbestel bezien moet worden is dit ook goed te begrijpen. Ik ben het echter niet met hem eens. Ecologische verdieping kan op ieder niveau (individu, populatie, wereldecosysteem) met evenveel succes nagestreefd worden. Op het ene niveau duurt het echter langer voor er betrouwbare, reproduceerbare resultaten te behalen zijn dan op het andere.

Van Schroevers' drie benaderingen (causaal-analytisch, correlatief-interpreterend en landschapsecologisch-theoretisch) lijken mij de eerste twee van meer betekenis dan de laatste ter bestudering van de meeste Nederlandse aquatische ecosystemen. Deze systemen (b.v. sloten) worden vaak sterk beïnvloed en van enige 'Schroevers rijping' over langere tijd is geen sprake. Een landschapsecologische benadering om tot het gewenste niveau van begrip te komen wat zich in zo'n ecosysteem afspeelt lijkt mij dan ook niet zo zinvol.

Samenvattend zou ik willen zeggen dat ik van mening ben dat op lokaal of regionaal niveau de relatie tussen diversiteit en overleving van de mens niet erg duidelijk is (evenals op wereldschaal tot nu toe). In elk geval niet duidelijk genoeg om te besluiten dat dit criterium een alles overheersend criterium is dat betrokken moet worden bij de beoordeling van iedere menselijke activiteit. Als waterbeoordelaars en waterbeheerders kunnen we proberen een bepaalde ecosysteemsamenstelling na te streven. Vanaf een bepaald minimaal kwaliteitsniveau is dat dus gewoon ook maar een 'beperkt' of 'lokaal' belang. We kunnen bijvoorbeeld werken met mijlpalen in plaats van ultieme doelen. Omdat er geen 'absolute waarheid' bestaat, kunnen we flexibele referentiekaders schetsen die voor een bepaalde periode een soort richtinggevende kaders vormen. De CUWVO-indeling is zo'n referentiekader. Ik ben het niet met Schroevers eens dat het het beste zou zijn het menselijk handelen in het kader van het totale wereldbestel te bestuderen. Het kost veel tijd en de economie laat zien hoe onvoorspelbaar alleen de mens al is in zijn handelen. Het leidt m.i. ook gauw tot academische discussies, terwijl iemand toch het eenvoudige handwerk moet doen om op lokaal niveau een referentiekader te bieden. Dit is gevaarlijk werk, want zekerheden zijn er nauwelijks en men heeft nooit gelijk.

De mogelijkheden van biologische waterbeoordeling gezien vanuit de ecologie

J. Ringelberg

Voor biologische waterbeoordeling wordt gebruik gemaakt van bio-indicatoren en van typologieën van aquatische systemen. Volgens Higler & Tolkamp (1984, p. 155) is een bio-indicator een organisme dat herhaaldelijk voorkomt bij dezelfde combinatie van factoren. Daar zou ik aan willen toevoegen: en dat door zijn aanwezigheid indiceert met welke combinatie van factoren we te maken hebben. Iedere soort is geadapteerd aan een bepaalde combinatie van fysisch-chemische factoren en is dus een potentiële bio-indicator. Met betrekking tot de waterkwaliteitsbeoordeling moet de bio-indicator een factorencombinatie indiceren waaraan een kwaliteitsbeoordeling te verbinden is. Het vaststellen van de soortspecifieke factorencombinatie gaat aan het gebruik van de bio-indicator vooraf.

De moeilijkheid is echter gelegen in het woordje 'herhaaldelijk'. Organismen komen soms wel, soms niet in een bepaalde combinatie voor. Vanuit de ecologische theorie zal ik dat enigszins uitwerken en proberen aan te geven wat de omstandigheden zijn die deze onzekerheid veroorzaken, alsmede waarom sommige soorten zich wel en andere soorten zich niet lenen als bio-indicator.

Een typologie bestaat uit grondvormen, in dit verband bijvoorbeeld van levensgemeenschappen, dus combinaties van soorten. Grondvormen zijn geïdealiseerde vormen. De wetenschap bedient zich op allerlei wijzen van geïdealiseerde toestanden. De grondvormen moeten echter, op directe of indirecte wijze, wel herkenbaar zijn in de natuurlijke situatie. Met betrekking tot de waterkwaliteitsbeoordeling moet een kwaliteitsoordeel ook aan dergelijke grondvormen gekoppeld kunnen worden. Dat laatste valt buiten het bestek van dit betoog. Hier gaat het om te bespreken in hoeverre typologieën vanuit de theoretische aquatische ecologie voor de hand liggende instrumenten in het onderzoek zijn. Daarbij wil ik wel aantekenen dat de betekenis van de biologische waterbeoordeling in de toepassing is gelegen. De bruikbaarheid in de praktijk staat voorop. Zo mogelijk dient de wetenschappelijke onderbouwing expliciet gemaakt te worden maar biologische waterbeoordeling hoeft zelf niet bij te dragen aan vergroting of verdieping van wetenschappelijke kennis.

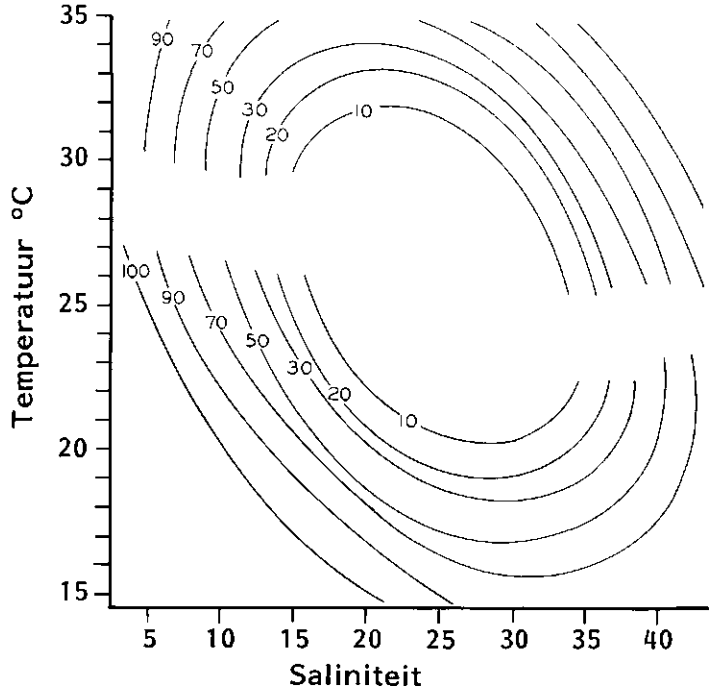
Het is gebruikelijk om een combinatie van fysische en chemische factoren met 'het milieu' aan te duiden. De beschrijving ervan wordt bepaald door de beschikbaarheid van fysische en chemische apparatuur, vindt plaats in een fysisch-chemische terminologie en wordt uitgedrukt in fysisch-chemische eenheden. Met andere woorden er komt geen organisme aan te pas. Liever zou ik het resultaat met een meer neutraal woord aangeven, bijvoorbeeld met de term 'omgeving', mede om de volgende redenen. Een soort is geëvolueerd bij een gelijktijdige inwerking van de omgevingsfactoren en de fysiologische mechanismen zijn aan bepaalde combinaties van deze factoren zodanig geadapteerd dat een zo groot mogelijke populatiefitness (bijvoorbeeld voortplantingscapaciteit) is verkregen. Zeker in het geval van interactie tussen twee of meer factoren is de betekenis van een individuele omgevingsfactor alleen in te schatten bij een gegeven waarde van de andere omgevingsfactor zoals vastgelegd in het soortspecifieke, fysiologische interactiepatroon. Voorbeelden van interactie, ook met betrekking tot de werking van toxische stoffen, zijn in de literatuur te vinden.

Temperatuur en saliniteit zijn voor veel brakwaterorganismen factoren die niet afzonderlijk kunnen worden beschouwd maar 'act in concert', zoals Alderdice (1972) het uitdrukte. Niet alleen is het interactiepatroon soortspecifiek maar ook tijdens de ontwikkeling van een soort kan dit patroon zich wijzigen.

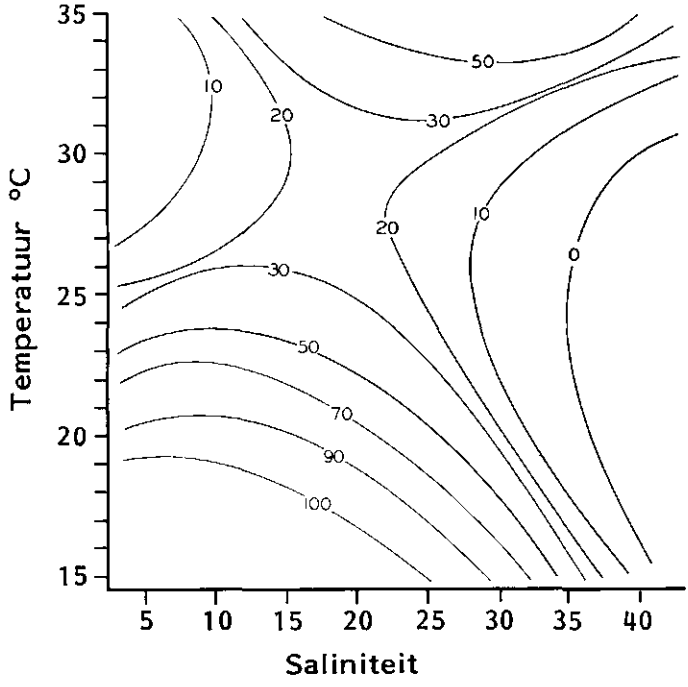
Van bijvoorbeeld krabbelarven verandert de relatie tussen temperatuur en saliniteit zodanig, dat de maximale overlevingskans van de diverse stadia binnen andere saliniteitsranges komt te liggen (Costlow et al. 1960). In Figuur 2 en 3 worden voorbeelden van het interactie-effect op de larven van de krab Sesarma weergegeven. De twee factorruimten (response surfaces) verschillen zodanig, dat zelfs de aard van de interactie schijnt te veranderen. Van belang is de interactie te herkennen: bij een gekozen waarde van de temperatuur is het effect van de saliniteit niet eenduidig maar doorloopt allerlei waarden van hoog naar laag en weer terug.

Figuur 4 toont voor het genus van de waterplant Myriophyllum het voorkomen bij verschillende waarden van de pH en de calciumconcentratie. De vindplaatsen zijn op soortspecifieke wijze bepaald maar de tweedimensionale factorruimten overlappen elkaar gedeeltelijk. Bij bepaalde combinaties van pH en calciumconcentratie kunnen dus soorten samen voorkomen. In meer theoretische zin kom ik nog terug op een dergelijke overlap en de consequentie daarvan voor de waterbeoordeling.

Ook soortspecifieke interactie tussen giftige stoffen is beschreven. Ik verwijs naar het werk van Verwey (1970) die interactie tussen koper en molybdeen heeft beschreven met specifieke verschillen tussen paard en rund. Tot mijn eigen ervaring behoort een onderzoek naar de giftigheid van koper en zink op jong snoekbroed waaruit



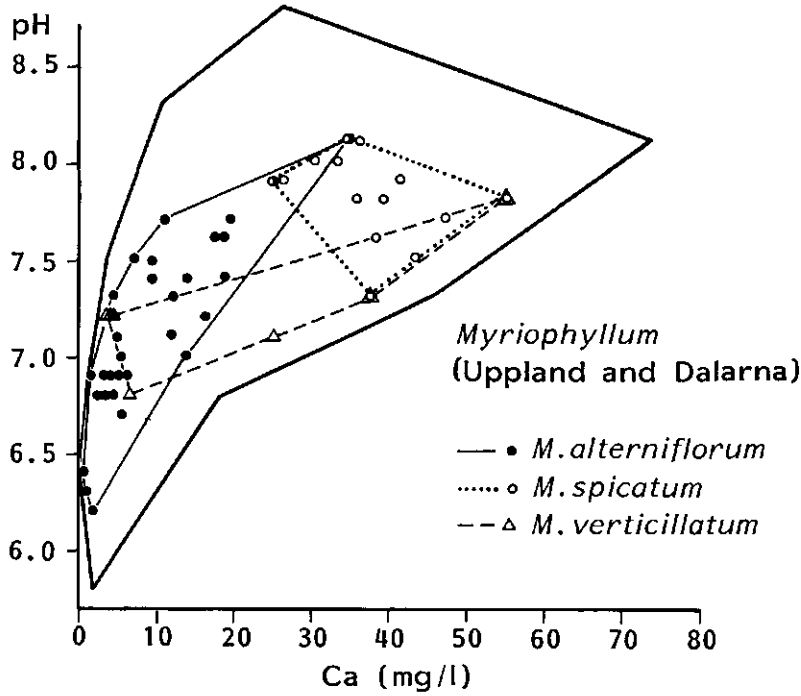
Figuur 2. Het sterftepercentage van het derde zoea-stadium van de krab *Sesarma cinereum* bij verschillende combinaties van temperatuur en saliniteit (Costlow et al. 1960).



Figuur 3. Als Figuur 2 maar voor het megalopa-stadium.

bleek dat subletale concentraties van beide elementen, afzonderlijk toegepast, door combinatie een sterfte teweeg kunnen brengen die groter is dan op grond van additie verwacht kan worden (Ringelberg 1954).

Twee interactieve fysische of chemische factoren vormen eigenlijk één soortspecifieke biologische factor. Als we voor de omgevingsfactoren, die voor een organisme van betekenis zijn, het woord 'milieu' gebruiken, is de omgeving van een biotoop opgedeeld in evenveel milieus als er soorten in aanwezig zijn. Als de omgeving, of naar traditioneel spraakgebruik het milieu, goed of slecht is verklaard, moet men zich toch afvragen voor welke soorten dat geldt. De grondgedachte van een biofactor wordt nog eens weergegeven in Figuur 5. Een beschrijving van de omgeving in fysische en chemische termen en eenheden is een zeer veel uitgevoerde en welhaast verplichte bezigheid, met name in de aquatische ecologie. Nochtans wordt men in het zoeken naar een causaal verband tussen verschijnselen die in ecologische termen worden beschreven, zoals groei en voortplantingssnelheden, en deze fysisch-chemische factoren, meestal teleurgesteld en zijn slechts vage correlaties het resultaat. Uit het bovenstaande is het duidelijk waarom dergelijke één-één, causale relaties, onwaarschijnlijk zijn. Uitzondering op deze regel zijn sleutelfactoren, zoals de saliniteit in een brakwatergebied, of factoren die door menselijk handelen tot sleutelfactoren zijn geworden onder invloed van extreme concentraties, bijvoorbeeld zeer lage zuurstofconcentraties. IJking van een bio-indicatorensysteem op fysisch-chemische factoren, in het meest voorkomende middengebied van concentraties, zal om genoemde redenen niet goed mogelijk zijn ook al verzamelt men nog zoveel gegevens. Dit strookt met de opgedane ervaring (Van Dam 1977).

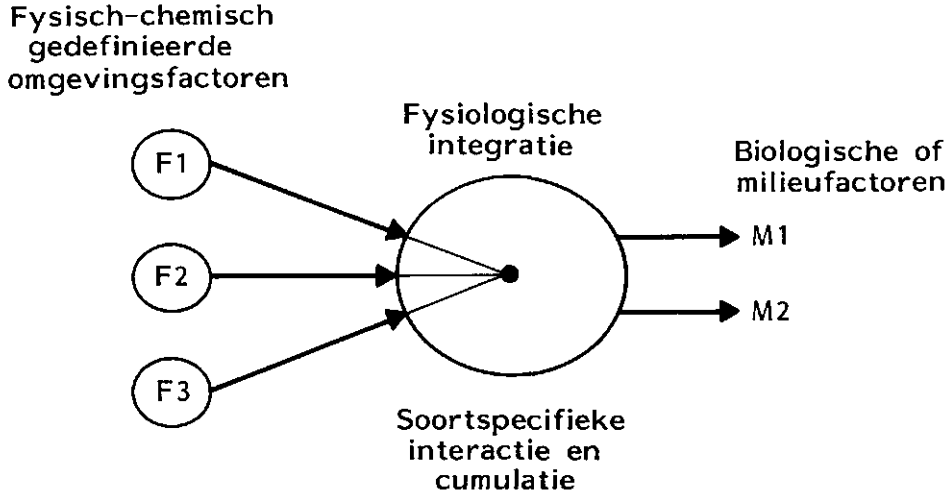


Figuur 4. Voorkomen van drie soorten Myriophyllum in meren in Zweden in relatie tot de calciumconcentratie en de pH. Binnen de buitenste doorgetrokken lijn liggen alle onderzochte meren. In verschillende delen daarvan komen de drie soorten voor (Hutchinson 1970).

De geringe correlatie mag als hinderlijk worden ervaren, maar integratie is een typische eigenschap van biologische systemen. Op het verlies aan relevantie van de fysisch-chemische omgevingsfactoren in de eerste fase van ecologische analyse moet met biologisch begrip gereageerd worden. Dit zou kunnen leiden tot het opstellen van biologische factoren, waarmee het ecologische verschijnsel wel een duidelijk en zo eenvoudig mogelijk verband oplevert. Een dergelijke biologische of representerende factor kan in een tweede, experimentele analyse, worden ontrafeld in fysisch-chemische combinaties.

Er is echter meer wat een hoge correlatie tussen ecologische parameters en fysisch-chemische factoren in de weg staat. In de ecologie geeft de abiotische nis, zijnde de Hutchinsonian multifactoriële responsieruimte, de combinatie van fysisch-chemische factoren aan, waarbinnen het organisme kan functioneren en de populatie zich kan handhaven. Geen enkel organisme leeft echter in gelukzalige geïsoleerdheid van andere organismen, maar heeft altijd het hoofd te bieden aan competitie, predatie, parasitisme enz. waardoor de grenzen van de abiotische nis, ook wel de 'pre-interactive niche' genoemd, worden vernauwd. Wat overblijft en in de natuur gerealiseerd wordt, is de ecologische nis of 'post-interactive niche'.

Aan de hand van Figuur 6 worden de consequenties daarvan nader toegelicht. In de figuur wordt de pre-interactive niche voor drie soorten uitgedrukt voor twee fysisch-chemische factoren. Omdat de nissen voor factor 2 vrijwel gelijk zijn, hetgeen niet erg waarschijnlijk is, wordt deze factor 2 in de bespreking maar buiten be-

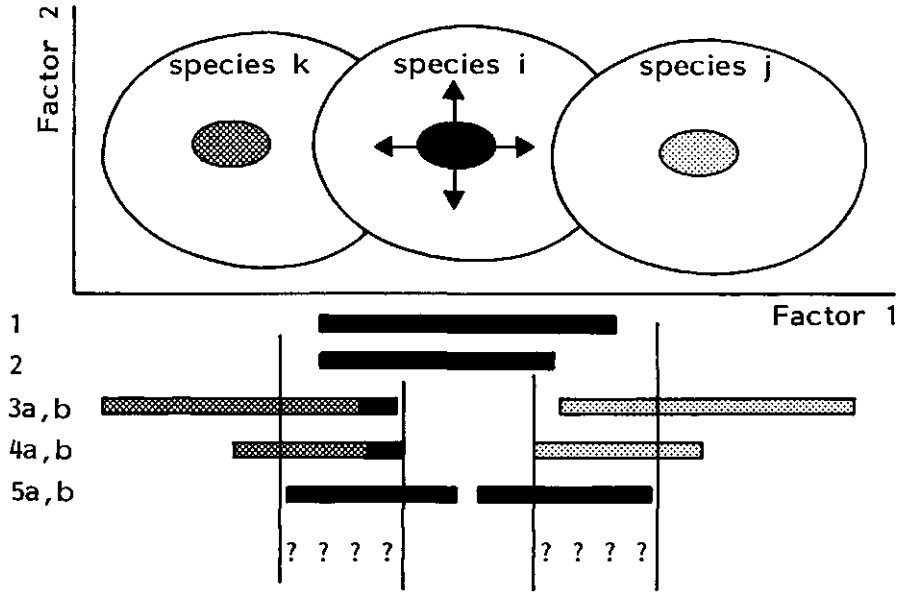


Figuur 5. Het verschil tussen fysisch-chemische omgevingsfactoren, in hun betekenis los van het organisme gedacht, en de biologische of milieufactoren die hun gedaante krijgen na soortspecifieke en fysiologische verwerking.

schouwing gelaten. Voor factor 1 is sprake van nis-overlap. Van soort i wordt nu verondersteld dat hij in de competitie met soort k de meerdere is en deze soort dus uit het overlapgebied zal verdringen. Op zijn beurt wordt i weer door j uit het overlapgebied verdreven. Competitie speelt vanouds een grote rol in de ecologie en de principes worden in alle leerboeken besproken. Het absolute effect van de ene soort op de andere soort hangt ook af van de aantallen individuen die in een bepaald biotoop voorhanden zijn. Deze aantallen zijn op hun beurt weer afhankelijk van de plaats in de fysisch-chemische factorruimte en van de mogelijkheid om er te komen.

Binnen de abiotische nisruimte verschilt de populatiefitness, bijvoorbeeld uitgedrukt in de voortplantingscapaciteit. In de 'kern' is deze optimaal gerealiseerd en van daaruit zullen migraties naar de periferie plaats kunnen vinden. Uiteraard neemt de fitness naar de periferie van de nis geleidelijk af (zie Fig. 2 en 3). Ook is de grens niet bij een bepaalde factorwaarde gelegen. Er is sprake van een grenszone waarbinnen sommige functies van een organisme of een populatie nog wel aanwezig zijn, sommige niet meer. Bijvoorbeeld, overleven als individu is wel mogelijk maar door het uitvallen van de voortplanting is de populatie gedoemd te verdwijnen. Rond dergelijke grenzen gaat bovendien de tijd een rol spelen. Langzame veranderingen in de waarde van de factor kunnen mogelijkerwijs door individuele aanpassing of adaptatie opgevangen worden. De populatiesamenstelling kan door selectie in genetische zin veranderen. De grenspopulatie kan dan uit andere genotypen bestaan dan de kernpopulaties. Risicospreiding heeft De Boer (1968, 1983) dit genoemd. Ik noem deze verschijnselen om duidelijk te maken dat meer dan een omstandigheid de grens tot een steeds wisselende zone maakt.

Wanneer in het overlapgebied individuen van soort i door j zijn verdrongen en er is contact met het kerngebied van i aanwezig, is migratie naar het overlapgebied altijd nog mogelijk. De contactmogelijkheid in een bepaald biotoop hangt af van de range van waarden van factor 1 die in dat biotoop is gerealiseerd. De balken onder



Figuur 6. Fictief voorbeeld van het mogelijke voorkomen van drie soorten bij verschillende waarden van twee factoren, waarbij rekening wordt gehouden met verschillen in competitiekracht. De vraagtekens in twee zones van factor 1 geven aan dat voor deze waarden het al dan niet voorkomen van een bepaalde soort afhankelijk is van competitie en van bereikbaarheid uit het kerngebied. Voor nadere toelichting zie tekst.

Figuur 6 geven biotopen aan met verschillende ranges van waarden van factor 1. De arcering geeft aan welke soort naar alle waarschijnlijkheid in het biotoop zal worden gevonden. In biotoop 1 is soort i alleen aanwezig en bezet de gehele pre-interactive niche. Voor biotoop 4a geldt dat soort i wellicht in lage aantallen aanwezig is, dank zij een grotere competitiekracht in vergelijking met soort k. Migratie uit het kerngebied van i is echter niet mogelijk, terwijl voor k een dergelijke aanvulling wel tot de mogelijkheden behoort. In biotoop 5a zorgt een grotere competitiefactor en de mogelijkheid tot aanvulling vanuit het kerngebied voor een volledige opvulling van het biotoop door soort i. Dit zijn fictieve voorbeelden ter illustratie van de oorzaken van het veelvuldig geobserveerde verschijnsel dat een soort soms wel, soms niet bij een bepaalde set van fysisch-chemische factorwaarden voorkomt.

De conclusie is wederom dat een correlatie tussen een fysisch-chemische factor en het al dan niet voorkomen van een soort ook om deze reden niet hoog kan zijn. Wanneer de invloed van een tweede factor erbij wordt betrokken en het voorkomen en de mate van competitie van de combinatie afhankelijk zijn, wordt de correlatie nog vager. Veel 'gewone' zoete wateren zijn gekarakteriseerd door bijna dezelfde ranges van dezelfde factoren. De onderlinge verhoudingen verschillen van biotoop tot biotoop en van tijd tot tijd. Voor deze meest algemene watertypen zullen dus moeilijk indicatorsoorten worden gevonden, zoals ook Higler en Tolkamp (1984) voor Hydropsyche-soorten meenden op te merken. Slechts voor extreme omgevingsomstandigheden, aan de grenzen van een factorrange, zullen indicatorsoorten gemakkelijker gevonden kunnen worden want daar is het effect van interspecifieke competitie minder groot. Ook dat volgt uit Figuur 6. Stel nu dat de soorten i, j en

k bio-indicatoren zijn voor factor 1, zijnde de zuurstofconcentratie die van links naar rechts over de as toeneemt. Het indicatorsysteem kan nu in actie treden wanneer bijvoorbeeld biotoop 2 op zodanige wijze door menselijk toedoen verandert dat het de range van biotoop 4a gaat vertonen. Soort k neemt in aantallen toe en indiceert de verslechtering. Daar i t.o.v. k een grotere competitiefactor heeft, zal de verschuiving in zuurstofconcentratie betrekkelijk groot moeten zijn om soort i te vervangen door k. Omgekeerd, bij een verschuiving van 4b naar 5b, wat een herstel van een oude situatie zou kunnen voorstellen, zal het verschijnen van soort i op zich laten wachten door de grotere concurrentiekracht van soort j.

De invloed van een toxische stof of een andere systeemvreemde factor op een bioindicator zal allereerst tot uiting komen door het verdwijnen van de soort aan de grenzen van de post-interactive niche. Dus daar waar de dynamiek in voorkomen en afwezigheid het grootste is. Het effect van de toxische stof zal bij lage concentraties moeilijk indiceerbaar zijn omdat het verdwijnen van de indicatorsoort ook aan natuurlijke omstandigheden kan worden toegeschreven.

De quintessence van het betoog is, dat voorkomen en verspreiding van organismen dynamisch van karakter zijn. Dat geldt ook voor combinaties van soorten of levensgemeenschappen. Grondvormen van typologieën zijn dikwijls statische categorieën. Hoe dynamischer de soorten zich gedragen of hoe dynamischer de biotopen zijn waarin ze voorkomen, des te geringer is de kans op het opstellen van een gemeenschapstypologie.

In de ecologie worden zogenaamde r-selectieve soorten onderscheiden van k-selectieve soorten. De eerste groep vertegenwoordigt organismen met een relatief grote populatiegroeisnelheid r, de tweede met een hoge waarde k van de carrying capacity, beide populatiedynamische parameters uit de logistische populatiegroeiformule. De Wolf (1984) komt tot de conclusie dat k-selectieve soorten zich beter als bio-indicator lenen dan r-selectieve soorten. Hoewel het open water of pelagiaal van grote wateren in sterke mate verschilt van terrestrische systemen, waarvoor de begrippen r en k zijn opgesteld, kan men zeggen dat fyto- en zoöplanktonsoorten, met hun hoge relatieve populatiegroeisnelheden en korte generatietijden, als r-selectief opgevat moeten worden. Deze uitspraak is afhankelijk van een waarnemingstijdschaal en geldt voor de schaal waarop biologische waterkwaliteitsbeoordeling zich afspeelt. Abiotische nisdifferentiatie of microhabitatdifferentiatie, kenmerk van k-selectieve soorten op het land, is in de isotropie van het open water of pelagiaal niet goed mogelijk om tot vermindering van interspecifieke competitie om grondstoffen te komen. Toch is nisdifferentiatie voor algen, die allemaal uit vrijwel dezelfde resourceruimte putten, van groot belang. De oplossing die gevonden is, lijkt te liggen in subtiele functionele differentiaties, bijvoorbeeld in de opnamekinetiek van nutriënten en de genoemde hoge groeisnelheden. Dynamische evenwichten worden daarmee in het open water nooit gerealiseerd. De populaties wisselen snel van grootte. Soorten verdwijnen onder het detectieniveau om er een paar maanden later weer bovenuit te komen. Het herkennen van gemeenschapsgrondvormen valt dus niet mee.

Ik kom tot de volgende samenvatting en conclusies:

Twee oorzaken werden vermeld die een eenduidige relatie tussen ecologische kenmerken en fysisch-chemische factoren in de weg staan:

1. de soortspecifieke interactie-effecten en het accumulerende effect daarvan in de tijd,

2. de invloed van biotische factoren.
Dat maakt een bio-indicatorsysteem geheel anders van aard dan een chemisch meetsysteem. Het eerste is meer een dosismeter, het tweede geeft een momentane concentratie aan. Het zijn twee vensters waardoor naar de waterkwaliteitsproblematiek gekeken kan worden.

Het dosiseffect komt het beste tot uitdrukking bij organismen met middellange generatietijden en niet al te hoge voortplantingssnelheden. Macrofyten en macrofauna-elementen lijken dus om deze redenen potentiële kandidaten voor bioindicatie. Macrofytengemeenschappen uit de litorale en sublitorale zone komen, wat populatiedynamische eigenschappen betreft, overeen met terrestrische vegetaties waarvoor met succes gemeenschapstypologieën zijn opgesteld.

Fyto- en zoöplanktonsoorten zijn daarentegen minder voor de hand liggende bioindicatoren. De soortengemeenschappen veranderen snel en op welhaast onvoorspelbare wijze van samenstelling. Is kwaliteitsbeoordeling van het open water met zijn grote en veelzijdige gebruikersfunctie dan onmogelijk? Gezien de grote dynamiek ligt het voor de hand om naar geschikte functionele parameters te zoeken. Dat zal misschien ingewikkelder zijn en in het gebruik meer tijd vergen maar een goede biologische waterbeoordeling is toch geen fluitje van of voor een cent?

Commentaar

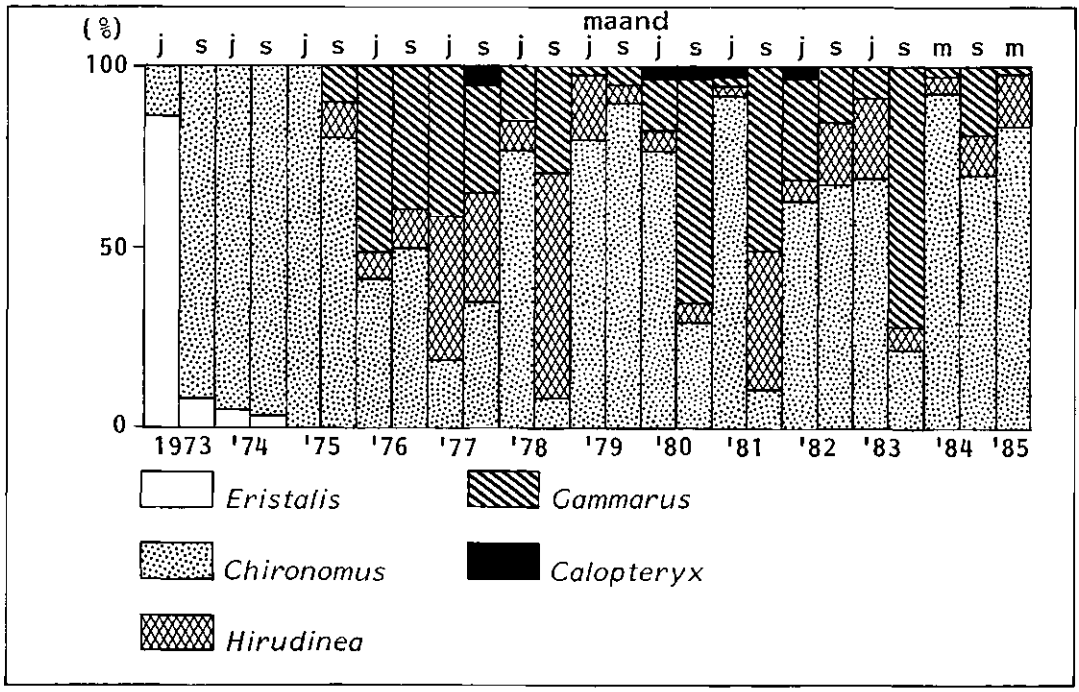
J.J.P. Gardeniers

Het gaat Ringelberg vooral om de volgende punten: het begrip bio-indicator, beoordelingsmogelijkheden van het biotoop 'grote water-massa', biologische tegenover chemische beoordeling en de ijking van deze twee beoordelingen op elkaar. Daarnaast gaat het om het begrip 'schaal' dat niet als zodanig door Ringelberg genoemd is, maar dat in een oordeel over de mogelijkheden van biologische waterbeoordeling minstens impliciet een grote rol speelt. Het is verleidelijk om ook het begrip waterkwaliteit nader te analyseren. Ik zal dat laten rusten en het woord waterkwaliteit gebruiken in de betekenis zoals ook door Ringelberg gehanteerd: nl. als aquatische omgevings- c.q. milieufactoren. En – bien étonnés de se trouver ensemble – de beste manier om over omgevingsfactoren te oordelen, is ze direct te meten. Het is meestal weinig efficiënt factoren te meten aan het meer of minder voorkomen van soorten, die op deze factoren reageren, de zo te noemen bio-indicatoren.

Terecht kan opgemerkt worden dat biologische factoren het verband kunnen vertroebelen dat in principe bestaat tussen milieufactoren en het voorkomen en de abundantie van soorten. In een aantal gevallen kunnen de biotische factoren zelfs dominant zijn. Overeind blijft echter dat in de zee andere soorten betrokken zijn bij het eten en gegeten worden dan in het zoete water, dat in vennen andere soorten leven dan in beken, dat onder verschillende omstandigheden van voedselrijkdom en chemische factoren verschillende soorten tot bloei kunnen komen. Kortom, de functionele stappen kunnen identiek zijn in verschillende wateren met verschillende kwaliteiten; de structurele elementen kunnen daarentegen volledig anders zijn. In een hiërarchie van factoren vormen de fysische en chemische omstandigheden de randvoorwaarden waarbinnen, of anders gezegd de potenties waardoor soorten zich kunnen ontwikkelen. De mate waarin, of de wijze waarop een levensgemeenschap – die gebaseerd is op deze potenties – tot stand komt, is mede afhankelijk van de biotische factoren.

Aan een oordeel over de geoorloofdheid van biologische waterbeoordeling met bio-indicatoren moet voorafgaan de vraag naar het doel van de beoordeling en naar de schaal waarop naar het ecosysteem gekeken wordt. Afhankelijk van het onderdeel van het ecosysteem waarop het oordeel betrekking heeft, zullen uitspraken meer op minder geoorloofd zijn. De relatie tussen een soort en een factor zal altijd 'gestoord' worden door andere factoren en andere soorten, behalve in theoretisch misschien triviale, maar in de praktijk belangrijke gevallen, zoals hoge saliniteit, lage zuurstofconcentratie en lage pH, waar een dominante factor het beeld bepaalt. In feite zal altijd gewerkt worden minstens met lange lijsten 'indicatoren', zo niet met een zo groot mogelijk deel van de levensgemeenschap, betrokken van verschillende habitats. Daar zijn dan soorten bij die meer en die minder indicatief zijn, die zich meer en die zich minder laten leiden door fysische en chemische omstandigheden. De toestand zal dan ook meestal een resultaat zijn van de samenwerking of tegenwerking van vele, zowel biotische als abiotische factoren. Naarmate een factor meer bepalend is voor het systeem, zal deze factor 'gemeten' worden. Als voorbeeld een beek die vervuild wordt door lozing van organisch materiaal (Fig. 7).

De grote hoeveelheid detritus, de lage zuurstofconcentratie en de troebeling van



Figuur 7. Het verloop van de K-index over de jaren 1973–1985 in de Beerze, monsterpunt De Houw.

het water bepalen het beeld in het begin van de jaren zeventig. Gevolg is massale ontwikkeling van detritivoren mede door het ontbreken van rovers, zoals vissen, in dit troebele en zuurstofarme water. Het betreft de Eristalis- en Chironomus-groep uit het systeem van Moller Pillot.

Wanneer de hoeveelheid geloosd materiaal vermindert, verbetert de zuurstoftoestand. Het water wordt helder en er gaan waterplanten groeien. De (macrofauna)levensgemeenschap wordt diverser en de samenstelling gaat schommelen tussen bepaalde grenzen. De middengroepen uit het systeem zijn vertegenwoordigd. Eerst gaf de fauna duidelijk aan dat van een sterk vervuilde situatie sprake was. Daarna wijst de fauna op matige vervuiling, maar vertoont duidelijke schommelingen. Doordat de factor vervuiling niet meer dominant is, komen andere factoren tot uiting, zoals seizoeneffect en aan- of afwezigheid van waterplanten, terwijl ook diverse biotische relaties een rol zullen spelen. Het is gerechtvaardigd te veronderstellen dat ook biotische relaties vervat zijn in wetmatigheden, waardoor dus voorspelling mogelijk is. Dit stelt strenge eisen aan bemonsteringsapparatuur, moment en frequentie van bemonstering, en interpretatie van gegevens, maar maakt beoordeling niet onmogelijk.

Waarom wordt de aandacht zo gericht op de betekenis van bio-indicatoren om water te beoordelen? Het gaat immers om inzicht in de gehele toestand van het ecosysteem onder invloed van veranderende omgevingsfactoren. Toespitsing van de problematiek van de biologische waterbeoordeling op het biotoop 'grote watermas-

sa', betekent een verenging tot een - en dan nog een zeer homogeen - deel van het ecosysteem. Dit vraagt om moeilijkheden.

Overigens kan ook voor dit biotoop beoordeling plaatsvinden. Van belang is daarbij om terdege rekening te houden met het begrip 'schaal' en met de keuze van bemonsteringsmethode, bemonsteringstijdstip en bemonsteringsplaats. De aanwezigheid van veel r-strategen in een water kan overigens duiden op een situatie waarin een voorwaardenscheppende factor, zoals fosfaat, in overmaat aanwezig is. Niet in alle watertypen zijn alle biotopen c.q. habitats en alle organismengroepen even geschikt voor waterbeoordeling. Zoals trouwens ook niet altijd alle factoren even relevant voor een watertype zijn. Steeds zullen die factoren en die organismen bij beoordeling betrokken moeten worden, die qua reactie op veranderingen beantwoorden aan het doel van de beoordeling.

Zoals steeds bij het bestuderen van dosis-effectrelaties, zal ook in het geval van de biologische waterbeoordeling een verband tussen factoren en organismen gelegd moeten worden. Bij vergelijking van beoordelingssystemen zou gesproken kunnen worden van een ijking van de bio-indicatie op de chemische concentratie. Het is daarbij van belang in de gaten te houden dat het niet zo maar gaat om eendimensionale en unifactoriële verbanden. Een bio-indicator is geen concentratiemeter. In sommige gevallen zal inderdaad een eenduidig verband bestaan tussen een dominante factor en een soort. In de meeste gevallen zal het gaan om een globale ijking van de toestand van de levensgemeenschap op verschillende (samenwerkende) factoren. De samenstelling van de levensgemeenschap verschaft daarnaast op eigen termen inzicht in de toestand van een ecosysteem.

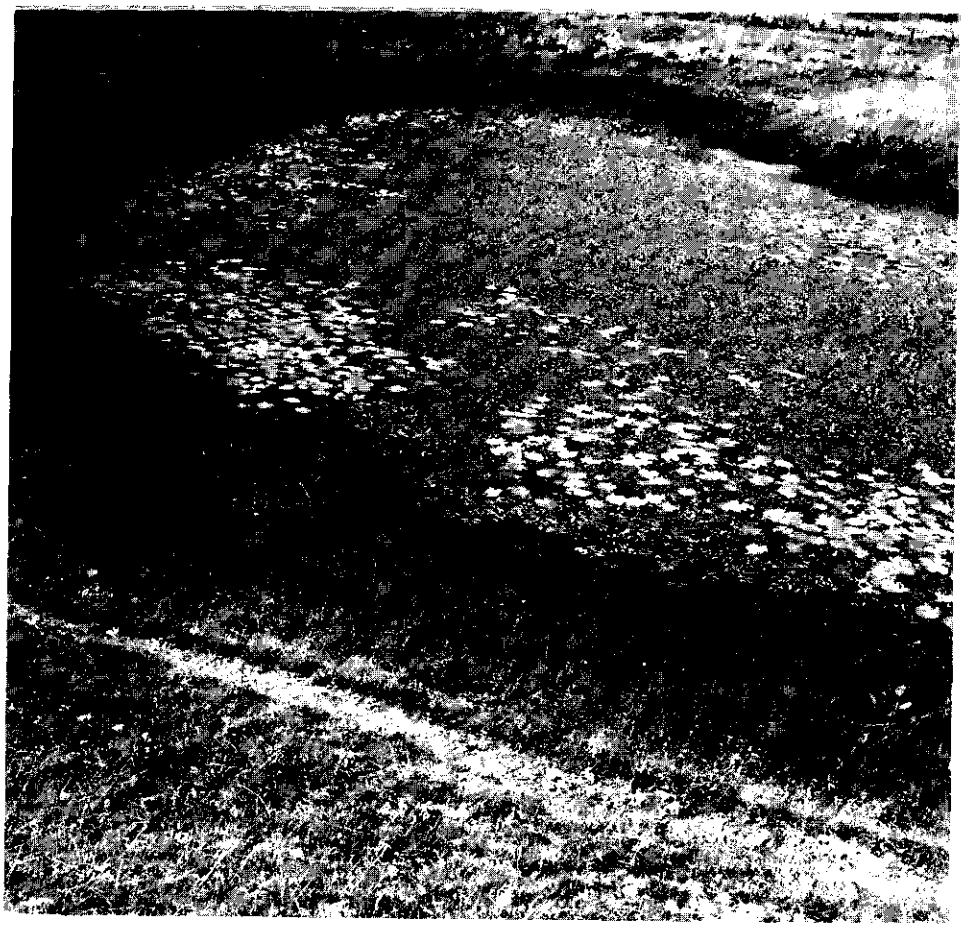
Discussie

De discussie, naar aanleiding van het thema theorie, spitste zich toe op de (vermeende) tegenstelling tussen de landschapsecologisch-theoretische benadering en de causaal-analytische benadering. Het terrein van de biologische waterbeoordeling omvat de studie van de relatie tussen datgene wat stuurt en dat wat volgt, er is impliciet sprake van oorzaak en gevolg. Zowel causaal-analytisch en correlatief onderzoek zijn nodig voor een landschapsecologisch-theoretische benadering maar naar de mening van Schroevers zijn thans voldoende bouwstenen aangeleverd om verder te komen daar de totale complexiteit van de natuur toch niet te kennen valt.

Het ecologisch onderzoek is in staat om met succes complexe relaties en multifactoriële verbanden te bestuderen. Het betreft dan geen correlatieve verbanden tussen allerlei abiotische factoren afzonderlijk met individuele soorten maar complexen van abiotische factoren die zich bijvoorbeeld uiten in biologische structuren en die op hun beurt te correleren zijn met soorten of soortengroepen. Is de landschapsecologisch-theoretische benadering dan louter defensief? Schroevers meent dat de beperking toch steeds gevonden wordt in de onkenbaarheid van de natuur.

Ondanks de complexiteit van deze natuur blijkt biologische waterbeoordeling heel belangrijk, er zijn al heel wat onderzoekresultaten bereikt die met succes worden toegepast. Echter de praktijk maakt nog te weinig gebruik van de recente snelle ontwikkelingen in de ecologische theorievorming.

Waar staat de mens in Schroevers' definitie van natuur en zijn ecologische normen uitsluitend bedoeld voor natuurbescherming of spelen zij een rol in alle functies van oppervlaktewateren? Enerzijds heeft de mens een eigen cultuur die tegenover de natuur staat. Anderzijds is de mens een onderdeel van diezelfde natuur, hij participeert erin en is ervan afhankelijk (voedsel, voortbestaan). In die reeks van belangen die de natuur voor de mens heeft, moet de meest kwetsbare (de toetsreferentie) primair worden beschermd. Ecologen dienen de verschillende waarden en eigenschappen van natuur aan te geven en uitspraken te doen over de relatie tussen natuur en menselijke gebruiksfuncties.



Van biologische waterbeoordeling naar ecologische normdoelstelling: de verbinding tussen wetenschap en beleid

H.W. Kroes

Inleiding

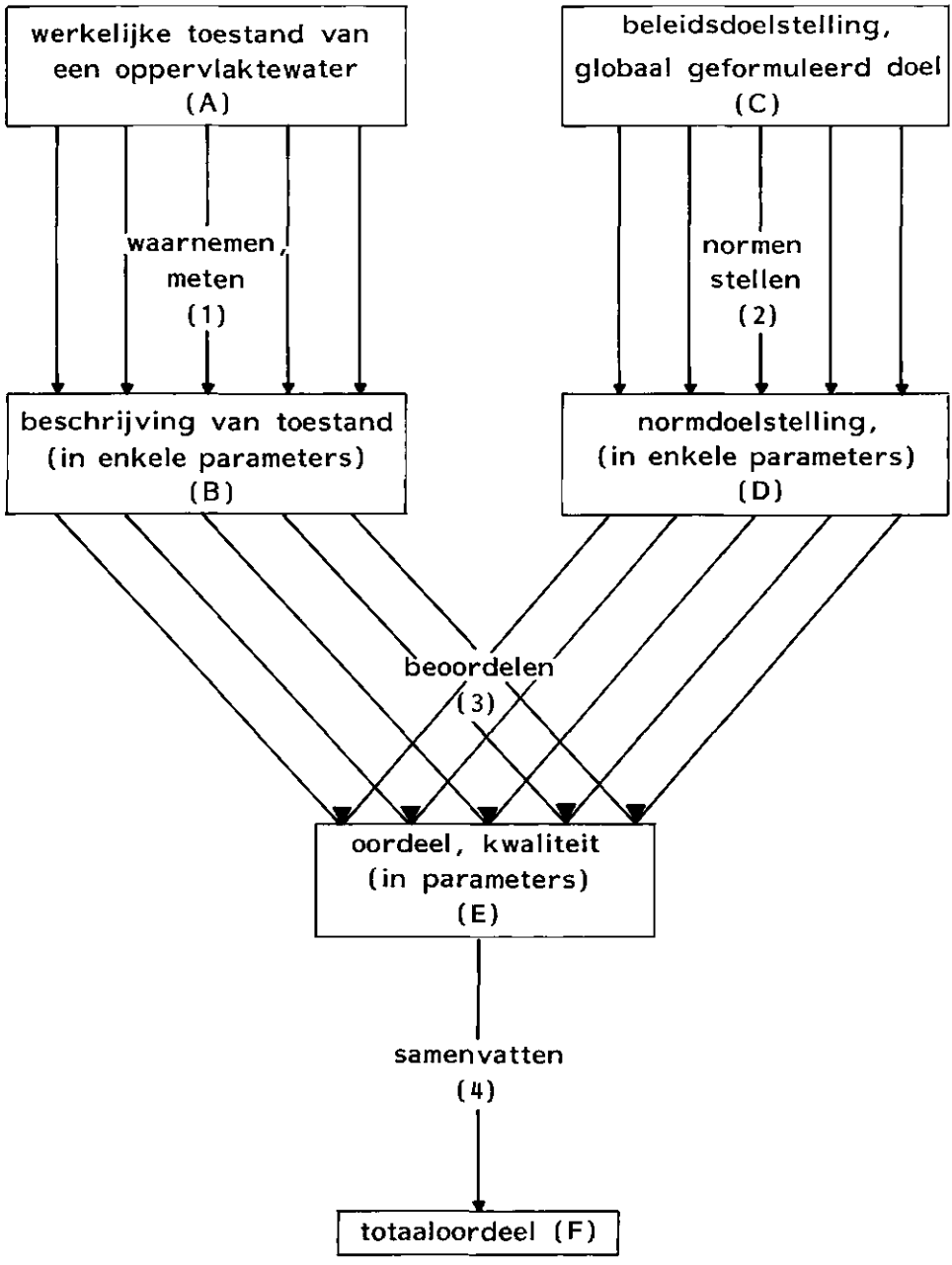
Beoordelen is blijkbaar een aantrekkelijke bezigheid. De werkgroep Biologische Waterbeoordeling houdt zich er al twintig jaar mee bezig. De IMP's Water van 1975, 1981 en 1985 besteden er de nodige aandacht aan, onder andere in de vorm van kaarten waarop de Nederlandse oppervlaktewateren in de kleuren rood tot blauw (slechte tot goede kwaliteit) zijn aangegeven. En, last but not least, op dit symposium worden twee dagen lang de geheimen van waterbeoordeling besproken.

Beoordelen is zo aantrekkelijk dat degenen die ermee bezig zijn, soms vergeten dat het een onderdeel is van een groter complex van nauw samenhangende activiteiten. Veel vormen van 'beoordeling' - ook die waarover in voordrachten op dit symposium wordt gesproken - zijn in feite vormen van pseudobeoordeling. Echte beoordeling kan pas plaatsvinden wanneer zowel de feitelijke als de gewenste toestand van een oppervlaktewater op een geordende wijze zijn omschreven. Aan die voorwaarde is niet altijd voldaan als men zegt met beoordeling bezig te zijn. Hierna zal uiteengezet worden hoe wetenschap en beleid dienen samen te hangen, uitmondend in de mogelijkheid van beoordeling.

Het kwaliteitsschema

Figuur 8 geeft schematisch de relatie weer tussen waarnemen, normen stellen en beoordelen. Kortheidshalve kan dit geheel het kwaliteitsschema worden genoemd. De erin opgenomen activiteiten zijn immers gericht op het vaststellen van de kwaliteit van oppervlaktewateren. Kwaliteit is volgens de definitie van de Gezondheidsraad (1984): 'de beschrijving van het resultaat van een beoordeling van (een) oppervlaktewater'. Beoordeling is echter, zoals het schema laat zien, pas mogelijk nadat er enig voorwerk is gedaan.

Het schema verbindt de uitgangspunten en resultaten van drie belangrijke activiteiten met elkaar: 1. waarnemen en meten, 2. normen stellen en 3. beoordelen. Beoordelen wordt meestal nog aangevuld met 4. een samenvatting van de deeloordelen.



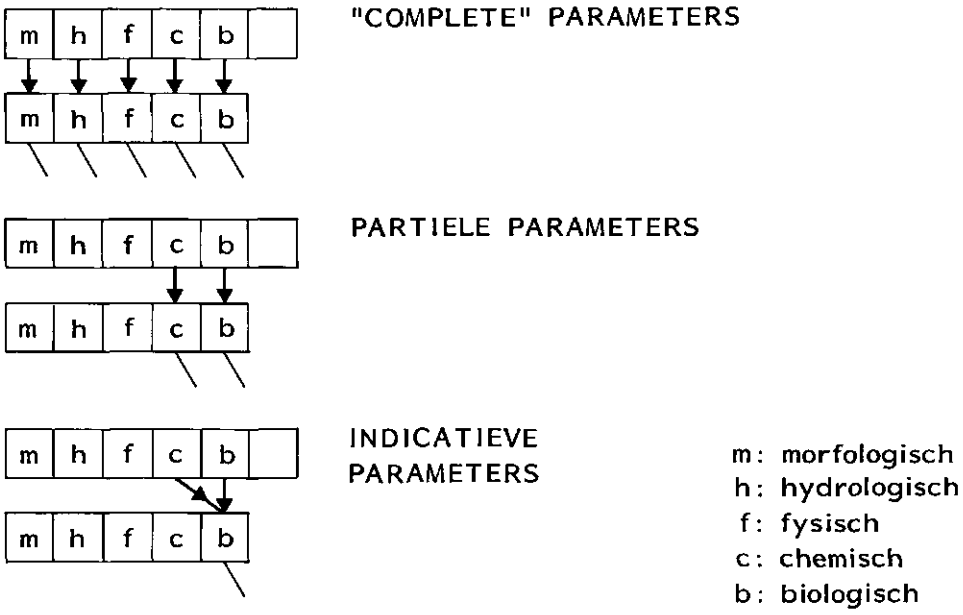
Figuur 8. De samenhang tussen waarnemen, normen stellen en beoordelen in het kwaliteitsschema.

Waarnemen en meten in dit schema vertalen de werkelijkheid (toestand van een oppervlaktewater) naar een beschrijving (rapport met gegevens). Normen stellen vertaalt algemene beleidsdoelen naar specifieke, meestal getalsmatige normen. Bij beoordelen tenslotte worden de gegevens vergeleken met de normen, zodanig dat oordelen in de vorm van 'voldoet wel' of 'voldoet niet' per parameter ontstaan. Het linkerbovengedeelte van het schema is het domein van onderzoekers, het rechterbovengedeelte dat van beleidsmakers. Tot wier domein het beoordelen hoort is niet a priori duidelijk. Het is wel duidelijk dat beide groepen elkaar daar ontmoeten en dat dit in de afgelopen jaren vaak tot interessante confrontaties heeft geleid. In de volgende paragrafen wordt ingegaan op de verschillende onderdelen van het schema.

Waarnemen en meten

Het doel van waarnemen en meten is het afbeelden van de werkelijke toestand van een oppervlaktewater in een beschrijving. In Figuur 8 is dat de stap die van A naar B leidt. A is de toestand van een oppervlaktewater als realiteit, B is een beschrijving (op papier) in woorden, parameters met getallen, grafieken, figuren, enz. Een dergelijke afbeelding is nooit volledig. Er zullen altijd beperkingen zijn met betrekking tot de parameters waarover waarnemingen zijn gedaan, met betrekking tot de ruimtelijke invulling (vaak zijn beschrijvingen gebaseerd op metingen of monsternemingen die op een klein aantal plaatsen in het oppervlaktewater zijn verricht) en met betrekking tot de invulling in de tijd (bijvoorbeeld de frequentie van de bemonstering). Al naar gelang het doel zal getracht worden een keuze te maken met betrekking tot de aspecten die men wil beschrijven, respectievelijk de volledigheid daarin.

In Figuur 9 zijn enkele varianten afgebeeld die in de praktijk vookomen. In de va-



Figuur 9. Enkele varianten van waarnemen en meten (het linkerbovendeel van Fig. 8).

riant 'compleet' wordt getracht de beschrijving over een zo breed mogelijk front van (groepen) parameters te doen plaatsvinden. Dit gebeurt meestal slechts in grotere, gebundelde onderzoekprogramma's, zoals het WOL-programma (Loogman & Van Liere 1986). Echt compleet zal de beschrijving nooit worden. Een dekking van de belangrijkste uit verschillende groepen parameters is echter zeker mogelijk. Op veel onderzoek in Nederland is de variant 'partieel' van toepassing. Het beperkt zich daarbij, gedeeltelijk om redenen van beperkte mankracht, gedeeltelijk om redenen van een gerichte vraagstelling, tot (groepen) parameters en dikwijls ook tot een smalle doorsnede in de tijd.

Een bijzondere variant is die waarbij waarnemingen worden verricht aan enkele parameters en waarmee conclusies worden getrokken over de gesteldheid van andere, niet expliciet in de waarneming betrokken parameters. Deze variant komt voor bij een groot aantal vormen van biologische waterbeoordeling. Men stelt bijvoorbeeld vast welke soorten kreeftachtigen, insektelarven, wormen enz. in een bepaald water voorkomen en trekt daaruit conclusies over het zuurstofgehalte, de stroomsnelheid, enz. zonder dat men deze laatste meet. In feite gaat het hier om een vorm van pseudobeoordeling. Men beoordeelt niet de gevonden toestand tegen de meetlat van een gewenste toestand, maar beschrijft de toestand van een oppervlaktewater in meer (of andere) parameters dan men heeft gemeten. Dit is een procedure die zich geheel binnen het domein van de wetenschap afspeelt en niets te maken heeft met echte beoordeling. Of de conclusies die bij toepassing van zo'n werkwijze getrokken worden, gerechtvaardigd zijn, is dan ook een vraag waarover wetenschappelijke discussie moet plaatsvinden. Het beleid staat daar geheel buiten.

Meet- en waarnemingsresultaten worden ten behoeve van de overzichtelijkheid meestal gerubriceerd, geordend, geclassificeerd. Een daarbij veelvuldig nagestreefd doel is de opstelling van typologieën van oppervlaktewateren. Hierop wordt in het kader van deze bijdrage niet verder ingegaan. Een ander doel van ordening is soms de indeling van wateren in klassen op basis van de waarden die voor de gemeten parameters gevonden worden, zodanig dat wateren in een kleurenschaal van rood naar blauw (lees: slecht naar goed) kunnen worden ingepast. Daarbij gaat het in een aantal gevallen om pseudobeoordeling (zij het een andere vorm dan boven beschreven). Voorbeelden daarvan zijn de IMP-index die in de IMP's Water is gebruikt om wateren op de kaart met blauw, groen, geel, oranje, rood aan te geven en het systeem volgens Caspers en Karbe (Klapwijk 1982) waarin wateren in klassen van I t/m VI worden ingedeeld (van goed naar slecht). Het betreft hier geen echte beoordeling omdat niet van tevoren normen zijn gesteld waaraan getoetst wordt. Anders gezegd: er zijn geen consequenties verbonden aan het rood of groen enz. zijn van een water, anders dan dat het aardig zou zijn wanneer in de tijd gezien het aantal rode wateren vermindert en het aantal blauwe toeneemt. Nog onduidelijker wordt dit type beoordeling wanneer de schaal van goed naar slecht periodiek wordt aangepast aan de feitelijke trajecten die voor de gemeten parameters worden gevonden.

Normen stellen

Normen stellen is het vertalen van algemene beleidsdoelen in toetsbare regels. Een voorbeeld buiten de sfeer van het milieubeleid is de beperking van de snelheid van het autoverkeer. Het algemene beleidsdoel zou kunnen zijn: het beperken van de

snelheden ten behoeve van de verkeersveiligheid, rekening houdend met per locatie verschillende omstandigheden. Daaruit afgeleide normen zijn bijvoorbeeld een maximumsnelheid van 50 km/uur in de bebouwde kom en van 100 km/uur op autosnelwegen. Het algemene beleidsdoel is in concrete situaties niet of moeilijk toetsbaar, de genoemde normen zijn dat wel.

Enkele willekeurige voorbeelden van algemene beleidsdoelen in de bescherming van het oppervlaktewater zijn:
- gezond water,
- diversiteit aan soorten en ecosystemen,
- stabiliteit van het aquatisch ecosysteem en
- de natuurlijke toestand.

Willekeurige voorbeelden van milieuhygiënische normen voor oppervlaktewateren zijn:
- algenbiomassa < 100 g Cd/gesuspendeerd materiaal,
- cadmium (geassocieerd) < 5 g/gesuspendeerd materiaal,
- uitgewerkte normdoelstelling voor beken, middelste niveau (samenstel van groot aantal normen voor vele parameters).

Het formuleren van algemene beleidsdoelen berust op maatschappelijke keuzen zoals die op het niveau van regering en parlement, of zelfs op internationaal niveau gemaakt worden. Ook bij het vertalen van deze algemene doelen in specifieke normen blijft echter in belangrijke mate een keuzemoment aanwezig. Het is immers niet a priori duidelijk of het beleidsdoel 'gezond oppervlaktewater' vertaald kan worden in een zuurstofgehalte van 5 mg/liter of in een van 7 mg/liter. Met andere woorden: bij het formuleren van het algemene beleidsdoel is de keuze slechts gedeeltelijk, globaal, gemaakt. Pas bij de normstelling wordt een definitieve, gedetailleerde keuze gemaakt.

Normstelling is keuze op grond van kennis (Kroes 1983). Normen kunnen niet het resultaat zijn van een louter wetenschappelijke procedure. Hoe meer kennis over het onderwerp beschikbaar is, des te doorzichtiger kan de normstelling plaatsvinden, maar de inhoud van die kennis bepaalt nooit de hoogte van die norm. Het keuzeelement, dat in feite een impliciete of expliciete afweging van belangen inhoudt, is bepalend voor de hoogte van de norm. Aan het expliciet maken van de belangenafweging ontbreekt het overigens dikwijls en soms wordt daardoor de indruk gewekt dat norm stelling wel een louter wetenschappelijk proces zou zijn. Het keuzeproces wordt door sommigen wel subjectief genoemd. Ik vind dat een minder gelukkige term omdat hij suggereert dat het om de belangenafweging van één persoon gaat. In de praktijk is normstelling echter een collectief proces waarbij (hetzij op beleidsvoorbereidend, hetzij op politiek niveau) groepen personen gezamenlijk die afweging maken en waarbij dikwijls compromissen gesloten moeten worden.

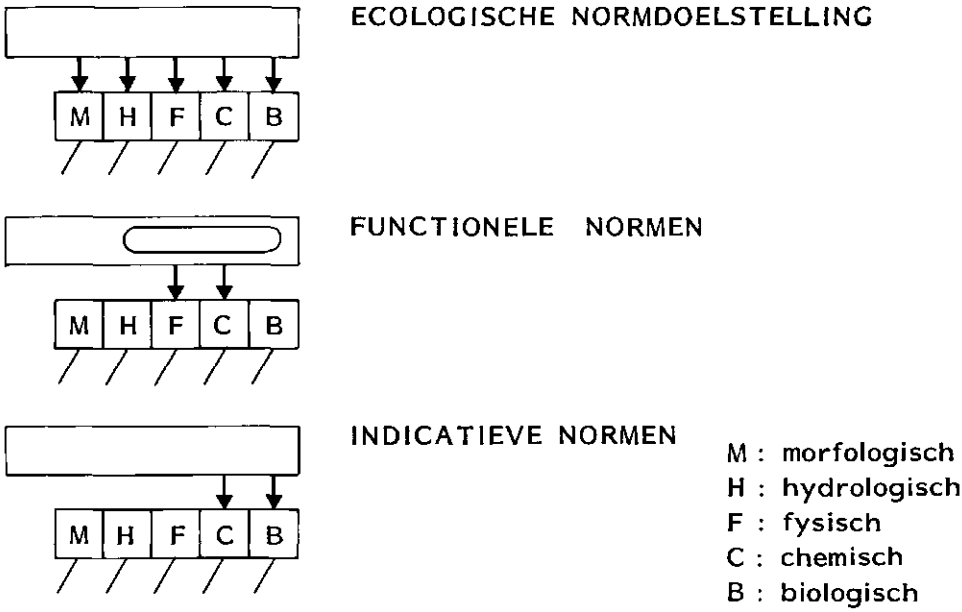
Er zijn veel soorten normstelling waarbij water betrokken is. Een goed overzicht is te vinden in Trouwborst (1986). In recente ontwikkelingen van het milieubeleid en het daarmee overlappende waterbeleid tekent zich grofweg een tweedeling af. Enerzijds is er de traditionele wijze van normstellen in het waterbeleid die zich richt op wateren als geheel (basiskwaliteit, viswater, drinkwaterbereiding) die voortgezet en uitgewerkt wordt in de ecologische normdoelstellingen voor typen oppervlaktewateren (CUWVO 1986) en mogelijk ook in de daarbij aansluitende watersysteembenadering in het integraal waterbeheer. Anderzijds is er de met de IMP's Milieubeheer (zie o.a. Min. VROM 1985) geïntroduceerde stofgerichte benadering, waarbij het

bindende element niet het oppervlaktewater met al zijn parameters is, maar een stof met al zijn routes in en relaties met de verschillende milieucompartimenten (water, bodem, lucht). Beide benaderingen kunnen elkaar goed aanvullen, maar vermeden moet worden dat een van beide gaat overheersen, of dat ze zonder afstemming naast elkaar blijven bestaan.

Bij de eerstgenoemde vorm van normstelling, uitgaande van wateren als (eco)systemen, kunnen enige varianten worden onderscheiden. Deze zijn afgebeeld in Figuur 10. Bij de eerste variant, het formuleren van ecologische normdoelstellingen, wordt geprobeerd vanuit het algemene beleidsdoel van de bescherming van oppervlaktewateren als ecosysteem (zie o.a. IMP-Water 1985-1989) een zo volledig mogelijke vertaling naar specifieke normen voor alle relevante (groepen) parameters te geven. Later komen we terug op de acties die daartoe met name door de CUWVO zijn ondernomen.

De tweede variant is een schematische weergave van de normstelling die voor wateren met de functies zwemwater, drinkwaterbereiding, viswater en schelpdierwater is verricht. Dit betreft vooral EG-richtlijnen die in 1983 in de Nederlandse wetgeving zijn overgenomen (Min. VROM en V&W 1983). Bij dit type normstelling wordt telkens een beperkt beleidsdoel voor oppervlaktewateren, b.v. de bescherming van gezondheid, beoordeling van esthetische waarden e.d. voor recreanten, vertaald in specifieke normen. De keuze van de parameters is steeds beperkt, en specifiek op een bepaalde functie gericht. Overigens is er wel sprake van enige overlapping met ecologische normdoelstellingen, bijvoorbeeld bij de viswaternormen.

De laatste afgebeelde variant betreft een vorm van normstelling waarbij getracht wordt met een beperkt aantal parameters een algemeen beleidsdoel voor het volledi-



Figuur 10. Enkele varianten van normstelling voor oppervlaktewateren (het rechterbovendeel van Fig. 8).

ge aquatische ecosysteem in normen te vertalen. Dergelijke normen zijn nog niet op enig overheidsniveau vastgesteld, maar af en toe worden, bijvoorbeeld in de Commissie Ecologische Normen Waterbeheer van de Gezondheidsraad, wel ideeën in die richting gelanceerd.

Beoordelen

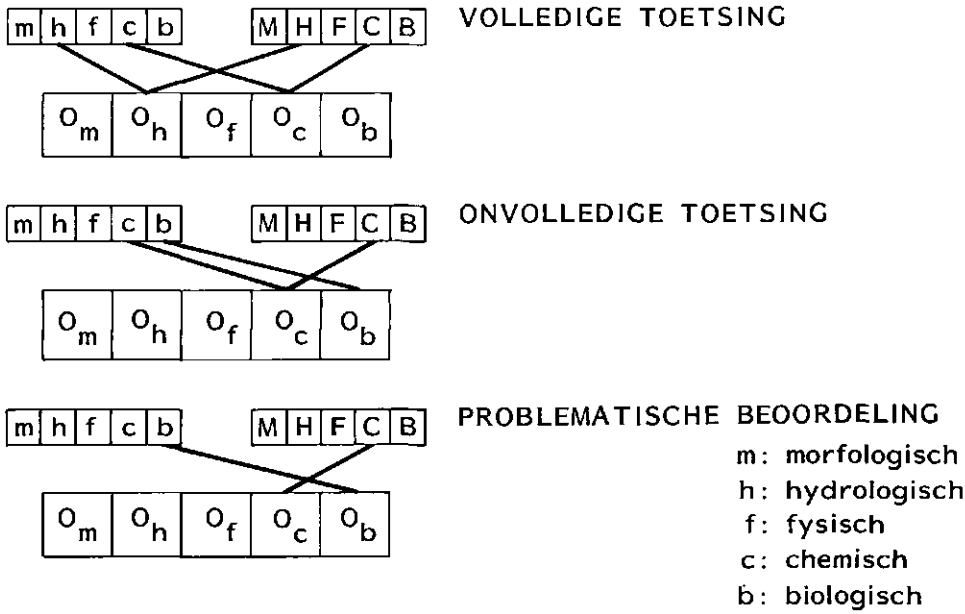
Beoordelen is het vergelijken van een beschreven toestand met een gewenste of vereiste toestand. De meest precieze vorm van beoorde len is toetsen. Men kan een toetsing uitvoeren wanneer 1. de feitelijke toestand in kwantitatieve termen is beschreven, 2. de gewenste of vereiste toestand in getalsmatige normen is aangegeven en 3. er een één op één relatie is tussen de parameters in de beschrijving en in de normen. De beoordeling wordt beter (nadert de toetsing) naarmate er preciezere regels zijn voor bemonsteringsfrequentie en -plaatsen, ontsluitingsmethoden voor stoffen in het monster, analysemethoden, het determinatieniveau voor aangetroffen organismen (soortniveau enz.) en naarmate in het algemeen de parameters van waarneming en meting beter aansluiten op die van de normstelling (en vice versa).

Een goede beoordeling dient objectief te zijn! Dat wil zeggen dat er formele regels voor de te maken vergelijking moeten zijn die iedereen op dezelfde manier kan toepassen en dat de vergelijking niet afhankelijk is van de subjectieve regels van één persoon. Dat wil ook zeggen dat op het moment van de beoordeling het keuzeproces van de normstelling al achter de rug moet zijn. De verleiding om de normen 'aan te passen' in het licht van de resultaten van metingen en waarnemingen, dat wil zeggen om gelegenheidsnormstelling toe te passen, kan groot zijn (vergelijk de normstelling inzake stralingsdoses na het Tsjernobyl-ongeval). Daarmee wil niet gezegd zijn dat nieuwe gegevens nooit aanleiding kunnen zijn tot het bijstellen van normen. Daarvoor moet dan echter het keuzeproces van de normstelling (zoals hiervoor beschreven) opnieuw doorlopen worden en dient niet op het moment van de beoordeling een bijstelling plaats te vinden. Enkele beoordelingsvarianten zijn in Figuur 11 afgebeeld.

Volledige toetsing kan plaatsvinden wanneer voor alle parameters die gemeten zijn, ook een norm bestaat en omgekeerd. In de praktijk komt deze situatie maar zelden voor. In veel gevallen worden door waterbeheerders meer parameters gemeten dan waarvoor er normen zijn (onvolledige toetsing). Het omgekeerde komt minder, maar ook wel voor. Problematisch wordt de situatie wanneer er normen zijn voor bepaalde parameters, maar deze niet gemeten worden, terwijl men wel andere parameters meet en dan toch een beoordeling probeert te geven. Het zal duidelijk zijn dat dergelijke procedures verwarring stichten.

Enige beschouwingen over de toepassing van het kwaliteitsschema in de praktijk

In de voorgaande paragrafen is het theoretische ideaalbeeld van het kwaliteitsschema geschetst en is met enige voorbeelden aangegeven dat de lijnen van het schema in de praktijk lang niet altijd gevolgd worden. Enerzijds zijn het beleid, het beheer en de wetenschap dikwijls bezig met onderdelen van het schema zonder dat het geheel voldoende in het oog wordt gehouden, anderzijds wordt er nogal eens gezondigd tegen



Figuur 11. Enkele beoordelingsvarianten (het centrale deel van Fig. 8).

een correct gebruik van termen, begrippen en de logische samenhang daartussen. Aan een verbetering met betrekking tot laatstgenoemd punt kan dit artikel hopelijk bijgedragen. Correcte en logisch samenhangende toepassing van termen en begrippen lijkt triviaal, maar de ervaring is dat men daarin vaak nonchalant is, hetgeen leidt tot tijdrovende discussies omdat men elkaar verkeerd begrijpt.

Minstens even belangrijk is het eerstgenoemde punt, de vaak onvolledige 'invulling' van het schema. Het is niet de bedoeling te pleiten voor stopzetting van onvolledige en onvolkomen toepassingen van het kwaliteitsschema en voortaan uitsluitend integrale invullingen te accepteren. Juist de ecologische beoordeling en de daaraan voorafgaande metingen en waarnemingen, resp. normstelling, zijn nog ver verwijderd van gedetailleerde kwantitatieve invullingen, zodat we ons voorlopig moeten behelpen met globale vormen van beoordeling. Anders dan bij normen die de laatste jaren zijn gesteld in verband met gebruiksfuncties van oppervlaktewateren, waar parameters, getalsmatige invulling van normen en voorschriften voor bemonsteringsfrequentie, meetmethoden, toetsmethoden enz. exact zijn gedefinieerd, is de ecologische normstelling, met name door haar veel grotere complexiteit, nog niet aan een grote exactheid toe.

Dit is wel de plaats om een pleidooi te houden voor serieuze pogingen om het kwaliteitsschema langzaam maar zeker ook voor ecologisch gebruik in te vullen. Tot nu toe heeft de Werkgroep Biologische Waterbeoordeling hoofdzakelijk interesse gehad in de componenten A, B, soms E en F en in de activiteiten 1, soms 3 en 4 van het kwaliteitsschema. Wat velen in de werkgroep 'beoordeling' noemen, is in feite een vorm van vertalen van de werkelijke toestand van oppervlaktewateren in beschrijvingen. Daarbij wordt al dan niet van indicatoren gebruik gemaakt. Aan echte beoordeling komt men meestal niet toe. Dit is een gevolg van het feit dat de componenten C en D en de activiteit 2 (normen stellen) weinig aandacht kregen.

In de beleidsvoorbereidende sfeer (ministeries VROM en V&W) is juist aan laatstgenoemde onderdelen van het kwaliteitsschema in het kader van de IMP's Water sinds 1975 toenemende aandacht besteed. Deze culmineerde in het rapport 'Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren' (CUWVO 1986). Daarmee is een eerste poging tot invulling van het rechterbovendeel van het kwaliteitsschema voor ecologische normstelling gegeven. In de volgende paragraaf zal daar een toelichting op worden gegeven.

Een verder naar elkaar toegroeien van de twee beschreven interessesferen is zeer gewenst. Dat is ook bittere noodzaak omdat het domein van de werkgroep (linksboven in het schema) en dat van het beleid (rechtsboven) elkaar onherroepelijk treffen in de beoordeling, het centrale deel van het kwaliteitsschema. Een groeiende informatie-uitwisseling en afstemming van activiteiten zijn bijzonder belangrijk voor de produktiviteit in de sfeer van ecologisch waarnemen, normstelling en beoordeling van oppervlaktewateren.

Het CUWVO-rapport 'Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren'

In september 1986 stelde de Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (CUWVO) het rapport met de bovenvermelde titel vast.

Het rapport onderscheidt 23 typen wateren in vier hoofdgroepen (Tabel 1). Voor 16 daarvan worden typegebonden ecologische normdoelstellingen geformuleerd, en wel telkens op drie niveaus: het hoogste, het middelste en het laagste.

Tabel 1. Indeling van de Nederlandse oppervlaktewateren in typen volgens het CUWVO-rapport.

= wateren van het rivierstelsel

- bronnen
- beken
- kleine rivieren *
- rivieren

= functionele wateren, gegraven

- drinkpoelen
- stadswateren
- sloten
- weteringen en vaarten *
- kanalen
- havens *

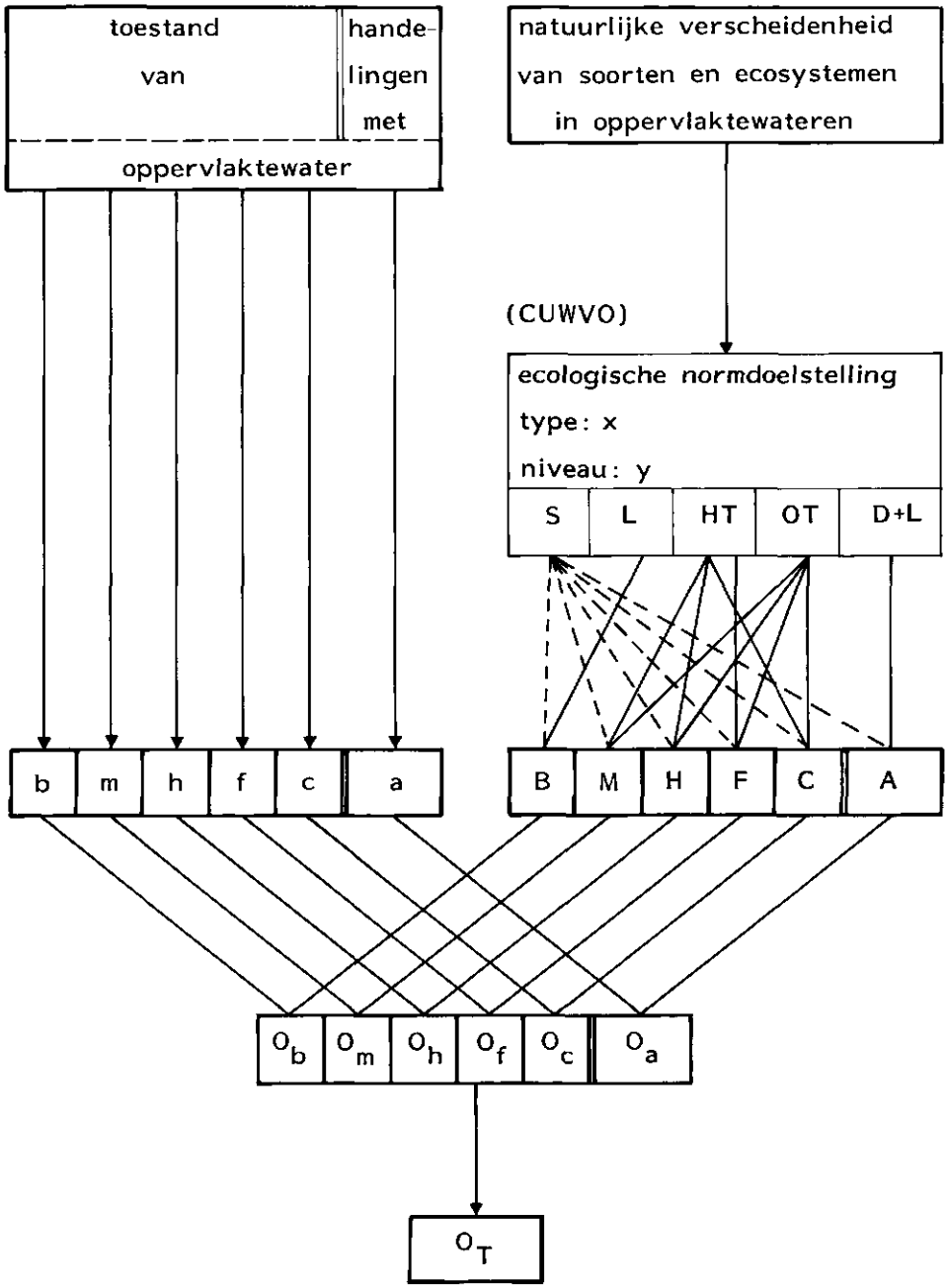
= stagnante wateren, al dan niet gegraven

- vennen en pingoruïnes
- duinmeren
- wielen
- oude rivierarmen *
- zand-, grind- en kleigaten
- petgaten
- meren en plassen

= brakke en zoute wateren

- dobben
- inlagen *
- zoute meren *
- kreken
- getijdewateren
- de zee *

*) Van deze typen is geen hoofdstuk in het rapport opgenomen.



Figuur 12. Toepassing van het kwaliteitsschema in het geval van ecologische normdoelstellingen. De CUWVO-doelstellingen vormen een stap tussen het algemene beleidsdoel en exact uitgewerkte toetsbare normdoelstellingen. Behalve de symbolen die in de legenda van Figuur 9-11 zijn gedefinieerd, zijn hier nog de volgende symbolen gebruikt:

S : natuurlijke toestand van het ecosysteem

L : natuurlijke levensgemeenschap

Tabel 2. Stramien van de normdoelstelling volgens het CUWVO-rapport.

a. Natuurlijke toestand van het ecosysteem
Beschrijving van de abiotische en biotische systeemkenmerken van het watertype in onbeïnvloede toestand, dus op het hoogste niveau. Voor functionele gegraven wateren wordt getracht een toestand te omschrijven analoog aan de 'natuurlijke' toestand. Deze wordt aangeduid als 'gewenste toestand van het ecosysteem'.

b. Natuurlijke levensgemeenschap
Beschrijving van de van nature bij het type behorende levensgemeenschap in termen van organismengroepen (soorten of hogere taxa). Vormt samen met a. als streefdoel de kern van de ecologische normdoelstelling en hoort eveneens bij het hoogste niveau.

c. Criteria handhaving van het type
Voorwaarden die essentieel zijn voor de handhaving van het type (vergelijk de kenmerken die voor definiëring van het type zijn gebruikt in de paragrafen 1 van elk hoofdstuk), met name op het gebied van:
- stroming, beweging,
- wijze van voeding (mate van geïsoleerdheid),
- vorm (lijn, rond, meander, oevervorm),
- diepte (absoluut of in verhouding tot oppervlakte),
- saliniteit.

d. Criteria abiotisch optimum van het type
De waarden van abiotische parameters waarbij het ecologisch optimum binnen het type wordt bereikt (vergelijk de fysische en chemische kenmerken in de paragrafen 3 van elk hoofdstuk) met name:
- fysische en chemische kenmerken,
- hydrologische en morfologische kenmerken voor zover niet onder b. bedoeld.

Betreft in feite de abiotische toestand die hoort bij het hoogste niveau.

e. Doen en laten
Omschrijving van de consequenties van keuze van laagste, middelste en hoogste niveau voor respectievelijk waterstaatkundige en cultuurtechnische activiteiten, lozingen, verontreiniging op diffuse wijze, biologisch beheer (oogsten en/of uitzetten van organismen) en functies.

f. Overwegingen voor keuze van het niveau
Overwegingen die van belang zijn voor het kiezen van een ecologische doelstelling op het laagste, middelste of hoogste niveau, bijvoorbeeld in relatie tot de functionele kenmerken en in relatie tot het belang van het behoud van soorten en levensgemeenschappen.

←

HT : criteria handhaving van het type
OT : criteria abiotisch optimum van het type
D+L : doen en laten
a : beschrijving van de handelingen met een oppervlaktewater
A : normen voor de handelingen met een oppervlaktewater
Oa : oordeel over de handelingen met een oppervlaktewater
OT : totaaloordeel

Een ecologische normdoelstelling van het hoogste niveau correspondeert met de natuurlijke toestand van het desbetreffende oppervlaktewatertype, althans met een zo goed mogelijke benadering daarvan. De precieze invulling kan overigens binnen een type, van water tot water verschillen. Voor sommige watertypen (b.v. kanalen, sloten) die evident niet van natuurlijke oorsprong zijn, is het hoogste niveau niet het natuurlijke, maar een daaraan analoge referentietoestand (gekarakteriseerd door de afwezigheid van menselijke beïnvloeding voor zover niet gericht op instandhouding van het type). Het middelste niveau is een tussenniveau, of waar nodig een scala aan tussenniveaus, dat zodanig is geformuleerd dat in elk geval de hoofdkenmerken van een type gegarandeerd worden. Een zekere afwijking (b.v. geringere diversiteit) ten opzichte van de natuurlijke toestand is hier acceptabel. Het laagste niveau geeft de toestand aan die nog juist acceptabel is en die gezien kan worden als een ecologische uitwerking van de basiskwaliteit. De kenmerken van een type behoeven op dit niveau niet per se alle meer aanwezig te zijn.

De vorm die de normdoelstellingen in het CUWVO-rapport hebben gekregen is een tamelijk complexe. Voor alle typen is hetzelfde stramien aangehouden dat bestaat uit zes onderdelen. In Tabel 2 zijn die onderdelen, elk met een korte omschrijving, vermeld. De normdoelstellingen zijn nog slechts in grote lijnen omschreven. Zo zijn de meeste biotische parameters in termen van aan- of afwezigheid genormeerd en niet verder gekwantificeerd. Een aantal fysische en chemische parameters is wel kwantitatief genormeerd, maar dan in de vorm van een traject. Overigens moet, conform het doel van het CUWVO-rapport, elke normdoelstelling gezien worden als een model voor door de waterbeheerders in concreto te formuleren normdoelstellingen voor wateren van het desbetreffende type.

De CUWVO-normdoelstellingen moeten dus gezien worden als een tussenstap tussen algemeen beleidsdoel (C in het kwaliteitsschema) en de eigenlijke normdoelstelling (D in het kwaliteitsschema). Als het kwaliteitsschema opnieuw wordt geschetst, maar nu toegespitst op de CUWVO-normdoelstellingen, ziet het eruit als in Figuur 12. Daarvan is het gedeelte dat in dunne lijnen is geschetst, in het CUWVO-rapport beschreven. Dat is maar een deel van het totale schema. Het is nu vooral aan de waterbeheerder om de resterende onderdelen in te vullen: enerzijds de vertaling van de modelnormdoelstellingen naar concrete, gedetailleerde normdoelstellingen voor de wateren in hun gebied, anderzijds de waarnemingen en metingen die nodig zijn om de feitelijke met de gewenste toestand te vergelijken. Op dat gebied zijn al diverse initiatieven genomen. Genoemd kunnen worden het onderzoek naar watertypen en normstelling in Friesland (Claassen 1987), het onderzoek van de Chaamse beken in Noord-Brabant, het onderzoek in Limburg (vergelijk de bijdrage van Tolkamp in deze bundel) enz. Bovendien loopt er, in opdracht van de STORA, een onderzoek naar de mogelijkheden om voor een aantal typen operationele normdoelstellingen te maken.

Commentaar

A.M.C. Goedmakers

Biologische waterbeoordeling - papier of meer?
Wetenschappers, landelijke en regionale beleidsmakers en beleidsuitvoerders hebben tot nu toe veel, vaak gedegen werk geleverd bij het schrijven van nota's of het beleggen van bijeenkomsten over het onderwerp biologische waterbeoordeling. In dit commentaar op de inleiding van Kroes over de relatie tussen biologische waterbeoordeling en ecologische normdoelstelling wordt eerst ingegaan op de huidige terminologie en daarna op de effecten van het theoretische werk op het waterkwaliteitsbeleid in de praktijk.

Terminologie
Sinds enige tijd wordt de term ecologische normdoelstelling gebruikt ter vervanging van het begrip ecologische kwaliteitsdoelstelling. De term ecologische normdoelstelling is geïntroduceerd door de Commissie Ecologische Normen Waterbeheer van de Gezondheidsraad (1984). Deze commissie was van mening dat in de ecologie veel begrippen nog niet duidelijk gedefinieerd waren. Zij viel met name over het feit dat in het waterkwaliteitsbeleid de begrippen toestand en kwaliteit regelmatig door elkaar gebruikt worden en kwam met de volgende definities: onder toestand wordt verstaan een objectieve beschrijving van een oppervlaktewater met behulp van gemeten of waargenomen parameters; kwaliteit is de beschrijving van het resultaat van een beoordeling nadat de toestand en de gewenste toestand volgens vastgestelde regels vergeleken zijn (normen).

Het begrip ecologische kwaliteitsdoelstelling diende vervangen te worden; een term die tot op dat moment ingeburgerd was in het waterkwaliteitsbeleid. De introductie van het begrip ecologische normdoelstelling, als poging het beleidsjargon te saneren, heeft echter een averechts effect. De door het beleid gewenste toestand van een water werd verward met een ook door het beleid geformuleerde norm. Men zag daarbij over het hoofd dat een norm een instrument voor het beleid is waarmee doelstellingen ten aanzien van functies en kwaliteit kunnen worden beschreven. Letterlijk betekent normdoelstelling waarschijnlijk dat er geen norm is, maar dat de doelstelling van het beleid is om een norm te formuleren. Dit was niet de bedoeling van de commissie. Ik pleit er dan ook voor de term ecologische kwaliteitsdoelstelling in ere te herstellen: 1. de term geeft weer dat het beleid gericht is op het bereiken van een bepaald toetsingsresultaat oftewel een bepaalde kwaliteit wanneer een water beoordeeld wordt; 2. de term ecologische kwaliteitsdoelstelling is ook voor niet-ingewijden begrijpelijk; 3. de term normdoelstelling dekt de lading niet.

Tot zover de kritiek op het betoog van Kroes, dat verder kan worden onderschreven. De knelpunten en voornaamste bezwaren komen naar voren daar waar de theorie in praktijk gebracht moet worden en het waterkwaliteitsbeleid voor, soms pijnlijke, keuzen gesteld wordt.

IMP-Water 1985-1989
De CUWVO-werkgroep V heeft in 1986 het rapport Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren in concept uitgebracht. In het IMP-Water

1985-1989 is de aanpak van de werkgroep overgenomen. Het betekent dat er nu weliswaar een goede indeling in watertypen bij het voeren van beleid is te gebruiken als aanvulling op het door veel zuiveringsschappen gehanteerde eutrofie/saprobiesysteem dat te uniform was. Bij de indeling en karakterisering daarvan is echter nauwelijks gebruik gemaakt van biologische waterbeoordelingsmethodieken. In het gebruikte systeem ligt het accent nog steeds in hoge mate op fysische en chemische parameters. Een stelsel van normen waarin ook biologische parameters een wezenlijke rol spelen, zal op deze manier erg lang op zich kunnen laten wachten.

Een tweede omissie in het werk van de CUWVO-werkgroep en dus in het IMP-Water 1985-1989 is het niet uitwerken van criteria voor het bereiken van het middelste kwaliteitsniveau. Door dit achterwege te laten wordt het politieke besluitvormers gemakkelijk gemaakt niets te doen. Immers het hoogste niveau is gelijk aan de natuurlijke toestand van het ecosysteem en is daarmee in een afweging tussen maatschappelijke belangen al heel snel utopisch. Het laagste niveau is gekarakteriseerd met de getalswaarden van de basiskwaliteit en blijkt in de praktijk moeilijk realiseerbaar. Zonder normen voor een middelste niveau kan een keuze voor wateren of gebieden waar dit niveau bereikt moet worden, dan ook zonder scrupules achterwege gelaten worden.

Een derde knelpunt is het ontbreken van een toxicologische visie in het rapport van de werkgroep. Dit is des te opvallender omdat de enige punten waarop het begrip basiskwaliteit de afgelopen jaren is aangescherpt, juist getalswaarden wat betreft microverontreinigingen en milieugevaarlijke stoffen zijn (Tabel 3).

Huidige waterkwaliteit

In het IMP-Water 1985-1989 wordt een overzicht gegeven van de toetsing van rijkswateren aan de basiskwaliteit in 1983. Van de 21 monsterpunten voldoet alleen het punt Belfeld Maas aan de basiskwaliteit. Dat betekent dat minimaal 95% van de rijkswateren in 1983 niet aan de getalswaarden van de basiskwaliteit voldeed. Een kanttekening hierbij moet zijn dat voor Belfeld Maas vele parameters niet ingevuld zijn, waardoor het mogelijk is dat geen van de rijkswateren de basiskwaliteit haalde.

Tabel 3. IMP-Water 1985-1989 vergeleken met IMP-Water 1980-1984.

Aangescherpte getalswaarden basiskwaliteit voor:
- totaal fosfaat,
- polycyclische aromaten,
- cholinesteraseremmers,
- organochloorpesticiden totaal,
- organochloorpesticiden individueel,
- PCB's en PCT's,
- anionische detergenten,

Nieuwe getalswaarden basiskwaliteit voor:
- monocyclische aromatische koolwaterstoffen,
- gechloreerde aromatische amines,
- gechloreerde fenolen,
- non-ionische en kationische detergenten,
- organohalogeenverbindingen (VOX, EOX, AOX).

In 1984 zijn in Noord-Holland 189 boezemwateren volgens een (beperkt) ecologisch gericht beoordelingssysteem getoetst (Provinciale Waterstaat Noord-Holland 1986). Het resultaat van deze toetsing was dat 20% van de wateren ongeveer de basiskwaliteit had, 19% hoger en 61% lager scoorde. Het Zuiveringschap Amstel- en Gooiland (1986) stelde vast dat 11% van de wateren in zijn gebied volgens hetzelfde ecologisch gerichte beoordelingssysteem in 1984 aan de basiskwaliteit voldeed; 70% voldeed niet aan de basiskwaliteit. Men voorzag dat ook in de toekomst voor 10% van de wateren de basiskwaliteit niet gehaald zou kunnen worden.

Al met al zijn dit bedroevende resultaten, zeker als daarbij bedacht wordt dat de basiskwaliteit bepaald geen biologisch geweldig diverse wateren oplevert. Aangezien de achteruitgang in het voorkomen van de meer gevoelige soorten insekten en mollusken sinds 1900 in de grote rivieren meer dan 50% is (Smit 1983), is er voldoende aanleiding te streven naar een hogere kwaliteit dan de basiskwaliteit.

Biologische waterbeoordeling

Biologische parameters zijn nog maar in zeer beperkte mate doorgedrongen in normen of getalswaarden voor het beoordelen van de waterkwaliteit (zie IMP-Water 1985-1989). Biologische parameters worden vaak (ten onrechte) als te kwalitatief of te onhanteerbaar ter zijde geschoven (Goedmakers 1985). Het onderzoek van Van Urk en Kerkum (1986) waarin percentages misvormingen in Chironomusmonsters uit de Rijn en Maas vergeleken worden, levert echter resultaten op die beleidsmakers aan het denken zouden moeten zetten. Wat betreft de gehalten aan zware metalen, PCB's en polycyclische aromaten is de Rijn niet meer verontreinigd dan de Maas. Bij het optreden van misvormingen in Chironomuslarven wordt duidelijk dat de Rijn wel degelijk meer vervuild is dan de Maas. Het percentage misvormingen van Chironomuslarven kan dienen als voorbeeld van een biologische parameter, die wellicht veel goedkoper te kwantificeren is dan het gehalte aan microverontreinigingen met behulp van geavanceerde chemische technieken.

Het gebruiken van biologische parameters vereist niet alleen een bepaalde instelling van beleidsmakers, het betekent ook dat niet gewacht moet worden met uitspraken tot het moment dat alle finesses van ecosystemen doorgrond zijn op basis van onderzoek. Een norm vaststellen, ook met behulp van biologische parameters, blijft een politieke keuze en zal voorlopig een beetje nattevingerwerk zijn.

Conclusies

- De term ecologische kwaliteitsdoelstelling dient in ere hersteld te worden.
- Het middelste kwaliteitsniveau is voor oppervlaktewateren nog een te vaag begrip.
- De kwaliteit van het Nederlandse oppervlaktewater is beneden de ecologische maat.
- Biologische parameters worden in het waterkwaliteitsbeleid te weinig gebruikt.

Water(kwaliteits)beheer op regionale schaal: hèt integratieniveau voor een ecologische benadering

H.H. Tolkamp

In deze bijdrage wordt aandacht gevraagd voor dat deel van het werkveld waar biologische waterbeoordeling wordt toegepast of zou moeten worden toegepast als onderdeel en onderbouwing van ecologisch waterbeheer. Er zal een beeld worden geschetst van het nut, de bruikbaarheid en de noodzaak van biologische waterbeoordeling in de praktijk van het waterbeheer nu en in de toekomst, toegespitst op het zogenaamde integraal waterbeheer dat stoelt op, gebruik maakt van en rekening houdt met alle relevante elementen of disciplines die een rol spelen in het ecosysteem water. Integraal waterbeheer is in deze zin een voorwaarde voor ecologisch waterbeheer.

Hoewel voor beide de samenhang der dingen centraal staat, is het verschil daarin gelegen dat ecologisch waterbeheer niet per se een voorwaarde voor integraal waterbeheer behoeft te zijn. Het essentiële verschil tussen beide begrippen is gelegen in de keuze van het uitgangspunt en het doel. Bij integraal waterbeheer wordt ervan uitgegaan dat de diverse beherende disciplines geïntegreerd samenwerken in een streven naar een optimaal resultaat voor alle gebruikers of nuthebbenden.

Via integrale afweging wordt getracht de wensen van de samenleving ten aanzien van de functies en het functioneren van watersystemen op optimale wijze af te stemmen op de mogelijkheden van die systemen met betrekking tot een technisch en juridisch instrumentarium (Omgaan met water, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1986, p. 33), geënt op de behoeften van de samenleving c.q. het doelmatig functioneren van organisaties.

Bij ecologisch waterbeheer wordt ervan uitgegaan dat voor een goed beheer van het systeem water rekening gehouden moet worden met alle ecosysteemparameters. Hiertoe dienen de diverse beherende instanties samen te werken waarbij door integratie van doelstellingen en maatregelen, geënt op de behoeften van het systeem, een optimaal resultaat wordt gerealiseerd.

In de titel van deze bijdrage wordt niet gerept van biologische of ecologische waterbeoordeling, maar van waterbeheer omdat de nadruk ligt op het doel en minder op het middel ecologische waterbeoordeling. Biologische waterbeoordeling is nooit meer dan een middel, een onderdeel in het beoordelingsproces dat moet leiden tot het overgaan naar actief beheer wanneer dit ontbrak of tot handhaving of bijsturing van het bestaande beheer van een water. Tot op heden is in het waterbeheer in Nederland maar weinig gebruik gemaakt van de ecosysteembenadering als basis voor het nemen van maatregelen in de beheerssfeer.

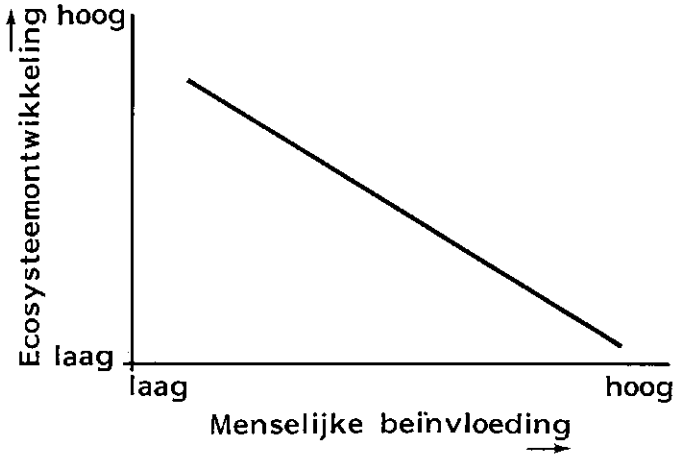
De achtergrond hiervan is enerzijds het feit dat het (eco-)systeemdenken nog niet zo ontwikkeld was, anderzijds waren de waterkwaliteitsbeheerders vooral bezig met de sanering van ongezuiverde lozingen (met het oog op de zuurstofhuishouding) en de waterkwantiteitsbeheerders met de verdergaande 'verbetering' van de waterhuishouding. Biologische waterbeoordeling werd vooral gebruikt voor de vaststelling van de biologische waterkwaliteit, de water-, maar vaak ook de ecosysteemkwaliteit, zoals deze tot uiting komt in de samenstelling van de levensgemeenschap. Hiervoor werden en worden allerlei interpretatiemethoden gehanteerd om de kwaliteit, de

reactie van de levensgemeenschap op de verstoring van o.a. de zuurstofhuishouding door organische verontreiniging te classificeren.

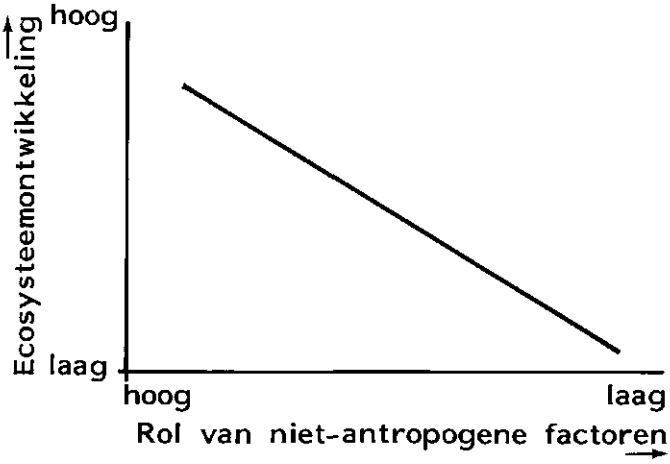
Regelmatig deed zich bij de toepassing van de biologische waterbeoordeling ten behoeve van de waterkwaliteit het verschijnsel voor dat andere dan direct aan de waterkwaliteit te relateren factoren verantwoordelijk bleken te zijn voor de aangetroffen afwijkende samenstelling van de levensgemeenschap. In die gevallen was het noodzakelijk om gehanteerde methoden aan te passen aan lokale of regionale omstandigheden of om gevonden resultaten van een uitgebreide toelichting te voorzien.

De samenstelling van de levensgemeenschap is afhankelijk van vele ecosysteemparameters en bij toepassing van een beoordelingsmethode met een daaraan verbonden classificatie vormt de gevonden numerieke uitkomst niet het eindresultaat, maar slechts een tussenstap, een hulpmiddel bij de uiteindelijke beoordeling. Het wordt verder als 'lastig' ervaren wanneer aan iedere index een afwijkende verklaring moet worden gegeven omdat andere dan rechtstreeks met de waterkwaliteit gerelateerde factoren een grotere rol blijken te spelen. En dit verschijnsel doet zich steeds vaker voor naarmate de waterkwaliteit beter is. Verdonschot (1983) beredeneerde dat indien de mate van menselijke beïnvloeding hoger is, de mate van ecosysteemontwikkeling lager is (Fig. 13). Dit betekent ook dat naarmate de menselijke beïnvloeding lager is, de ecosysteemontwikkeling hoger is, maar ook dat de afzonderlijke rol van milieubepalende factoren relatief belangrijker zal worden ten opzichte van de rol van antropogene (b.v. vervuilende) invloed (Fig. 14).

Bij de bespreking van de resultaten van het biologisch onderzoek, in bijvoorbeeld de stromende wateren, blijkt steeds vaker dat de gevonden indexen niet zonder meer indicatief zijn voor de waterkwaliteit, maar dat allerlei factoren een rol spelen (Zuiveringschap Veluwe 1984; Waterschap Zuiveringschap Limburg 1986). Er is dan ook steeds meer behoefte aan methoden voor de (ecologische) beoordeling van de ecosysteemkwaliteit in verhouding tot de voor deze systemen gedachte functies of doelstellingen. Het is dan ook zinvol om op deze plaats verslag te doen van de werkzaamheden van een STORA-werkgroep die het laatste anderhalf jaar bezig is geweest overzicht te verkrijgen van ecologisch relevante gegevens aanwezig in Nederland.



Figuur 13. Relatie tussen de mate van ecosysteemontwikkeling en van menselijke beïnvloeding (naar Verdonschot 1983).



Figuur 14. Relatie tussen de mate van ecosysteemontwikkeling en de rol van natuurlijke factoren.

Deze gegevens kunnen gebruikt worden voor het ontwikkelen van methoden voor de beoordeling van de ecosysteemtoestand in relatie tot stuurbare milieufactoren en de haalbaarheid van ecologische doelstellingen.

De door het waterecosysteem opgelegde beperkingen en de stuurbare mogelijkheden vormen de grenzen waarbinnen het ecologisch waterbeheer zich kan bewegen. Daarbuiten zal (vaak) nog wel sprake zijn van samenhangend beheer, maar dit wordt meer ingegeven door facetten als economie, ruimtelijke ordening, veiligheid, of sectoren als scheepvaart, landbouw, industrie, huishoudens, dan door het facet aquatisch milieu. Begeven we ons nu buiten de grenzen van het toelaatbare vanuit het systeem gezien, dan legt dat direct beperkingen op met betrekking tot de haalbaarheid van een doelstelling.

Het vooronderzoek naar de 'Ontwikkeling van ecologische beoordelingsmethoden', dat sinds eind 1985 wordt uitgevoerd in opdracht van de STORA, heeft tot doel:

a. te komen tot de formulering van onderzoekprojecten voor het ontwikkelen van ecologische beoordelingsmethoden voor de belangrijkste Nederlandse watertypen;
b. het ontwikkelen van een in de praktijk toepasbaar toetsings- kader om aan te kunnen geven op welk 'ecologisch niveau' een water zich bevindt en in hoeverre deze van het einddoel is verwijderd.

De eerste fase van het onderzoek bestaat uit de inventarisatie van het bestand aan bruikbare basisgegevens van de samenstelling van de levensgemeenschappen, en van fysisch-chemische, geomorfologische en hydrologische gegevens. Dit komt neer op het verzamelen van alle gegevens die nodig zijn voor het formuleren van een referentielevensgemeenschap per watertype, in combinatie met de bijbehorende abiotische milieuparameters. Hierbij zal voor de verschillende factoren moeten worden aangegeven wat er gebeurt wanneer een bepaalde factor eventueel in combinatie met andere factoren, verandert.

Het resultaat van dit vooronderzoek is de formulering van vijf projecten binnen

het hoofdproject, en wel per watertype (beken, sloten, zand-, grind- en kleigaten, meren en plassen, kanalen). Hierin wordt aangegeven wat de bruikbaarheid is van de gegevens voor het bereiken van het doel en worden de hiaten zichtbaar. Wanneer de hiaten groot zijn, zoals bij zand-, grind- en kleigaten en kanalen, zal in de naaste toekomst een belangrijke bijdrage van de regionale water(kwaliteits)beheerders verwacht worden bij het verzamelen van de ontbrekende gegevens. Vooral dit onderzoekniveau kan een aanzienlijke bijdrage leveren bij de formulering van het toetsingskader voor de ecologische doelstellingen.

Het zou overigens een misvatting zijn wanneer van dit project verwacht wordt dat ecologische beoordelingsmethoden vergelijkbaar zullen zijn met de momenteel gangbare biologische beoordelingsmethoden met bijbehorende waterkwaliteitsindexen.

Typologie, de beschrijving van de referentielevensgemeenschap, is het belangrijkste, gevolgd door het aangeven van veranderingen in de levensgemeenschap onder invloed van factoren. Kwantificering van dit laatste vergt nog veel gedetailleerd onderzoek, zowel gericht op individuele als op samengestelde factoren. De bedoelde projectbeschrijvingen zijn onlangs gereedgekomen. De STORA heeft voor het totale oppervlaktewateronderzoek tot 1990 ruim 7 ton per jaar gereserveerd; van dit bedrag zal naar verwachting 460.000 per jaar aan begeleiding en uitvoering van dit onderzoek worden besteed. Dit onderzoek is dringend nodig, want voor het aangeven van de gewenste beheersmaatregelen ter verbetering van de ecosysteemkwaliteit is het vanzelfsprekend noodzakelijk om eerst de kwaliteit vast te kunnen stellen.

Een juist begrip van de term kwaliteit is daarbij van groot belang.Hieronder wordt verstaan, in tegenstelling tot het IMP-Water (Ministerie van Verkeer en Waterstaat 1981) maar in overeenstemming met de definitie van de Gezondheidsraad (1984) 'het resultaat van de toetsing van de toestand van het ecosysteem aan een bepaald wensenpakket met betrekking tot het functioneren van het ecosysteem'. Kwaliteit staat derhalve altijd in relatie tot de toestand van het ecosysteem en de functie die het systeem vervult voor de mens of de natuur. Om de toestand van het ecosysteem vast te stellen is een beschrijving nodig van de samenstelling van de levensgemeenschap van planten en dieren van alle niveaus zo mogelijk met de bijbehorende relevante ecosysteemparameters. Daartoe dient in eerste instantie een ecologisch relevante typenindeling van het oppervlaktewater beschikbaar te zijn. In tweede instantie is inzicht nodig in het effect van bepaalde beïnvloedingen op de soortensamenstelling en hun aantalsverhoudingen in termen van referentieniveaus van de mate van ecosysteemontwikkeling (Verdonschot 1983). Daarna volgt de behoefte aan inzicht in de effecten van bepaalde beheersmaatregelen op het ecosysteem.

Omdat in de waterkwaliteitssfeer in het verleden met name aandacht is geschonken aan de zuurstofhuishouding, en de eutrofiëring, ontbreken veel gegevens over andere parameters. Het onderzoekbeleid van de regionale waterbeheerders dient dan ook in veel gevallen met meer visie op deze typologie te worden bijgesteld. Het onderzoek moet minder gericht zijn op de vooral op de sanering gerichte biologische waterbeoordeling en meer op het verzamelen van achtergrondgegevens ter onderbouwing van het toetsingskader voor de ecologische normdoelstellingen.

In het IMP-Water 1985–1989 (Ministerie van Verkeer en Waterstaat 1986) wordt reeds vermeld dat het noodzakelijk zal zijn dat op regionaal niveau differentiatie plaatsvindt. In het rapport 'Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren' (CUWVO 1986) wordt eveneens gesteld dat de feitelijke hantering van de normdoelstellingen in de eerste plaats een zaak is van de regionale instanties.

Het beheer van de rijkswateren heeft dikwijls invloed op de kwaliteit in de regio ten gevolge van aan- en afvoer van gebiedsvreemd water (Rijnwater). Daarnaast spelen werken die op gemeentelijk niveau worden uitgevoerd, een belangrijke rol bij de realisatie van bepaalde doelstellingen (het vergroten van de berging in gemeentelijke rioolstelsels, invulling van bestemmingsplannen). De regionale (waterkwaliteits)beheerder heeft een belangrijke adviserende stem in de richting van niet-gespecialiseerde overheden om tot integratie van alle belangen te komen.

Ter realisering van de in het waterkwaliteitsbeheersplan geformuleerde doelstellingen is ook op lokaal niveau de medewerking van overheid en particulieren nodig, ter afstemming van maatregelen die buiten de werkingssfeer van de Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren liggen. Dit is vaak zelfs van doorslaggevende betekenis, zoals is te illustreren met de bescherming van de belangrijkste amfibiebiotopen in Zuid-Limburg. De meeste van deze biotopen zijn gelegen op particulier terrein, worden gebruikt als veedrenkplaats en worden behalve door de gevolgen van dit gebruik, niet verontreinigd.

Wat gaat er nu op korte termijn veranderen aan het waterbeheer indien een goede afstemming van de verschillende belangen wordt bereikt? Het gaat in eerste instantie vooral om actief ingrijpen in bestaande ecosystemen, om deze systemen weer geschikt te maken voor de realisering van een ecologische doelstelling. Hierbij speelt het zogenaamde scenariodenken een belangrijke rol. Bij deze scenario's dient de integrale aanpak voorop te staan, waarbij van iedere maatregel de consequenties worden aangegeven. Alleen zo kan het bevoegd gezag de belangen goed afwegen alvorens wordt gekozen voor een bepaalde aanpak. Een voorbeeld hiervan is het proefproject van de provincie Noord-Brabant, het Hoogheemraadschap West-Brabant, het Ministerie van VROM en de STORA naar de haalbaarheid van ecologische doelstellingen in het gebied van de Chaamse beken. Het is uitgevoerd door een interdisciplinair team van onderzoekers van de Landbouwuniversiteit die deze taak creatief hebben aangepakt en binnen een zeer korte tijd tot een goed einde hebben gebracht.

De toenemende belangstelling voor het in meer natuurlijke staat terugbrengen van genormaliseerde beken is een voorbeeld van de uitvoering van de officiële Duitse richtlijn voor de aanleg van natuurlijke oeververdedigingswerken in beken. De alternatieve aanpak van watergangbeheer en onderhoud is een positief teken. De wil om over meer natuurvriendelijke onderhoudsmethoden te denken is een belangrijke stap in de richting van een milieuvriendelijk beheer, waarbij het een extra voordeel is wanneer deze methode uiteindelijk goedkoper blijkt te zijn. Dit is naar verwachting het geval bij de aanplant van houtwallen langs watergangen die door de beschadiwing van het water de ongewenste groei van waterplanten tegengaan, en door de bescherming van de oever tevens de kosten van herstel van oeverafkalving drastisch verminderen. Belangrijke maatregelen die in de komende periode een rol spelen bij een integrale benadering van de aquatische ecosystemen, zijn restauratie van (vrijwel) verdwenen milieus en renovatie van afgetakelde milieus.

Bij *restauratie* kan gedacht worden aan het terugbrengen van de meandering in rechtgetrokken, gereguleerde beken, aan een natuurlijke oeververdediging, een afwisseling in stroomsnelheid en de aanleg van vistrappen. Een andere maatregel is het baggeren van vervuilde onderwaterbodems.

Renovatie omvat het plegen van kleinere of grotere ingrepen in aangetaste of afgetakelde ecosystemen om de gewenste situatie te herstellen. Een voorbeeld hiervan

vormen de Veluwse sprengen en sprengbeken die door het achterwege blijven van regelmatig onderhoud waren verland en die vaak in het opgeleide benedenstroomse deel waren beschadigd en daardoor drooggevallen. Door het eenmalig grootscheeps opschonen van de bronkoppen en de beken, het herstellen van de leembodems van de opgeleide trajecten en het ter hand nemen van periodiek onderhoud zijn vele sprengen weer in hun oorspronkelijke staat gebracht en is daarmee een belangrijk aquatisch ecosysteem voor Nederland veilig gesteld. Een belangrijke maatregel in deze sfeer is het achterwege laten van ongewenste beïnvloedingen, zoals de inlaat van systeemvreemd water te verminderen, of deze te stoppen. Bij waterinlaat dreigt steeds het gevaar in een soort cirkelbeheer terecht te komen. Versnelde afvoer via de genormaliseerde beken in Twente en de Achterhoek leidt tot watertekorten in droge perioden in de bovenstroomse gebieden, zodat via leidingen dan IJsselwater (Rijnwater) naar deze gebieden gepompt moet worden (Fig. 15). Economisch gezien is dit wellicht rendabel, maar vanuit ecosysteembeheer gezien is het volstrekt niet acceptabel.

Een ander voorbeeld is het Naardermeer met de aangrenzende polder (Fig. 16). Het Naardermeer loopt leeg via kwel in de Keverdijksepolder. Daar wordt water uitgeslagen op de Vecht terwijl via een defosfateringsinstallatie water uit het IJmeer wordt ingelaten in het Naardermeer. Is het niet eenvoudiger om het fosfaatarme kwelwater rechtstreeks naar het Naardermeer te pompen? Het geld dat daarmee wordt uitgespaard, kan gebruikt worden om andere maatregelen te nemen voor de gedupeerde boeren.

Vanzelfsprekend vallen onder renovatie ook de traditionele kwaliteitsmaatregelen als sanering van lozingen, het afkoppelen van lozingen en overstorten, het regelen van het grondgebruik in het stroomgebied, o.a. in verband met het uit- en afspoelen van meststoffen, gewasbeschermingsmiddelen, enz. Zoals bij de sprengen al is genoemd, hoort hierbij ook het in ere herstellen van traditionele onderhoudsmethoden. Het resultaat hiervan geeft beschaduwde waterlopen die minimaal onderhoud vereisen (liefst met de hand). Van belang is dan een geringere ontwateringsdiepte, zodat ook het profiel niet steeds even rigoureus op diepte gehouden moet worden. Naast restauratie en renovatie kan tenslotte ook gedacht worden aan *creatie*. Dit is het scheppen van nieuwe mogelijkheden, maar ook het accepteren van milieus die van natuurlijke systemen afwijken. Kanaalbeken bijvoorbeeld kunnen binnen de gebruiksfunctie door een aangepast beheer toch gewenste aquatische ecosystemen vormen.

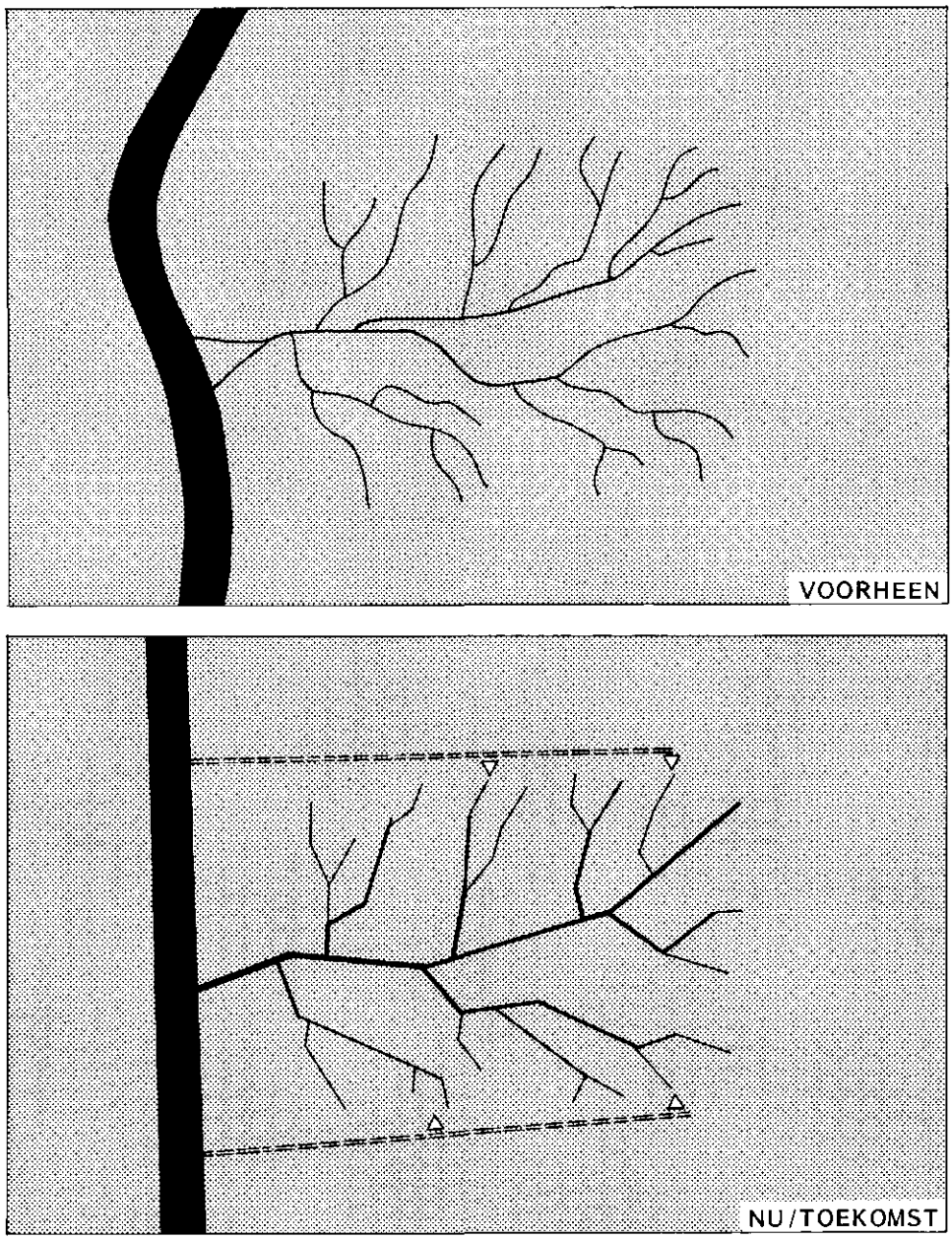
Uit de genoemde voorbeelden blijkt dat het in de regel zaken betreft die grotendeels buiten de gangbare beheersinstrumenten van de kwaliteitsbeheerders vallen, maar wel behoren tot de instrumenten van de kwantiteitsbeheerders. Dit is ook duidelijk in de paragraaf 'Doen en laten' van het CUWVO-rapport naar voren gekomen. De maatregelen om de ecologische doelstellingen te realiseren liggen vooral buiten de werkingsfeer van de WVO zodat het nodig is om tot goede afstemming en samenwerking met andere beheersinstanties te komen.

In het in oktober 1986 verschenen rapport van de Werkgroep Relatie kwantiteit-kwaliteit (Unie van Waterschappen 1986) wordt een overzicht gegeven van de problematiek die zich aandient bij de realisatie van integraal waterbeheer in het algemeen en daarvan afgeleid bij ecologisch waterbeheer in het bijzonder.

In de benadering van het integraal of samenhangend waterbeheer, zoals geschetst in de nota 'Omgaan met water' (Min. V&W 1986), wordt voortgebouwd op de defi-

nitie van oppervlaktewater zoals gegeven in het laatste IMP-Water. Onder oppervlaktewater wordt verstaan 'het samenhangend geheel van water, (water)bodem, oevers en het hierbij behorende planten- en dierenleven', dat wil zeggen de combinatie van abiotische en biotische elementen.

Het rapport van de Werkgroep Relatie kwantiteit-kwaliteit gaat in aansluiting op

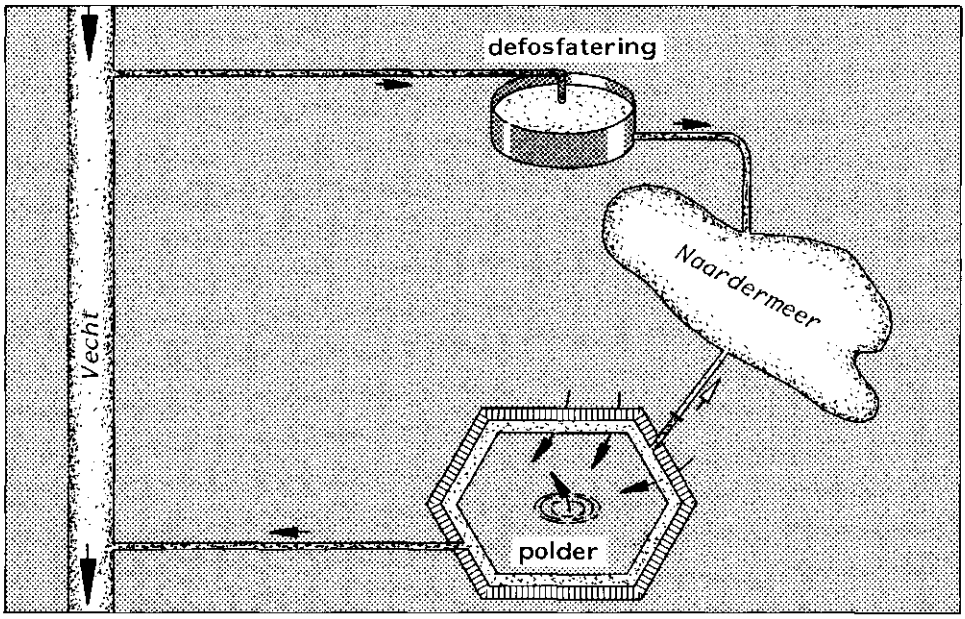


Figuur 15. Cirkelbeheer. Door normalisatie van waterlopen met als gevolg watertekort in bovenlopen is het noodzakelijk water in te laten.

het Unie-commentaar op de nota 'Omgaan met water' ervan uit dat het primaire beheersobject van de waterbeheerders het water is, waarbij de infrastructuur, de oevers en de waterbodems niet het eigenlijke doel zijn, maar hulpmiddel of randvoorwaarde. Oever en waterbodem zijn dus niet een beheersobject als zodanig maar voor de kwaliteitsbeheerder slechts van belang voor zover zij van invloed zijn op de kwaliteit van het oppervlaktewater of vice versa. Een tweede beperking ligt in het feit dat de kwaliteitsbeheerder verantwoordelijk is voor de kwaliteit van het aquatisch ecosysteem maar niet voor de morfologie, de inrichting, respectievelijk het voortbestaan daarvan als zodanig.

Bij deze voor het ecosysteem water te beperkte conclusie sluit de werkgroep overigens niet uit dat in de toekomst voor een ruimere definitie van het beheersobject kan worden gekozen. Maar dat zal dan belangrijke consequenties hebben voor de organisatie van het beheer, de taken en verantwoordelijkheden van de beheerders en de inperking van andere beheerslichamen (b.v. landschapsbeheerders). Geredeneerd vanuit het functionele karakter van de water- en zuiveringschappen met de koppeling van de taakuitoefening: belang, betaling, zeggenschap, betekent dit dat het algemeen maatschappelijk belang niet primair tot de taak van het waterschap behoort.

Integraal waterbeheer dient vooralsnog vooral plaats te vinden op het niveau van de planvorming, waarin verschillende overheidslichamen hun taken en verantwoordelijkheden m.b.t. het aquatische ecosysteem op elkaar afstemmen. Het mag op dit moment zo zijn dat dit in formele zin de enig werkbare oplossing is, dit betekent echter tevens dat geen nieuwe instrumenten worden aangereikt om zelfs maar op kleine schaal te komen tot een (iets) effectievere bescherming van kwetsbare ecosystemen



Figuur 16. Bijna cirkelbeheer. Watertekort in het Naardermeer wordt aangevuld door inlaat van gedefosfateerd Vechtwater dat vervolgens fosfaatarm wegkwelt in de polder en wordt uitgeslagen op de Vecht.

tegen eenzijdige aantasting of ongewenste ingrepen. Het komt het ecosysteem niet ten goede dat er nog niet principieel wordt gestreefd naar echte integratie, in plaats van het beheer van de vele facetten afzonderlijk. Het is noodzakelijk de vele te beheren componenten van het aquatisch systeem op elkaar af te stemmen.

Volgens de genoemde werkgroep moeten maatregelen in de kwantiteitssfeer voor de verbetering van het ecosysteem (en eventueel ter verbetering van de waterkwaliteit) ten laste van de kwaliteitsbeheerder komen. Soms is dat voorstelbaar en redelijk maar in alle gevallen waarbij de kwantiteitsbeheerder in het verleden beheersingrepen of maatregelen voor de waterhuishouding heeft genomen die nu tot kwaliteitsproblemen in het ecosysteem (of zelfs alleen in het water) leiden, is deze stelling niet houdbaar. Wanneer voor de waterhuishouding het oorspronkelijk ecosysteem zodanig is gewijzigd dat slechts met behulp van natuurbouw herinrichting van de aangetaste ecosystemen mogelijk is en dit uit kwaliteitsoogpunt voor het systeem (en niet alleen het water) gewenst is, dient de schade door de veroorzaker te worden hersteld, op zijn kosten.

Wanneer in een provinciaal waterkwaliteitsplan (of waterhuishoudingsplan) een ecologische functie wordt toegekend of op termijn realiseerbaar wordt geacht, geldt ook voor de kwantiteitsbeheerder dat deze naar een bij de functie behorende kwaliteit van het ecosysteem dient te streven. De in het waterkwaliteits(beheers)plan toegekende (ecologische) functies en doelstellingen moeten steeds als (sturende) randvoorwaarden gelden voor veelal nog op te stellen kwantiteits(beheers)plannen.

Door het begrip oppervlaktewater te beperken tot het water en niet te richten op het aquatisch ecosysteem wordt de totstandkoming van een ecosysteem-gericht waterkwaliteitsbeheer zeer bemoeilijkt. Dat betekent waarschijnlijk dat het niet gerealiseerd zal worden, behalve via maatregelen als baggeren, doorspoelen en kroosverwijdering. Hiertoe zijn in de nota enkele aanvullende nuttige spelregels gegeven, hetgeen de duidelijkheid ten goede komt.

In het provinciaal waterkwaliteitsplan zijn aan de meeste oppervlaktewateren functies toegekend die in het (ontwerp) Waterkwaliteitsbeheersplan zijn uitgewerkt met het oog op het gehele ecosysteem (of de potenties hiervan). Daarbij is ervan uitgegaan dat ook de kwantiteitsbeheerder de noodzakelijke infrastructurele waarborgen zou leveren bij de bescherming van wateren met een hogere ecologische functie c.q. doelstelling. Het provinciaal waterkwaliteitsplan vormt ook voor de kwantiteitsbeheerder een beheerskader c.q. randvoorwaarde.

In deze visie is het vanzelfsprekend dat de kwantiteitsbeheerder zo nodig voor het handhaven c.q. bereiken van de normdoelstellingen maatregelen treft, aanpast of achterwege laat die op zijn terrein liggen. Ook is het in deze benadering juist dat de kwantiteitsbeheerder infrastructurele maatregelen bekostigt die genomen worden voor het herstel van eerder door hem genomen maatregelen die het ecosysteem hebben verslechterd.

Het is dan ook onontkoombaar voor ecosysteem-gericht beheer dat reeds op dit moment de kwantiteitsbeheerder advies inwint bij de kwaliteitsbeheerder en dat daar waar nodig in een vroeg stadium tot gezamenlijke planvorming c.q. beheer wordt overgegaan resulterend in actieve samenwerking. Dit betekent dat de plannen en doelstellingen van collega's niet alleen uit de kast komen om er 'rekening mee te houden' maar dat er overleg plaatsvindt over concrete situaties tot en met het doorspreken van onderhoudsplannen toe. De uiteindelijke indruk van de nota van de genoemde werkgroep is dat binnen de huidige kaders gezocht is naar een verdere taak-

verdeling en samenwerking, en dat door de in de nota geschetste 'spelregels en afspraken c.q. toekenning van verantwoordelijkheden' gewerkt kan worden aan een samenwerking tussen de kwaliteits- en kwantiteitsbeheerders. Het verdient echter aanbeveling om op zo kort mogelijke termijn te komen tot formele afspraken tussen beide beheerders, op regionale schaal, over de uitvoering en bekostiging van een ecosysteem-gericht waterbeheer. Hierbij dient de kwaliteit van het ecosysteem voorop te staan.

Wat is nu het belang van biologische waterbeoordeling en de plaats ervan in het geheel van de ecosysteembeoordeling bij de realisering van het ecosysteembeheer door middel van integraal waterbeheer. In de eerste plaats is daar de biologische waterbeoordeling zoals deze de laatste decennia is gehanteerd voor de vaststelling van de biologische waterkwaliteit en de resultaten van de saneringsinspanningen. Het blijft een zeer bruikbaar hulpmiddel naast het fysisch-chemisch onderzoek, zeker na het aanbrengen van verfijningen en modificaties die uit de toenemende hoeveelheid toepassingen zijn geresulteerd.

Daarnaast dient zich het veel gecompliceerder en complexer geheel aan van de ecologische waterbeoordeling, waarbij het aquatische ecosysteem beschreven wordt en voor de diverse ecosysteemcomponenten vergeleken met referenties. Deze systeembenadering zal vermoedelijk snel opgang maken waarbij een benadering zoals in Nordrhein-Westfalen voor de beoordeling van stromend water, een mooi voorbeeld

Tabel 4. Beoordelingskenmerken per milieu-onderdeel van het ecosysteem stromend water (LÖLF 1985).

Milieu		Beoordelingskenmerk
Aquatisch:	waterlichaam bedding	- geomorfologische structuurelementen - micro-biotopen - stromingspatroon - waterkwaliteitsklasse - waterplantengezelschappen - geselecteerde diergroepen
Amfibisch:	oever onder en boven de gemiddelde waterhoogte ook zand-, grind-, slibbanken, rotsblokken, hygropetrische zone	- geomorfologische structuurelementen - oevervegetatie
Terrestrisch:	oever, inundatiegebied en door grondwaterstandwisselingen beïnvloed beekdal	- geomorfologische structuurelementen - vegetatie van het beekdal - geselecteerde diergroepen
Stilstaand:	dode armen oude armen kolken, vijvers, wielen, plasjes, zand-/grindgaten	- waterplantengezelschappen - geselecteerde diergroepen
Bronnen:	zelfstandige biotopen	- microbiotopen - plantengezelschappen - geselecteerde diergroepen

Tabel 5. Grafische uitbeelding van de beoordeling per milieu-onderdeel van het ecosysteem stromend water (LÖLF 1985).

Formblatt zur Darstellung des Bewertungsergebnisses — Anlage 18a

Räumlicher Bereich		Bewertungsmerkmal	Untersuchungsabschnitt Nr. 1	2	3	4	5	6	7
rechtes Ufer	Quellen	17							
		16							
		15							
	Stillgewässer in der Aue	14							
		13							
		12							
	terr. Bereich	11							
		10							
		9							
	amph. Bereich	8							
		7							
aquatischer Bereich		1							
		2							
		3							
		4							
		5							
		6							
linkes Ufer	amph. Bereich	7							
		8							
	terr. Bereich	9							
		10							
		11							
	Stillgewässer in der Aue	12							
		13							
		14							
	Quellen	15							
		16							
		17							
Wertzahl			1 2 3 4 5	1 2 3 4 5	1 2 3 4 5	1 2 3 4 5	1 2 3 4 5	1 2 3 4 5	1 2 3 4 5

vormt (LÖLF 1985). Daarbij wordt het aquatisch ecosysteem benaderd vanuit vijf invalshoeken of ruimtelijke onderdelen: het aquatische milieu, het amfibische milieu, het terrestrische milieu, de stilstaande wateren in het stroomdal en de bronnen.

Per milieu wordt een beoordeling gegeven van diverse kenmerken die geschikt zijn voor de beoordeling van diverse beïnvloedingen. Principieel moeten alle beoordelingskenmerken hierbij betrokken worden, maar hierin kan een beperking worden aangebracht aan de hand van plaatselijke omstandigheden. In Tabel 4 is een en ander samengevat gepresenteerd. Hierbij wordt per onderdeel een beoordeling gegeven in vijf klassen, variërend van 'natuurlijk/ volledig erbij horend/zeer kenmerkend' tot 'niet kenmerkend/onnatuurlijk/kunstmatig'.

Daarnaast wordt dan vervolgens nog een beoordeling gegeven van: natuurlijkheid, intactheid, diversiteit, stabiliteit, bedreiging, zeldzaamheid en herstelbaarheid. Dit wordt tenslotte grafisch uitgebeeld waarna een snelle beoordeling mogelijk is van de kwaliteit van het ecosysteem, en tegelijk inzicht wordt verkregen hoe men verbeteringen moet aanbrengen (Tabel 5). Voor de Nederlandse omstandigheden behoeft het niet op deze manier te worden uitgewerkt. Het geeft echter wel een goed inzicht in een mogelijke aanpak van een ecosysteembeoordeling die rekening houdt met alle beïnvloedende factoren en kenmerken.

Commentaar

M.A. de Ruiter

Oppervlaktewateren kunnen verschillende voor de mens belangrijke functies vervullen. Zou men de 'gemiddelde' Nederlander vragen hiervan voorbeelden te noemen, dan zal hij of zij waarschijnlijk als eerste noemen: drinkwaterbron, plaats waar je kunt zwemmen, vissen enz. Het is m.i. dan ook niet toevallig dat zowel de Nederlandse overheid als de Europese Gemeenschap reeds jaren geleden normen hebben gesteld voor de kwaliteit van oppervlaktewateren met juist de bovengenoemde functies. Voor het beleid van het waterkwaliteitsbeheer spelen deze normen een zekere rol, het water voldoet wel of niet aan de normen. Dat is de vraag die mede een factor vormt bij beslissingen over te treffen maatregelen.

Naast deze en vele andere functies onderscheiden we in het jargon van het waterkwaliteitsbeheer ook de zogenaamde algemene ecologische functie, het oppervlaktewater als leefmilieu van vele soorten organismen. Voor deze ecologische functie bestonden en bestaan nog geen wettelijke normen. Willen we in het waterkwaliteitsbeheer meer met deze ecologische functie rekening houden, dan kunnen normen en beoordelingsmethoden ook hier een steun vormen voor het beleid.

Dat er in het geheel geen normen voor de ecologische functie bestaan, is niet helemaal juist. In het IMP-Water 1980-1984 wordt gesteld dat de aldaar gepresenteerde normen voor de zogenaamde basiskwaliteit ook de minimumeisen zijn voor de algemene ecologische functie van het water. Kritiek van (hydro)biologen op deze basiskwaliteitsnormen was dat deze enerzijds te ruim waren voor wateren met hogere ecologische kwaliteiten en anderzijds, door hun uniformiteit, geen rekening hielden met de grote verschillen tussen de typen van oppervlaktewateren.

Mede als antwoord op deze kritiek verscheen in het IMP-Water 1985-1989 een vrij uitvoerige paragraaf 'Ecologische kwaliteitsdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren', waarin voor 15 watertypen ecologische normen werden omschreven, onderscheiden naar het hoogste, het middelste en het laagste niveau. Dit hoofdstuk uit het laatste IMP-Water is nader uitgewerkt in het CUWVO-rapport met dezelfde titel als het genoemde hoofdstuk. Echter, ook dit rapport, dat intussen zijn zoveelste versie (de definitieve?) beleeft, wordt door hydrobiologen bekritiseerd. Een van de belangrijkste punten van kritiek is dat men de criteria voor de verschillende niveaus per watertype nog steeds te grof acht om voor de praktijk bruikbaar te kunnen zijn. Dit zou de belangrijkste reden zijn dat de methoden in dit rapport gepresenteerd nog nergens toegepast worden.

Uit kringen van waterkwaliteitsbeheerders kwam het initiatief deze ecologische doelstellingen nader te toetsen en te specificeren in het kader van een STORA-onderzoekopdracht. Een van de belangrijkste aspecten van dit onderzoek moet de nadere invulling zijn van de levensgemeenschappen die kenmerkend zijn voor wateren van het hoogste ecologische niveau. Dit was en is ook precies de taak die de subgroep Typologie van de Werkgroep Biologische Waterbeoordeling zich had gesteld. Logische stap was de bundeling van de activiteiten, de kennis en gegevensbestanden van beide groepen. De volgende stap was te inventariseren wat er in ons land aan gegevensbestanden bestaat en voor dit onderzoek gebruikt zou kunnen worden. De heer Roos van het Ingenieursbureau Witteveen en Bos heeft deze inventarisatie uitge-

voerd in opdracht van de STORA door middel van een enquête, gevolgd door bezoeken aan de vele kwaliteitsbeheerders, instituten en universiteiten in ons land. Het resultaat was indrukwekkend.

Er is in ons land een schat aan gegevens over de levensgemeenschappen, aangetroffen in tienduizenden monsters van vele duizenden oppervlaktewateren. Waarom zouden we niet proberen met deze bestaande vloed van gegevens de vraagstellingen van het genoemde onderzoek in te vullen in plaats van, zoals de eerste gedachte was, weer een onderzoekprogramma te beginnen om nog meer veldgegevens te verzamelen? De volgende stap zal dan ook zijn deze gegevens, onderverdeeld per watertype, te ordenen en te proberen aan te geven welke levensgemeenschappen en bijbehorende abiotische factoren nu kenmerkend zijn voor de ecologische niveaus. En daarbij zullen, naar wij verwachten, de èchte problemen boven komen.

Want wanneer is de levensgemeenschap nu echt van het ecologisch hoogste niveau? Beluisteren we Verdonschot, Tolkamp en anderen goed, dan moeten we daarbij vooral kijken naar de wateren die niet of nauwelijks door de mens zijn of worden beïnvloed. Maar bestaan die (nog) wel? Geen enkel water ontkomt aan de al decennia aanwezige beïnvloeding door luchtverontreiniging, een factor waarvan we de effecten mogelijk nog steeds niet geheel overzien, om nog maar te zwijgen van de effecten voortkomende uit agrarische activiteiten zoals bemesting, ontwatering, schoning met verschillende methoden, peilverhoging in de zomer met toevoer van vreemd water enz.

Wat is nu precies de invloed van het Rijnwater op de meerderheid van al onze oppervlaktewateren? Welk deel van die invloed is niet natuurlijk en welk deel wel? Of noemen we iedere inlaat van Rijnwater onnatuurlijk, een stellingname die strijdig is met de natuurlijke situatie van vele wateren. Daarbij ga ik nog voorbij aan degenen die stellen dat voor vele wateren in ons land geldt dat zij hun bestaan aan de mens hebben te danken en daarom per definitie niet natuurlijk zijn. Immers, in een door de mens gevormd waterbekken kan zich, wanneer de mens dit verder niet meer beïnvloedt, nog wel een natuurlijk ecosysteem ontwikkelen, maar of dit in de praktijk veel voorkomt, is zeer de vraag. En in het verlengde van deze problematiek, wanneer is een ecosysteem nu echt van het laagste niveau en wanneer van het middelste? Bij het overpeinzen van deze problematiek wordt duidelijk waarom de CUWVO-werkgroep vooralsnog niet verder is gekomen dan globale omschrijvingen.

Duidelijk wordt dat het maar de vraag is of het STORA-onderzoek op dit punt wel verder zal komen. Die twijfel hoeft echter nog geen reden te zijn er dan maar niet aan te beginnen. Voor de praktijk van het (toekomstige) waterkwaliteitsbeheer kunnen algemeen aanvaarde en concreet omschreven ecologische kwaliteitsdoelstellingen een belangrijk hulpmiddel vormen om tot maatregelen te komen. Maar dan zal vervolgens ook meer duidelijkheid moeten komen over de maatregelen die vereist zijn om het ecologisch middelste en vooral hoogste niveau te bereiken. Het CUWVO-rapport geeft ook hier globaal aan waaraan we moeten denken en somt onder de term 'Doen en laten' een korte rij van mogelijke maatregelen op, doch zonder onderbouwing.

Ook dit 'Doen en laten' zal voor de praktijk nog nader ingevuld moeten worden. In het integrale waterbeheer zullen, zoals Tolkamp al schetste, deze ecologische aspecten meegewogen moeten worden. Maar meewegen impliceert afwegen tegen andere belangen. Daarbij kunnen ecologische belangen ook in de toekomst in veel situaties toch weer de lichtste worden geacht.

Vooralsnog zijn er geen redenen om aan te nemen dat 'integraal waterbeheer' op dit punt veel zal veranderen. Die verandering lijkt alleen mogelijk door politici en bestuurders ervan te overtuigen dat ecologische doelstellingen belangrijk zijn om na te streven. Dat laatste is m.i. alleen te bereiken door het publiek van het belang te overtuigen. Daar ligt de laatste maar belangrijkste stap die gezet moet worden op de weg naar het invoeren van ecologische doelstellingen in het waterkwaliteitsbeheer.

Discussie

In de discussie komt herhaaldelijk naar voren dat er verschil van mening bestaat over de vraag, of de niveaus (laagste, middelste, hoogste) in de ecologische normdoelstellingen al dan niet vastgelegd en ingevuld moeten worden, dan wel als stappen in een ontwikkelingsreeks dienen te worden beschouwd. Indien er iets vastgelegd wordt, moet dit op regionaal of provinciaal niveau gebeuren, de rijksoverheid geeft alleen de kaders aan zoals het CUWVO-rapport over ecologische normdoelstellingen.

De argumentatie voor het vastleggen van de niveaus is daarin gelegen dat wanneer iets op papier staat, men weet waaraan men gehouden is. Het niet vastleggen leidt tot het gebruik van de basiskwaliteit als maximaal streefniveau, vastlegging van het middelste niveau voorkomt dit effect.

De argumentatie voor het gebruik van de niveaus in een glijdende schaal (ontwikkelingsreeks) is als volgt:

- het hoogste niveau behoeft geen absolute hoogte te hebben, er kan worden volstaan met het aangeven van een richting,
- met een praktische aanpak op basis van logisch denken en beschikbare kennis van sturende factoren kan men trachten zo ver mogelijk te komen,
- een glijdende schaal biedt de mogelijkheid om per individueel water keuzen te doen die niet absoluut gebonden zijn aan een niveau en meer mogelijkheden bieden voor een flexibel beleid.

Over de huidige situatie merkt Gast op dat de praktijk al veel investeert om de basiskwaliteit te bereiken. Daarbij onderstreept Klink nogmaals het belang van het standstill-beginsel. Over het internationale beleid merkt Kroes op dat dit moeizaam verloopt en pas na recente gifschandalen enig concreet overleg heeft opgeleverd. Ook het intenationale overleg op regionale schaal, al meer dan tien jaar gaande, blijkt ten aanzien van de ecologische aspecten traag en moeizaam te verlopen.

Typologie als meetlat?

P.F.M. Verdonschot

Waarom typologie?

In de biologische waterbeoordeling maakt typologie de laatste jaren sterke opgang. De wens tot beoordeling impliceert de vraag naar een meetlat. Kan typologie deze meetlat zijn? Het doel van dit artikel is deze vraag te beantwoorden.

Typologie heeft bij de ontwikkeling van verschillende takken van de aquatische ecologie een rol gespeeld. Voor de eeuwwisseling lag het accent op visserij-biologisch onderzoek. In de periode kort na de eeuwwisseling verbreedde het gezichtsveld zich. Verscheidene organismen en hun milieu werden in het onderzoek betrokken. Thienemann (1925) verwoordde dit principe 'Der Lebensraum und die Organismenwelt, die ihn erfüllt, stehen in innigen Zusammenhang'. Dit is in de huidige terminologie een ecologische benadering. Waarschijnlijk zijn de typologische concepten uit het begin van deze eeuw een gevolg geweest van de relatie van de hydrobiologie c.q. limnologie met de, praktisch gerichte, visserij-biologie. Het praktische nut speelde in die tijd een belangrijke rol.

Oppervlaktewateren werden destijds beschouwd als statische, gesloten ecosystemen. Vanuit deze optiek ontstonden typologieën van meren in de Verenigde Staten, Zweden en Midden-Europa op basis van zuurstofhuishouding, fytoplanktonontwikkeling en bodemfauna (Forel 1901; Naumann 1921; Lauterborn 1916/1918; Thienemann 1925). Typologieën, maar vaker classificaties, werden gebaseerd op constante kenmerken en/of waarnemingen. De aquatische ecologie was een beschrijvende wetenschap. Rigler (1975) geeft een overzicht van de ontwikkelingen in de limnologie, voornamelijk op grond van studies aan meren. Hij beschrijft een tendens (Fig. 17) van statisch-typologisch onderzoek, via correlatief onderzoek, experimenteel onderzoek, kinetisch onderzoek, nutriëntenbudgettering en modellering, naar een dynamisch, voorspellend typologisch onderzoek. In het limnologisch onderzoek is verder een tendens naar een reductionistische benadering waar te nemen; het onderzoek concentreert zich steeds meer in kleine deelproblemen binnen het ecosysteem.

Rigler vindt typologisch onderzoek opnieuw noodzakelijk daar het water- en milieubeheer ecologische voorspellingsmethoden behoeven en de limnologie tot op heden er niet in is geslaagd een voorspellende theorie op te stellen. Dit nieuwe typologische onderzoek is holistisch, dient een voorspellend karakter te dragen en te worden

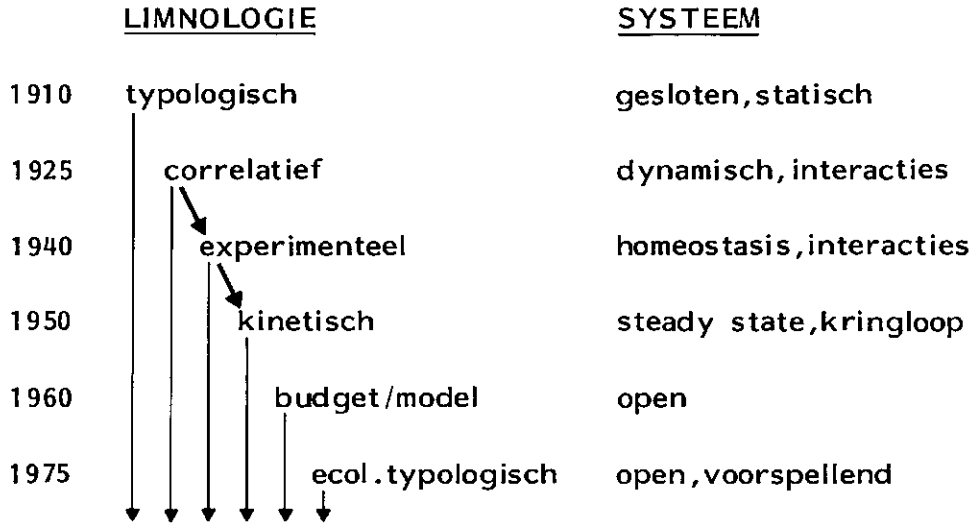
gebaseerd op inmiddels opgebouwde ecologische kennis. Deze conclusie was reeds eerder door Elster (1962) aangedragen.

In het onderzoek aan stromende wateren is lange tijd aandacht besteed aan de aspecten van schaal en begrenzing van levensgemeenschappen. Het schaalaspect, het onderscheid tussen microhabitats, habitats en biotopen, is reeds aan het begin van de eeuw onderkend (Thienemann 1912; Shelford 1913) en (statisch) beschreven. Gezien het lijnvormig karakter van een stromend water, is dit als een gehele levensgemeenschap (Steinmann 1907; Butcher 1933) beschreven of als meer levensgemeenschappen, b.v. boven-, midden- en benedenlopen (Thienemann 1925; Carpenter 1928). Typologie bevat elementen uit de benadering van een water als continuüm (een lange milieugradiënt) (Funk & Campbell 1953; Vannote et al. 1980) en als te classificeren en/of te zoneren systeem (min of meer discrete eenheden) (Thienemann 1912; Illies 1955). In het volgende deel van dit artikel zal deze stelling toegelicht worden.

Naast bovengenoemde stromingen hebben meer praktisch georiënteerde hydrobiologen steeds gezocht naar methoden om levensgemeenschappen op een eenvoudige manier ten behoeve van het beleid te representeren. Hellawell (1978) noemt de volgende methoden:

- aantal taxa en/of individuen c.q. biomassa,
- vervuilingsindices (b.v. saprobie en biotische indices),
- diversiteitsindices,
- similariteitsindices,
- rangordetechnieken.

Uiteraard is de keuze van de te gebruiken methode afhankelijk van het doel, de hoeveelheid beschikbare tijd en de persoonlijke voorkeur van de onderzoeker. Bij vergelijking van een aantal bovengenoemde methoden komt Hellawell (1978) tot de conclusie dat kennis van de te verwachten flora en fauna in de te bestuderen/beoor-



Figuur 17. Chronologische ontwikkeling van produktiegericht limnologisch onderzoek (gewijzigd naar Rigler 1975).

delen habitats een noodzakelijk uitgangspunt is. Tolkamp (1984) concludeert, na vergelijking van een aantal vervuilingsindices in Limburgse beken, dat een ecologische typologie van wateren nodig is om de potentiële reeks van elke toegepaste vervuilingsindex te kunnen toetsen. Verder merkt hij op dat biologische beoordeling afhankelijk is van biogeografische en biotypologische verschillen tussen wateren.

Vanhooren et al. (1979) beoordeelden de belangrijkste wateren in België met behulp van een biotische index. De daaruit resulterende kwaliteitskaart van België geeft een aardige illustratie van de beperkingen van de gebruikte index. De meeste wateren in het zuidoosten van België (Ardennen) worden als goed beoordeeld terwijl de wateren in het midden en noordwesten als slecht uit de bus komen. Dit is echter mede een gevolg van de gebruikte indicatoren. Groepen die van nature gekoppeld zijn aan stromend water, blijken oververtegenwoordigd te zijn in de hoogste kwaliteitsklassen. Dit heeft tot gevolg dat in gebieden met een groter verval de beoordeling beter uitvalt.

Ondanks het gegeven dat een biotische index gebaseerd is op de koppeling diversiteit-saprobiteit, is een algemene toepassing niet mogelijk. Vervuilingsindices zijn slechts beperkt tot de relatie van de soort met het complex van milieuvariabelen dat gekoppeld is aan de hoeveelheid aanwezig organisch materiaal. Geconcludeerd kan worden dat in het algemeen steeds rekening gehouden dient te worden met alle aanwezige complexen en daarmee met het type oppervlaktewater.

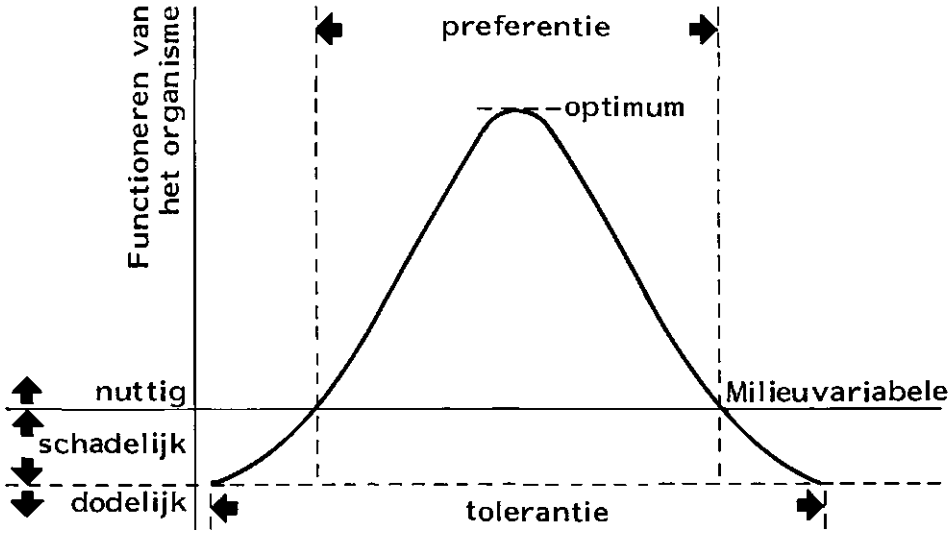
Naast de ontwikkelingen in de hydrobiologie van stilstaande en stromende wateren en de biologische waterbeoordeling in engere zin (gebruik van indices) is er nog een praktische aanleiding om een typologie op te stellen. Nu de grenzen van ons milieu steeds duidelijker worden, treedt vanuit het beleid de vraag over de relatie tussen het menselijk handelen en het effect op het ecosysteem op de voorgrond. Deze vraag heeft in de afgelopen tien jaar een nieuwe impuls aan het typologisch denken gegeven.

Wat is een ecologische typologie?

Onder type wordt in het algemeen de gemeenschappelijke grondvorm van een bepaald aantal verschijnselen verstaan. Typologieën kunnen op allerlei verschijnselen (criteria) worden gebaseerd, zoals:

- chloride (Redeke 1948; Venice System 1959),
- macro-ionensamenstelling (Piper 1944; Van Wirdum 1981),
- voedingsstoffen (Naumann 1932),
- biogeografie (Schroevers 1977; Mol 1985),
- praktische herkenbaarheid (Ant 1971; CUWVO 1986; Claassen 1987),
- hydraulische factoren (Higler & Mol 1985).

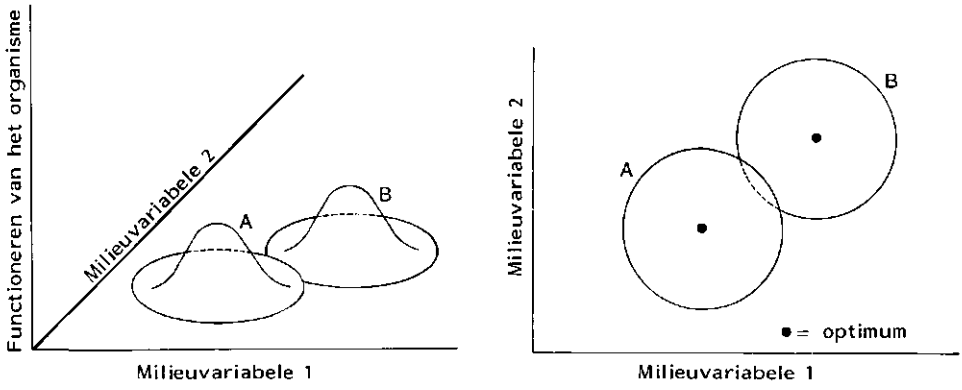
Een ecologische typologie moet gebaseerd worden op ecologische criteria. De ecologie is de wetenschap van de wederzijdse relaties van organismen en hun milieu. Dit web van relaties dient daarmee de basis te vormen van de ecologische typologie. De relatie tussen een soort en een milieuvariabele is een Gaussische kromme (Fig. 18). Een soort is echter van twee (Fig. 19) of meer (ook biologische) variabelen afhankelijk. Dit complex vormt de ecologische niche van een soort. Met ecologische niche wordt de werkelijk door de soort ingenomen plaats en functie alsmede de adaptatie van die soort zelf, de gerealiseerde niche, bedoeld. Deze gerealiseerde niche kan af-



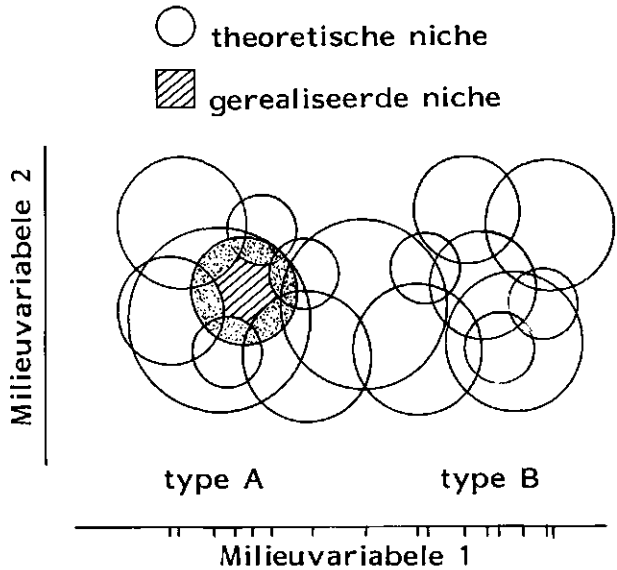
Figuur 18. De relatie tussen een organisme en een milieuvariabele.

wijken (b.v. als gevolg van concurrentie) van een onder laboratoriumomstandigheden gemeten plaats (structurele niche) en functie (functionele niche), samen een soort theoretisch inneembare niche (fundamentele niche) vormend.

Voor ecologische typologie wordt niet naar een soort afzonderlijk, maar juist naar de combinatie van de aanwezige soorten gekeken (Fig. 20) in relatie tot het complex van werkende milieuvariabelen. In de synecologie wordt op verschillende manieren naar deze relatie gekeken. Bij classificatie wordt de verdeling van soortencombinaties als min of meer discreet gezien, bij een continuümbenadering min of meer als gradiënt. Bij typologie overlappen soortencombinaties elkaar (Fig. 21). Het verschil met classificatie is de mogelijkheid tot variatie ten opzichte van de grondvorm (centroïd) en het daarmee ontbreken van duidelijke grenzen. Het verschil met een continuüm is de herkenbaarheid van de grondvorm.



Figuur 19. De relatie tussen soort A en B en milieuvariabele 1 en 2 (naar Pianka 1978).



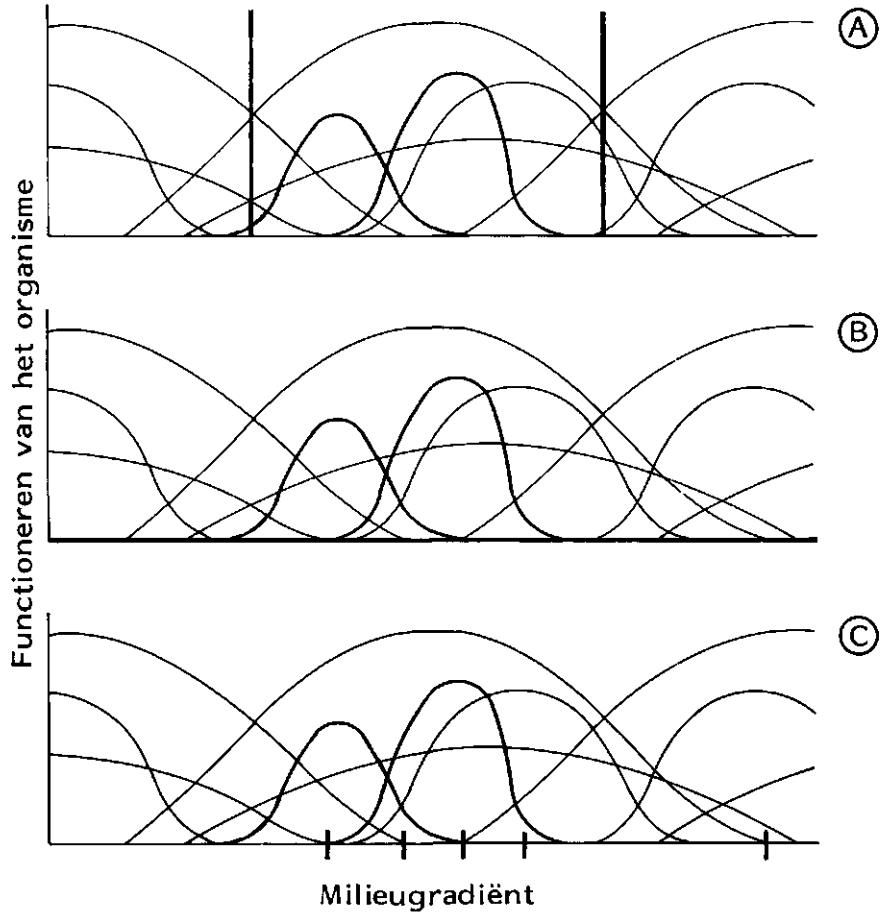
Figuur 20. De relatie tussen soortencombinaties en twee milieuvariabelen resulterend in twee typen.

De bovengenoemde eigenschappen van typologie enerzijds en ecologie anderzijds leiden tot een aantal aspecten waarmee bij de beschrijving van een ecologisch type rekening gehouden dient te worden:
- het kwalitatief en kwantitatief voorkomen van organismen van verschillende taxa;
- de wederzijdse relatie tussen organismen en milieu en organismen onderling;
- een definieerbaar milieu, waarbij hoofdfactoren de uiteindelijke randvoorwaarde voor de typen vormen;
- bij een herkenbaar eigen soortensamenstelling en definieerbaar milieu geldt dat geen scherpe grenzen aanwezig behoeven te zijn en interne variatie (mogelijk) aanwezig is.

Relatie tussen typologie en waterbeheer

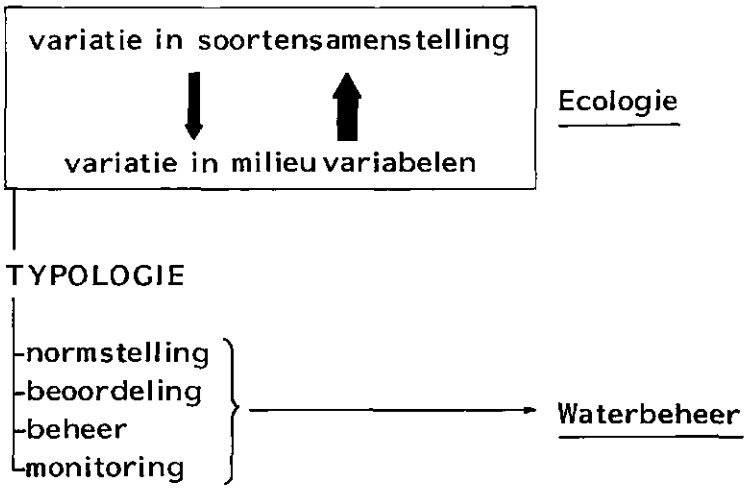
Het doel van ecologische typologie is de multidimensionale relatie tussen soorten en milieuvariabelen te reduceren tot een weinig dimensionale, praktisch hanteerbare en inzichtelijke relatie. De rol van ecologische typologie is om de koppeling tussen de variatie in taxa en milieuvariabelen en het waterbeheer tot stand te brengen (Fig. 22). Volgens de doelstelling van de basiskwaliteit in het derde IMP wordt onder oppervlaktewater verstaan het samenhangende geheel van water, bodem, oevers en het hierbij behorende planten- en dierenleven (IMP 1985). Ook in het IMP wordt gekozen voor een ecologische benadering.

Voor het waterbeheer dient, naast de natuurlijke relatie tussen milieuvariabelen en



Figuur 21. De verdeling van soorten langs een milieugradiënt volgens: A: een discreet model, B: een continu model, C: een typologisch model.

taxa, de menselijke beïnvloeding, in positieve en negatieve zin, een aparte en herkenbare rol te spelen, alhoewel dit vaak moeilijk onderscheidbaar is. Hiermee ontstaat een verband tussen taxa, 'natuurlijke' en 'menselijke' milieuvariabelen. Deze drieledige relatie is in Figuur 23 weergegeven in een piramidemodel (Verdonschot 1983). Voor de invulling van deze piramide is in de provincie Overijssel gedurende zes jaar onderzoek gedaan aan allerlei oppervlaktewateren: het project 'Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel (EKOO)' dat geresulteerd heeft in lange lijsten van taxa met hun aan-/afwezigheid alsmede hun abundantie. Daarnaast lijsten met milieuvariabelen van kwalitatieve en kwantitatieve aard. Een waterbeheerder kan weinig met zulke uitgebreide lijsten aanvangen. Ecologische typologie kan deze lijsten sterk vereenvoudigen, en inzichtelijk en hanteerbaar maken.



Figuur 22. De rol van typologie als koppeling tussen ecologie en waterbeheer.

Methodologie

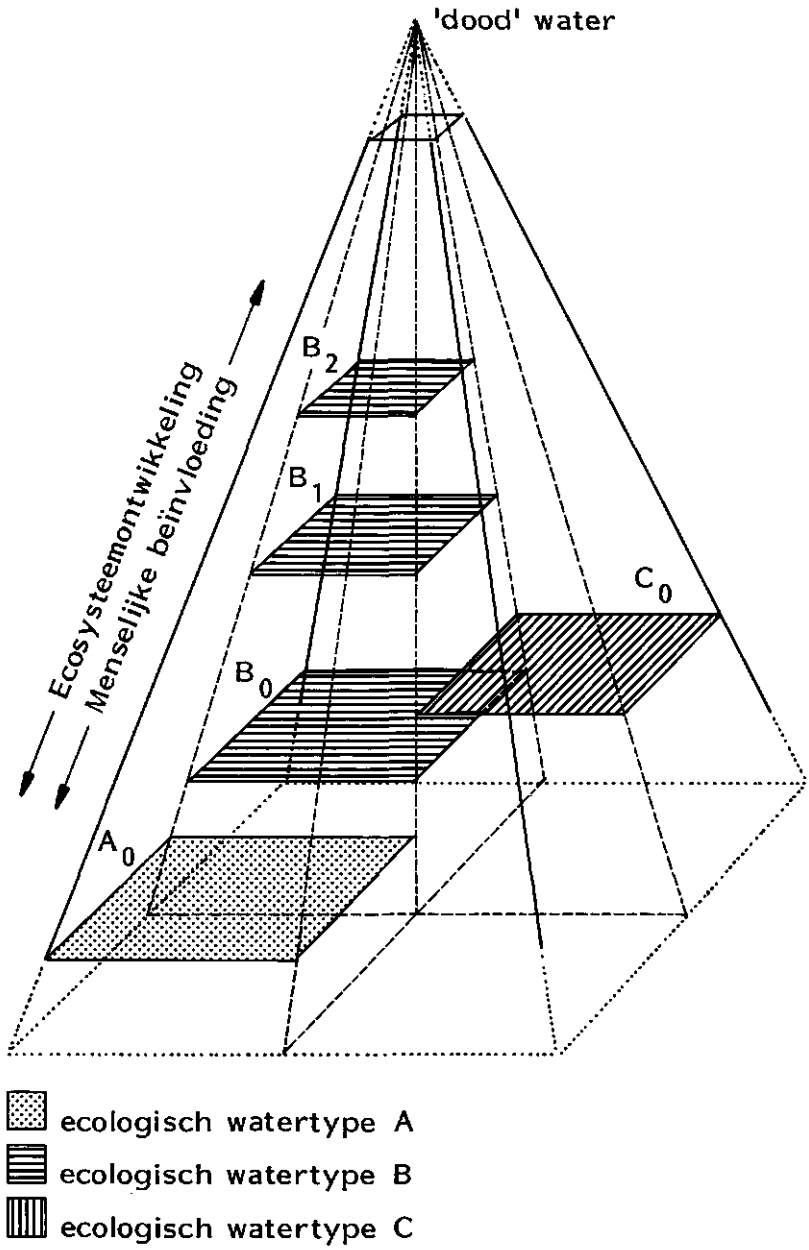
Om een typologie op te stellen zijn multivariate analysetechnieken een uitstekend hulpmiddel (Gauch 1980; Jonkman et al. 1987). Vooral de geavanceerde ordinatietechnieken, zoals het programma CANOCO (Ter Braak 1987), zijn zeer geschikt (Fig. 24). Het doel van deze technieken is:

1. Het rangschikken van monsterplaatsen op basis van de soorten- samenstelling in een zo weinig mogelijk dimensionale ruimte, en wel zodanig dat monsterplaatsen met een vergelijkbare soortensamenstelling dicht bij elkaar terechtkomen en monsterplaatsen met een afwijkende soortensamenstelling ver uiteen.
2. Het achterhalen van de oorzaak voor de onder 1 genoemde rangschikking; met andere woorden de veronderstelling toetsen dat het voorkomen van een groot aantal soorten bepaald is door, bij voorkeur een beperkt aantal, milieuvariabelen.

Een computeruitdraai is evenwel nog geen typologie, zeker geen ecologische. Ten eerste verdient het aanbeveling op verschillende algorithmen gebaseerde technieken toe te passen. Ten tweede dienen de resultaten ook een biologische werkelijkheid te representeren. Verificatie hiervan kan onder andere gebeuren met behulp van reeds bestaande kennis van de autecologie van afzonderlijke soorten of met studies aan levensgemeenschappen in wateren met vergelijkbare milieuomstandigheden. Let wel dat de stappen gezet in voor- en nabewerking van grote invloed kunnen zijn op het eindresultaat (Verdonschot 1987). Een voorbeeld van de resultante van deze methode wordt gegeven in Figuur 25.

Toepassing van typologie

Ecologische typologie moet dus de koppeling tussen de complexe werkelijkheid in de natuur enerzijds en het waterbeheer anderzijds tot stand brengen. Normstelling, be-

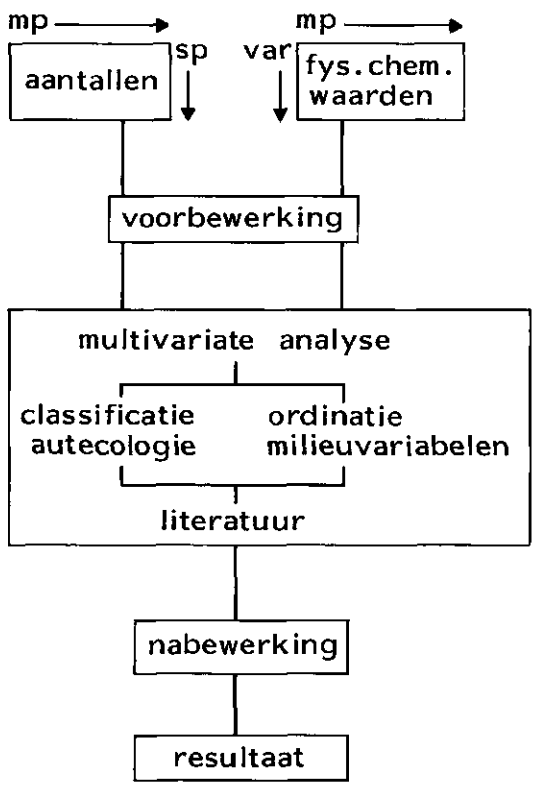


Figuur 23. Piramidemodel van ecosysteemontwikkeling. Het basisvlak stelt een projectie voor van de multidimensionale relatie tussen taxa en 'natuurlijke' milieuvariabelen. Modelmatig wordt het basisvlak daarmee onderverdeeld in ecologische watertypen. Het basisvlak stelt het eindpunt van een optimale ecosysteemontwikkeling voor. Verticaal spelen de 'menselijke' milieuvariabelen. Onder toenemende menselijke beïnvloeding gaan watertypen meer op elkaar lijken, de piramide resulteert in een enkel punt: 'dood' water.

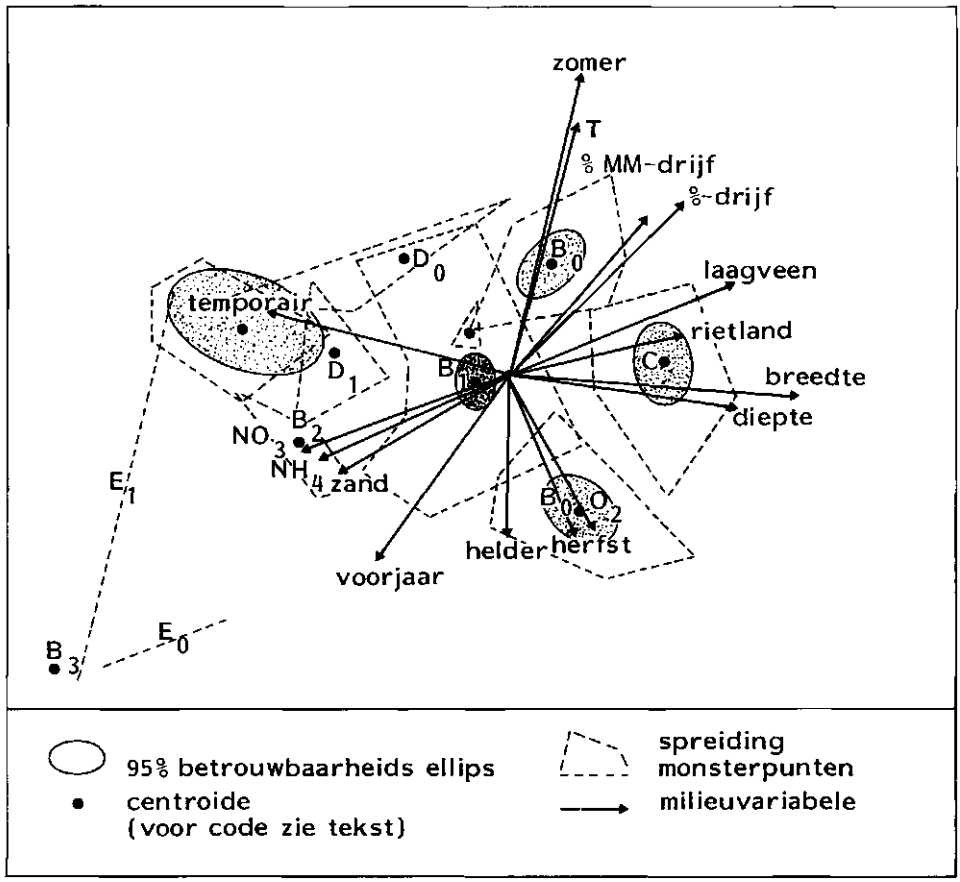
oordeling, beheer en monitoring hebben een referentiekader nodig. Ecologische typologie levert zo'n kader hetgeen aan de hand van twee voorbeelden getoond wordt.

Voorbeeld 'Sloten'
Figuur 26 geeft de gevonden typologische eenheden weer uit het EKOO-deelproject 'Sloten' (De Vries niet gepubl.; Verdonschot 1987).Deze eenheden zijn geëxtrapoleerd, na interpretatie, uit Figuur 25. Hierin zijn de volgende eenheden onderscheiden:
A. kleine, ondiepe, temporaire, langzaam stromende, neutrale sloten
B. kleine, ondiepe, permanente, stilstaande, neutrale sloten
C. grotere, permanente, stilstaande, neutrale, eutrofe sloten
D. kleine, ondiepe, permanente, stilstaande, zure sloten
E. kleine, ondiepe, temporaire, langzaam stromende, zure sloten

De aandacht zal worden gericht op een eenheid, namelijk de kleine, ondiepe, permanente, stilstaande, neutrale sloten (B). Dit zijn de eigenlijke sloten in de strikte zin van het woord. Hierbij blijkt dat ecologische typen niet altijd in het veld herkenbaar zijn aan alleen uiterlijke (vaak fysische) kenmerken. Andere deelprojecten zullen de completering van de overige typologische eenheden leveren. Binnen de typologische eenheid B zijn vier eutrofiëringsniveaus te onderscheiden. Dit behoeft echter niet



Figuur 24. Methodologisch stroomschema (mp = monsterpunt, sp = soort, var = milieuvariabele).

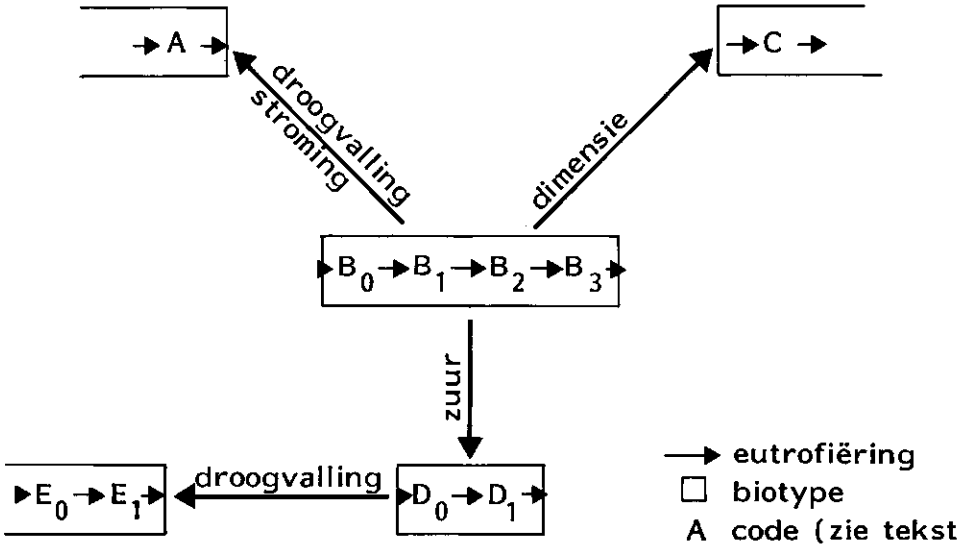


Figuur 25. Ordinatiediagram (CANOCO) voor de assen 1 en 2.

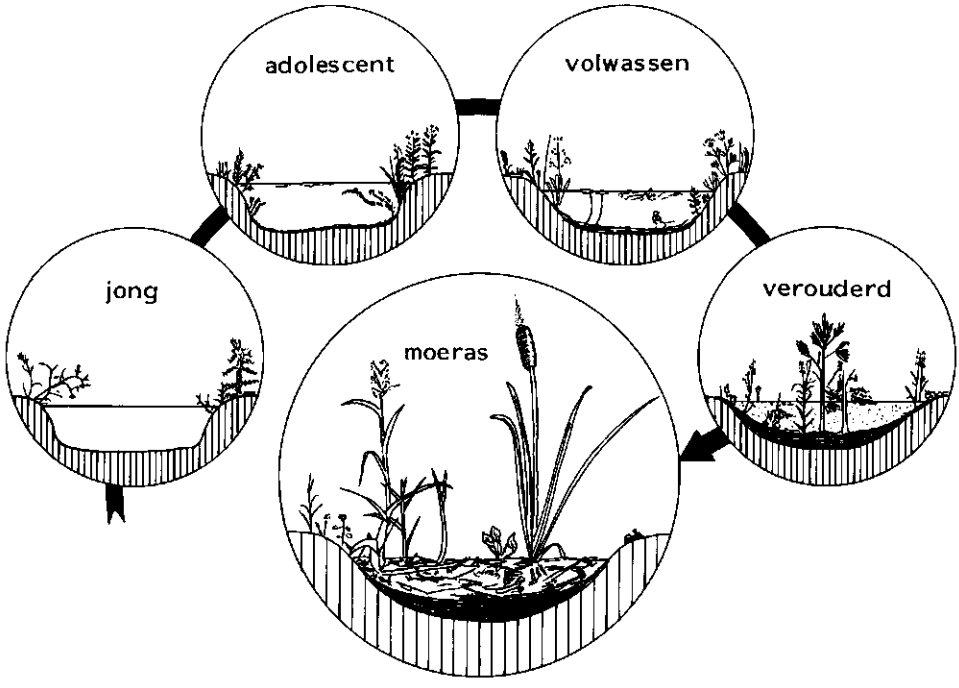
louter een gevolg van menselijke beïnvloeding te zijn. Twee andere aspecten spelen een rol. Ten eerste vindt in sloten ook natuurlijke successie plaats. Natuurlijke successie en eutrofiëring ondergaan in sommige opzichten vergelijkbare processen. Welch (1952) beschrijft voor poelen de volgende natuurlijke successiereeks:

1. jonge, kale, permanente poelen met een slibloze bodem,
2. adolescente, permanente poelen met een enigszins slibbige bodem en een toenemende plantengroei,
3. volwassen poelen met een detritus-/slibrijke bodem en een rijke en gelaagde vegetatie,
4. verouderende poelen, soms plaatselijk droogvallend en geheel begroeid,
5. moerassige poelen met steeds meer droogvallende delen,
6. droog land.

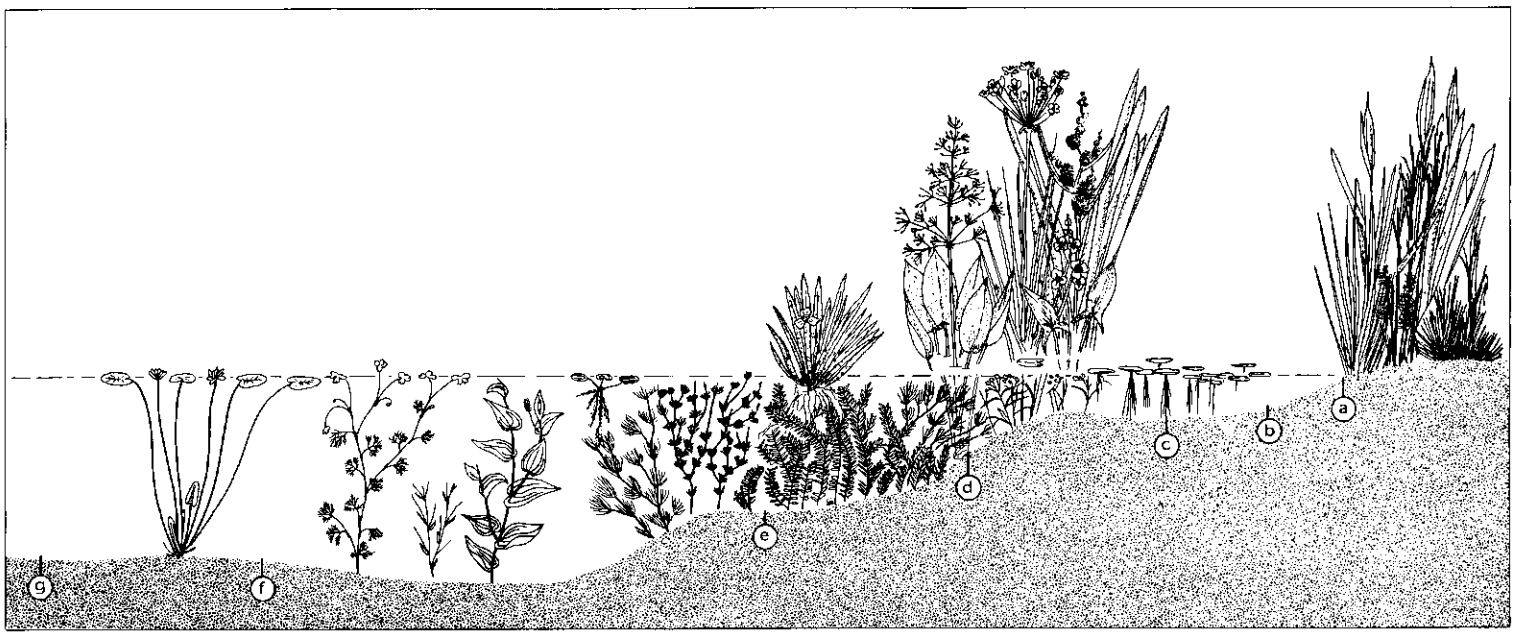
Deze successiereeks is ook door Caspers en Heckman (1982) in sloten in de omgeving van Hamburg beschreven (Fig. 27). Deze successie kan zich in vijf tot tien jaar voltrekken, afhankelijk van een aantal externe factoren. Uiteraard is het laatste successiestadium land. De keuze voor een aquatisch milieu evenwel is inherent aan de gebruiksfunctie van een sloot.



Figuur 26. Typologisch schema 'sloten' met beïnvloedingsstadia.



Figuur 27. Ontwikkelingsstadia van een sloot (naar Caspers & Heckman 1982).



Figuur 28. Dwarsprofiel van een geïdealiseerde sloot; voor code zie tekst.

Ten tweede speelt, naast successie (tijdsaspect), ook de ruimtelijke verdeling van habitats op een plaats in een sloot, een belangrijke rol (ruimteaspect). Figuur 28 geeft een dwarsprofiel van een geïdealiseerde sloot. Vanaf de oever naar het midden zijn de volgende habitats te onderscheiden:

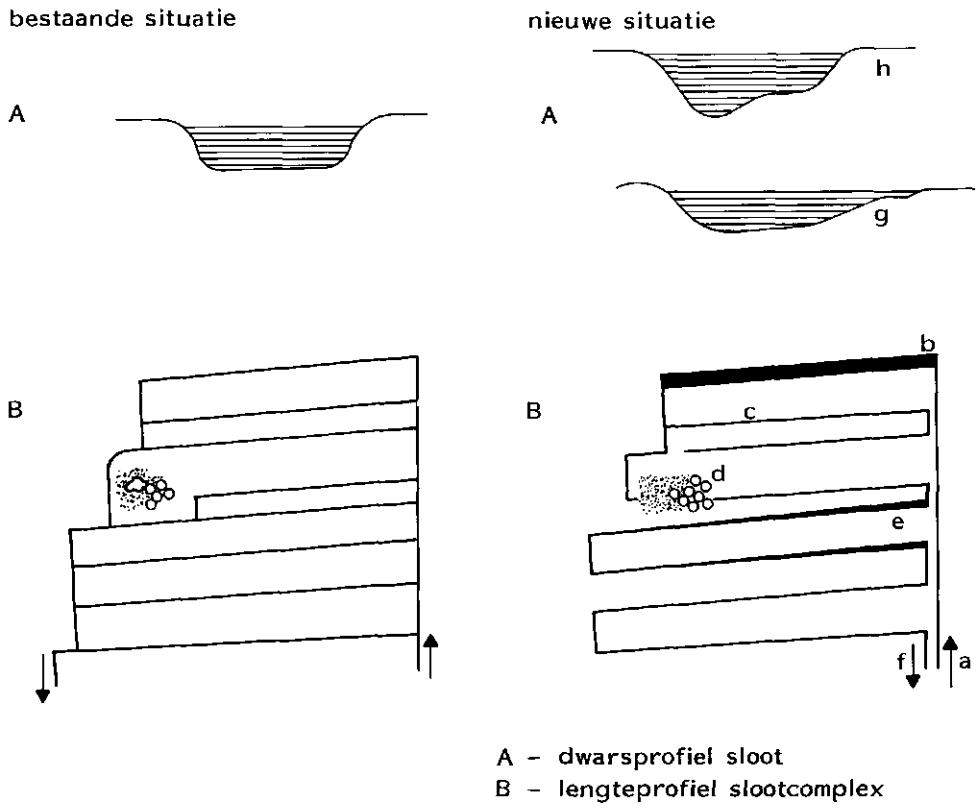
a moerassige overgang land-water;
b kaal golfslaggedeelte;
c kommetje met veel kroos en een slibbodem;
d detritusrijk deel met veel emergente vegetatie;
e overgang van emergente naar drijvende en ondergedoken vegetatie met een minder detritusrijke bodem;
f ondergedoken vegetatie;
g kaal middengedeelte.

Deze habitatreeks is enigszins te vergelijken met verschillende stadia uit de successiereeks van poelen. Dit heeft gevolgen voor de aan te treffen organismen. Veel organismen kunnen vaak op elk moment op bepaalde plaatsen in een sloot gevonden worden; dit leidt tot vrij grote overeenkomsten in soortenlijsten. Er zijn echter wel verschillen in abundantie. Daarbij komt nog dat lang niet alle sloten dit geïdealiseerde profiel bezitten.

Rekening houdend met het genoemde tijds- en ruimteaspect kunnen toch de vier genoemde eutrofiërings/saprobiëringsniveaus worden onderscheiden. Hierbij is B0 vergelijkbaar met het volwassen stadium van een sloot, en dit is het referentiestadium. Tot B1 behoren zowel adolescente als verouderende stadia, maar ook geëutrofieerde situaties als gevolg van menselijk handelen. Tot B2 behoren moerassige stadia alsmede sterk geëutrofieerde sloten. B3 tenslotte bevat extreem geëutrofieerde situaties alsmede 'natuurlijke' habitats met een grote ophoping van organisch materiaal: de bijna-landsituaties.

Aangezien in sloten ouderdom en onderhoud c.q. beheer samengaan, dienen deze ook samen te worden vastgelegd in een normstelling. De optimale aquatische fase manifesteert zich in de volwassen toestand. Met deze toestand als referentie zijn mogelijke beheersmaatregelen (Fig. 29):

1. beperking van toevoer van nutriënten of organische stof door
   a. verminderen/stoppen van directe lozing of zuivering (b.v. door de filterfunctie van moerasbosjes te benutten (zie 1f),
   b. verlaging mestgift (extensivering),
   c. verlenging van de weg die ingelaten water moet volgen binnen de polder waardoor het centrum meer afhankelijk wordt van regenwater (zie 3d),
   d. vergroting van de bergingscapaciteit en/of verblijftijd (zie 1c),
   e. inlaatwater reguleren ten behoeve van 1a, 1b en 1c en/of scheiden van gebiedseigen water,
   f. filterfunctie van de littorale en oeverzone vergroten,
   g. runoff verkleinen door het aanbrengen van oeverwalletjes.
2. profielaanpassing (lengte- en dwarsprofiel) door
   a. zwakke hellingshoek van talud, verbreding van littorale zone (zie 1f),
   b. onregelmatig talud, zoals verbreding van littorale zone (zie 1f),
   c. uitdiepen van het midden (zie 1d),
   d. sloot verschillend dimensioneren (trajecten van 3 en van 6 m breed; zie 1d).
3. onderhoud
   a. macrofyten alleen beperkt verwijderen, ruimte voor vertraagde natuurlijke verlanding,



Figuur 29. Herinrichting van een polder met dwars- en lengteprofiel: a. inlaat, b/e. verbreding van het profiel, c. van regenwater afhankelijke dode arm, d. moerasbosje, f. uitlaat, g. zwakke taludhelling, h. uitgediept profiel.

b. macrofyten deels in voorjaar (voorkeur) en deels in najaar verwijderen,
c. geen chemische middelen toepassen,
d. gefaseerd baggeren. Door jaarlijks slechts een kwart van de sloten te baggeren krijgen een aantal sloten de mogelijkheid zich 'natuurlijk' te ontwikkelen. Hydrologisch kan dit betekenen dat meer sloten aangelegd moeten worden om voldoende afwatering te verzekeren.

4. waterpeil
   a. voorkomen van al te sterke schommelingen in het waterpeil en daarmee voorkomen dat oeverzones droogvallen,
   b. zomerstand-winterstand zo natuurlijk mogelijk houden.

Figuur 29A en B geven een voorbeeld van een samenvoeging van allerlei bovengenoemde maatregelen in een fictieve polder. Om bovengenoemde maatregelen daadwerkelijk toe te passen, is beoordeling van de huidige toestand van de sloot nodig. Het is dan met behulp van het schema gegeven in Figuur 26 mogelijk de effecten van maatregelen te voorspellen. Na uitvoering van de maatregelen kan worden vastgesteld of het voorspelde effect inderdaad optreedt (monitoren).

Voorbeeld 'Bovenlopen'
In Figuur 30 zijn de resultaten van het deelproject 'Bovenlopen', als onderdeel van het EKOO-project, schematisch weergegeven (Ten Cate & Schmidt 1986). Vier typologische eenheden zijn onderscheiden:
A. middenlopen,
B. permanente natuurlijke bovenlopen,
C. droogvallende natuurlijke bovenlopen,
D. genormaliseerde bovenlopen.

Opgemerkt dient te worden dat ook deze typologische eenheden niet altijd in het veld herkenbaar behoeven te zijn. Van geen van deze eenheden is het potentieel natuurlijk basisniveau meer aanwezig. Overal in ons land heeft de mens zijn omgeving beïvloed (zure regen valt bijvoorbeeld overal). Gezien de aard van het deelonderzoek is de menselijke beïnvloeding het meest volledig te illustreren aan natuurlijke bovenlopen (B), namelijk de beïnvloedingsreeks B0, B1,B2 en B3. Deelonderzoeken zullen de completering leveren van de andere genoemde typologische eenheden. Voor de natuurlijke bovenlopen zijn de volgende overgangen van beïnvloeding te onderscheiden:

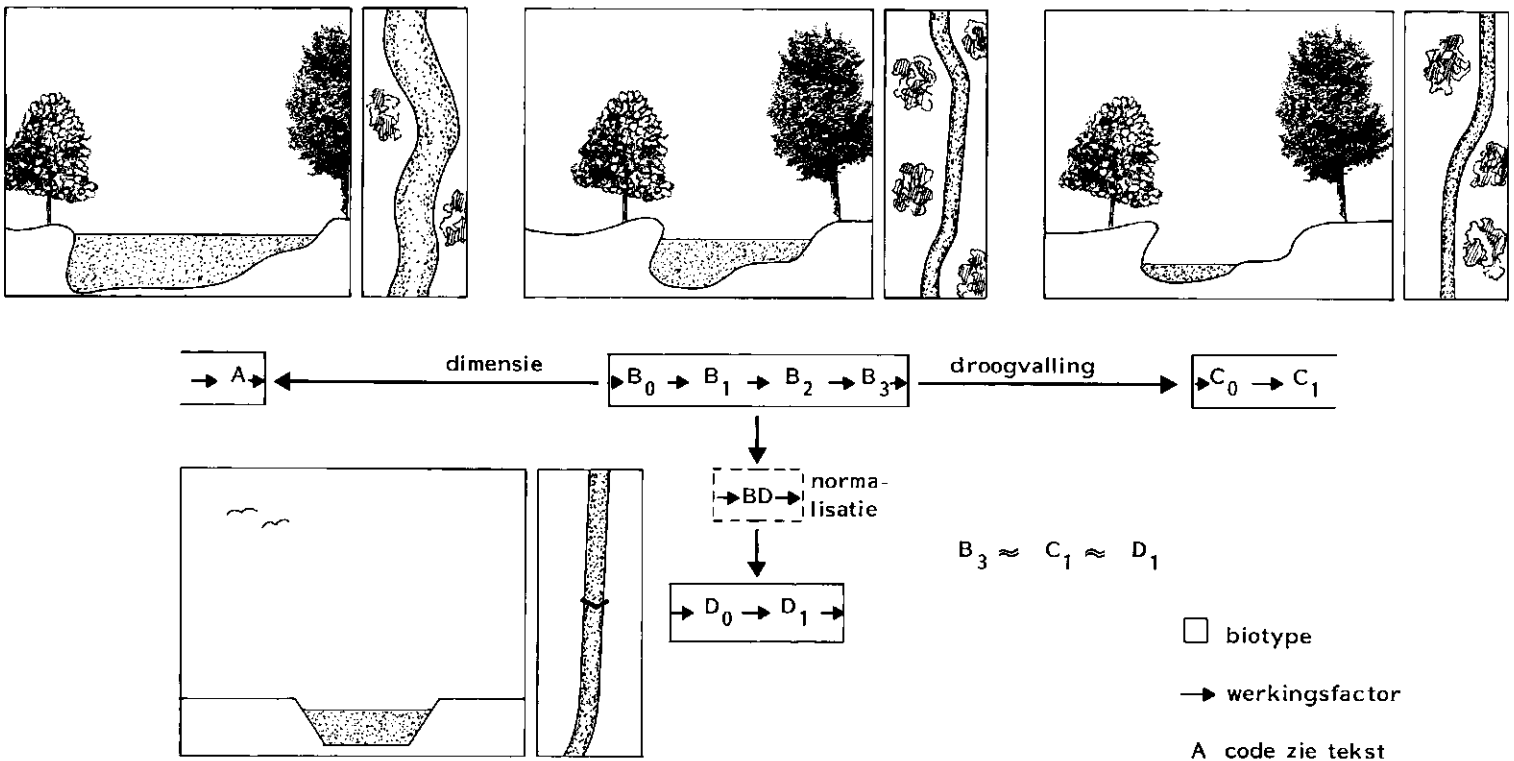
B0→B1
- ontbreken van beschaduwing of
- bochtafsnijding of
- incidentele huishoudelijke lozing of
- bovenstroomse normalisatie of
- enige invloed van landbouwgronden.

B1→B2
- ontbreken van beschaduwing en
- stroomgebieden voornamelijk in cultuurland en
- drainage van aangrenzende gronden

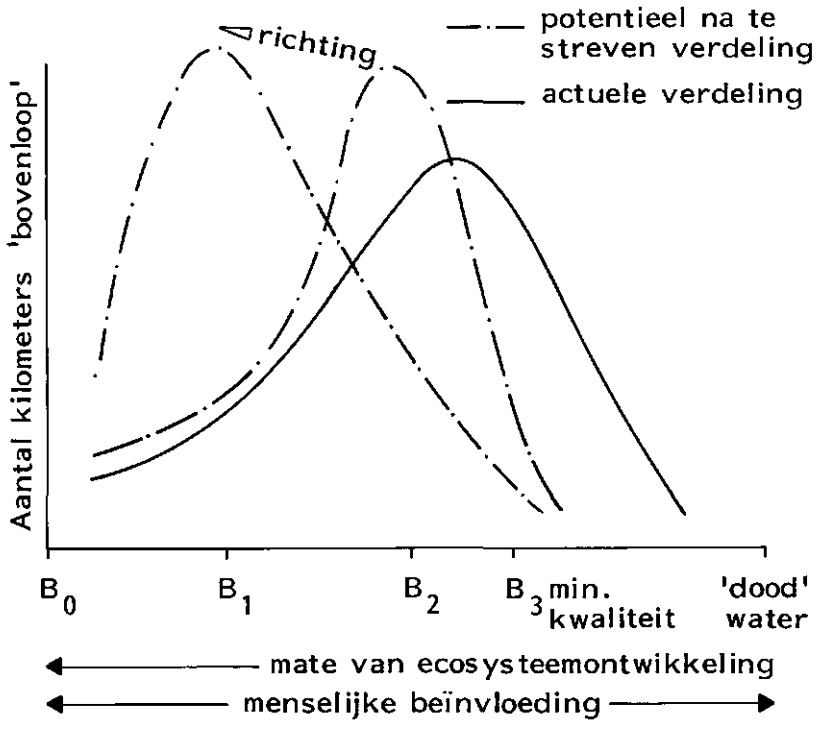
B2→B3
- beschoeiing en lozing van
  * riooloverstorten en/of
  * effluenten en/of
  * huishoudelijk afvalwater en/of
  * chemische bestrijdingsmiddelen of
  * toxische stoffen.

Met dit patroon in handen is het mogelijk om tot normstelling te komen. Normstelling blijft uiteraard steeds een politieke keuze van de afstand tussen de gewenste kwaliteit en de meest 'natuurlijke' referentietoestand. Figuur 31 geeft een voorbeeld. Hierin is de actueel en de potentieel na te streven verdeling van kwaliteitsniveaus (in kilometers natuurlijke bovenloop) weergegeven. Het gaat in de normstelling niet om het einddoel, maar om de streefrichting. Om de gestelde normen te bereiken is beheer nodig.

Een voorbeeld van herinrichting van een reeds genormaliseerde beek in het kader van een herinrichtingsplan landelijk gebied is gegeven in Figuur 32 en 33. Leidraad bij herinrichting is herstel van een aantal natuurlijke randvoorwaarden voor dwars- en lengteprofiel, tracering, watervoering en begroeiing. Verdonschot en Laseur (1983) geven in een concept 'Aanbeveling voor het toepassen van natuurtechnische milieubouw bij de herinrichting van genormaliseerde beken' een gedetailleerde beschouwing over herinrichtingsmogelijkheden. Hierin worden concepten aangereikt



Figuur 30. Typologisch schema 'bovenlopen' met beïnvloedingsstadia.

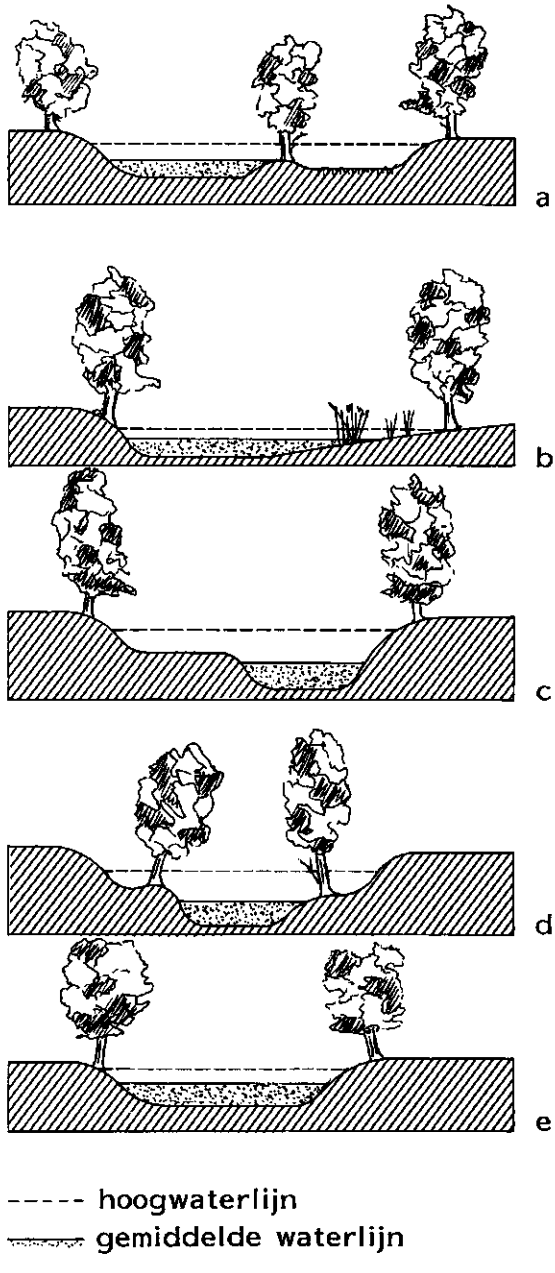


Figuur 31. De actueel en potentieel na te streven verdeling van het aantal kilometers 'bovenloop'.

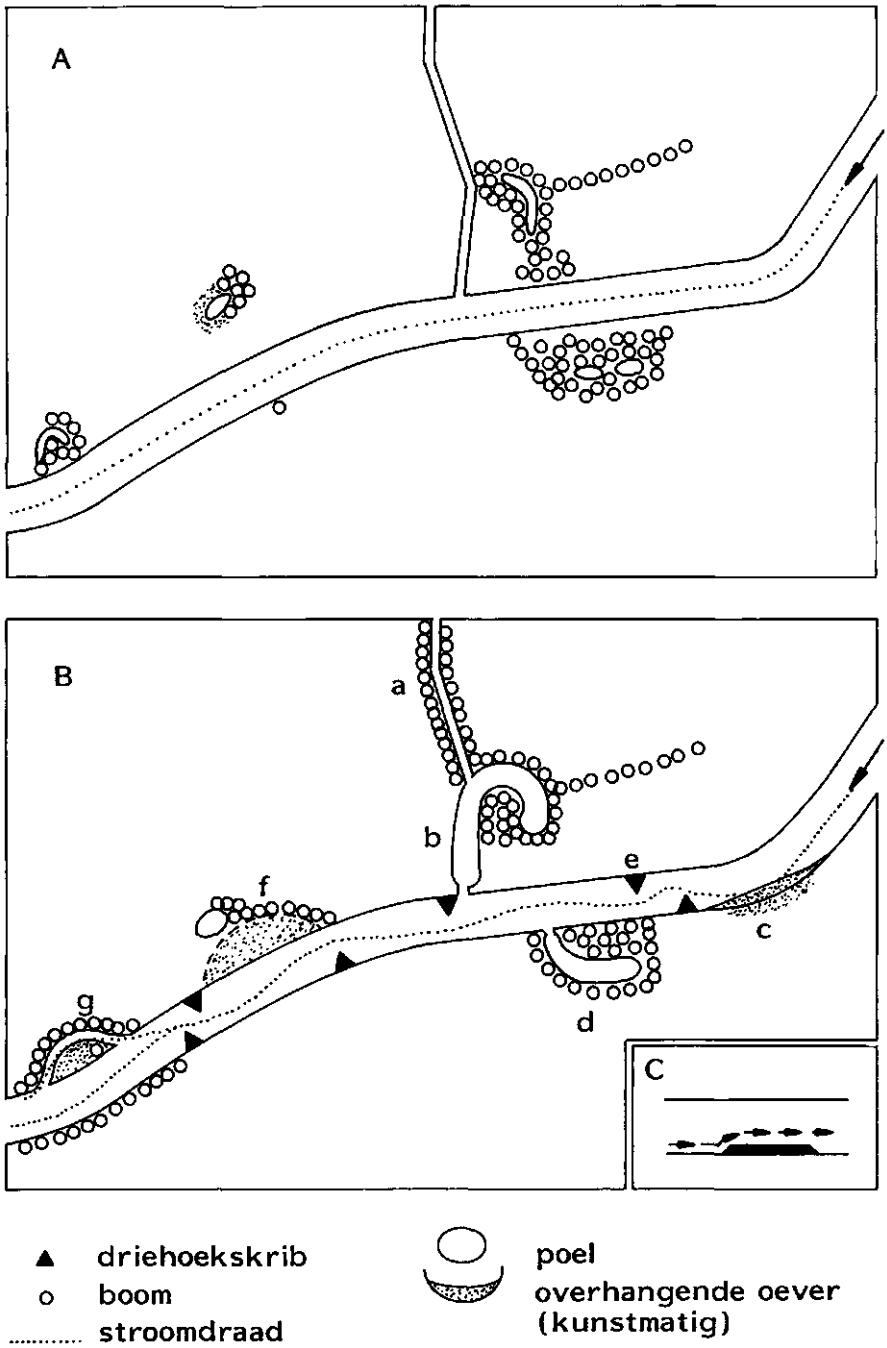
voor te kiezen houtsoorten, plantmethoden, in te richten stilstaande wateren en moerasstroken, zaaigoed, onderhoud tijdens de ontwikkelingsfase, enz. Figuur 32 geeft voorbeelden van de herinrichting van het dwarsprofiel. Figuur 33A geeft een bestaande toestand van een aantal gekoppelde trajecten in een fictieve beek. Figuur 33B geeft een samenvoeging van herinrichtingsmogelijkheden toepasbaar in boven-, midden- of benedenlopen afhankelijk van de aard van de maatregel en de stroomsnelheid. De ontwikkeling van een opnieuw ingerichte bovenloop is te volgen (monitoring) c.q. te beoordelen met behulp van aanwezige soortencombinaties en veranderingen hierin zijn onderling te relateren. Een voorspelling van de te verwachten effecten voorafgaande aan monitoring is zeer gewenst.

Conclusie

Ecologische typologie kan niet beschouwd worden als een meetlat en wel om twee redenen. Ten eerste geeft ecologische typologie geen exacte getallen over stofgehalten (b.v. zuurstofconcentratie, fosfaatgehalte). Ten tweede is ecologische typologie niet eendimensionaal. Anderzijds levert ecologische typologie wel een beschrijving van een aantal biotische en abiotische componenten van ecosystemen. De beschrijving is in zoverre gekwantificeerd, dat gehalten van stoffen geïndiceerd worden binnen een



Figuur 32. Dwarsprofielen van herinrichting: a. met niet of half verhard onderhoudspad binnen het stroombed en begeleid door houtige gewassen, b. met zwak hellend talud en begeleid door houtige gewassen, c. met een drassig gedeelte binnen het stroombed en begeleid door houtige gewassen, d. begeleid door houtige gewassen binnen het stroombed, e. begeleid door houtige gewassen op de taluds.



Figuur 33. Lengteprofiel van herinrichting: A: bestaande situatie, B: nieuwe situatie, C: bodemdrempel. a. beplanting met houtige gewassen, b. openhouden en deels beplanten van oude arm, c. kunstmatig overhangende oever, d. beplanten en openen van oude arm, e. aanbrengen van driehoekskribben, f. aanleg van zwak hellend talud en poel, g. afleiden van deel van de hoofdstroom.

potentieel spreidingsgebied en dat soorten gepresenteerd worden in een aantalsklasse. Daarnaast levert een ecologische typologie een meerdimensionale relatie op van de onderlinge verhouding tussen te onderscheiden eenheden. Met dit web van semikwantitatieve relaties is het mogelijk voorspellingen te doen over te verwachten effecten van beheersmaatregelen.

Typologie speelt echter op een schaalniveau waarop vooral hoofdfactoren belangrijk zijn. Typologie is verder slechts regionaal invulbaar alhoewel de methodologie algemeen toepasbaar is vanwege de schaalonafhankelijkheid.

Aanbevelingen

Zoals bleek uit het slotenonderzoek kunnen soorten onder variabele omstandigheden voorkomen afhankelijk van de aanwezigheid van potentiële habitats. Dit betekent enerzijds dat typen alleen lokale of regionale geldigheid kunnen hebben, anderzijds dat plaatselijk aanwezige habitats altijd leiden tot verschillen in het soortenbestand. Voor het toekomstige onderzoek betekent dit:

1. Het regionaal invullen van ecologische typologie. De Werkgroep Biologische Waterbeoordeling dient de landelijke coördinatie te verrichten.
2. Het verzamelen van informatie over factoren (zowel biotische als abiotische) die de ecologische niche van soorten bepalen. Vooral de onderzoekinstanties kunnen hier een belangrijke bijdrage aan leveren. Tevens is een uitgebreid literatuuronderzoek naar de autecologie van soorten dringend gewenst. De Werkgroep Biologische Waterbeoordeling zou beide kunnen coördineren.
3. Het in praktijk op beperkte schaal uitvoeren van herinrichtingsmaatregelen en het volgen van de ontwikkeling en effecten hiervan met behulp van onderzoek. Met de opgedane ervaring kan een gedegen beheersbeleid gevormd worden teneinde de herinrichtingsmaatregelen in de toekomst op grote schaal toepasbaar te maken. Het verdient aanbeveling deze experimenten op regionaal niveau uit te voeren. De regionaal werkzame hydrobiologen kunnen de concrete invulling van maatregelen aangeven, de gevolgen voorspellen en de ontwikkeling monitoren. De werkgroep kan hierin als vanouds een belangrijke forumfunctie vervullen.

Commentaar

L. van Liere

Als ik het woord typologie gebruik, bedoel ik dat niet in de zin van het definiëren van de ongestoorde toestand, het hoogste niveau; dat zou transcendente typologie genoemd kunnen worden. Ik bedoel ook niet de beste en mooiste vorm van typologie, die van Schroevers: 'je ziet het langs het zandpad in de heide als je je ogen en ervaring gebruikt'. Ik bedoel wel de 'ecologische typologie', zoals Verdonschot bespreekt (die ik liever 'rekenkundige typologie' zou willen noemen): het aanduiden van een ecologische toestand door gebruik te maken van statistische technieken.

Wat is een meetlat? Het is een instrument en als ik deze meetlat leg op de standaardmeetlat van platina-iridium in het Bureau International des Poids et Mesures in Sèvres, past deze meetlat precies tussen twee daarop getrokken streepjes. Het is wat onpraktisch om iedere keer naar Sèvres te moeten, vandaar dat de afstand tussen die streepjes later is vastgelegd als 1.650.763,73 maal de golflengte van de ongestoorde overgang $2p_{10}$–$5d_5$ in het spectrum van ^{86}Krypton.

U ziet op een meetlat een aantal streepjes in een bepaalde volgorde. Op een uitdraai van een clusteranalyse, een van de methoden van de typologie, ziet u weer een aantal streepjes in een bepaalde volgorde. Dat wijst op een meetlat. Het is aan de typologen die de uitdraai analyseren om de volgorde van die streepjes nader te definiëren. Daaraan schort het nog al eens.

Als ik met een meetlat iets wil meten, moet ik het nulpunt van de meetlat ergens neerleggen, dat bepaal ik dan. Je zou dat het referentiepunt kunnen noemen. Pas daarna is de meting relatief absoluut. Dat nulpunt is vergelijkbaar met het referentiekader van de typologie, bijvoorbeeld het hoogste of middelste niveau. Het stellen van een referentiekader in de ecologische typologie is vergelijkbaar met het neerleggen van de meetlat, echter ontbreekt vaak de mogelijkheid de referentie vast te stellen omdat de ongestoorde situatie ontbreekt. Dat hoeft op zich geen probleem te zijn, indien relatieve verschillen duidelijk aangegeven kunnen worden.

Wanneer de ecologische typologie alleen zou aangeven dat er verschillen zijn tussen bijvoorbeeld kleisloten en veensloten, of dat de bovenloop van een beek verschilt van de middenloop, dan is het een aardige manier om met behulp van rekenmethoden aan te geven wat al bekend was, en daar zit ik niet om te springen.

Een voorbeeld: het fytoplanktononderzoek in de Loosdrechtse Plassen werd onderworpen aan een clusteranalyse; het bleek onder andere dat de Loosdrechtse Plassen anders waren dan de Breukeleveense Plassen, en dat de situatie in maart anders was dan in november. Dat was al in december bekend. Typologie echter kan ons hier verder helpen door indicatororganismen aan te wijzen voor de veranderingen in ruimte en vooral in tijd, zeker wanneer een situatie wordt gevolgd die zich in de loop van jaren wijzigt.

Nog verfijnder wordt de typologische meetlat wanneer ook de chemische, biologische, hydrologische en morfometrische gegevens in de clusteranalyse worden betrokken. We zouden dan in staat moeten zijn om geringe verschillen aan te tonen. Verschillen, die niet of nauwelijks waarneembaar zijn wanneer naar individuele meetreeksen gekeken wordt, of die in de veelheid van gegevens dreigen te verdwijnen. Dan wordt typologie een bruikbare meetlat.

De meest ideaal lijkende typologische toestand is een technocratische utopie, waarin een aantal milieuparameters een soortensamenstelling oplevert. Het daarbijhorende waardeoordeel zou ik liever niet aan een model overlaten. Het is de vraag of het wenselijk is deze toestand te bereiken. Toch is dat de richting die de typologie moet inslaan. De typologie heeft niet haar functie gehad zoals Schroevers stelde, zij staat slechts aan het begin. Typologie heeft de technieken en methoden om een meetlat te worden. Piet Verdonschot heeft dat m.i. aangetoond.

Biologische waterbeoordeling als onderdeel van het waterkwaliteitsbeheer in stromende wateren.

M.E.A. van Gijsen

Inleiding

Deze bijdrage geeft aan hoe waterbeoordeling plaatsvindt bij waterkwaliteitsbeheerders (waterschappen en zuiveringsschappen) in het pleistocene deel van Nederland, waar ook de meeste stromende wateren voorkomen.

Allereerst wordt een beschrijving gegeven van de meest gebruikte methode en enkele resultaten ervan. Daarna komt de doelstelling aan de orde die hier vanaf het begin van de toepassing aan ten grondslag heeft gelegen. Vervolgens wordt deze oorspronkelijke doelstelling geconfronteerd met veranderingen in het waterkwaliteitsbeheer. Deze veranderingen hebben tot nieuwe vragen en eisen geleid die vanuit het praktische beheer gesteld worden aan de biologische waterbeoordeling van de stromende wateren. Tenslotte wordt aan de hand van een voorbeeld van onderzoek op regionale schaal een mogelijke richting aangegeven waarin biologische waterbeoordeling een bijdrage kan leveren aan het waterkwaliteitsbeheer.

De meest gebruikte beoordelingsmethode

Zoals in de inleiding van dit symposium door Higler is vermeld, heeft de biologische waterbeoordeling van de stromende wateren in Nederland haar wortels in methoden die vanaf het begin van deze eeuw in Midden-Europa tot ontwikkeling zijn gekomen. Het heeft tot het einde van de jaren zestig geduurd voordat deze methoden in Nederland werden toegepast.

Het werk van Moller Pillot (1971) vormt het begin van een periode waarin langzaam maar zeker de biologische waterbeoordeling en daarmee de hydrobioloog, een algemeen aanvaarde plaats heeft gekregen binnen de organisaties van waterkwaliteitsbeheerders van stromende wateren. Zijn beoordelingssysteem is een saprobiesysteem; aan de hand van de aanwezige organismen, in dit geval de macrofauna, wordt een beeld gevormd van de saprobie van een beek. Moller Pillot onderscheidt vijf groepen van organismen die ieder indicatief zijn voor een bepaalde saprobiegraad. Deze groepen van organismen zijn door Tolkamp en Gardeniers (1977) voorzien van een wegingsfactor en vertaald in de zogenaamde kwaliteitsindex, eerst de

K12345-index, later de K135-index. De 1, 3 en 5 geven de wegingsfactoren voor de verschillende groepen weer. De manier waarop de kwaliteitsindex wordt berekend is weergegeven in Tabel 6.

Deze methode wordt door alle waterkwaliteitsbeheerders van stromende wateren onverkort toegepast. En niet alleen voor stromende laaglandbeken, maar vaak ook voor genormaliseerde beken en in het verleden soms ook voor kanalen en meren. Hiervoor is geen gericht onderzoek gedaan door de waterkwaliteitsbeheerders zelf, behalve in Limburg, waar verschillende methoden naast elkaar worden gebruikt. Ik onderschrijf het onderscheid dat Kroes op dit symposium heeft gemaakt tussen waarnemen, normen stellen en beoordelen. Daarom wijs ik erop dat de saprobiezones van Moller Pillot, die een beschrijving inhouden van de toestand van het water, zijn verheven tot 'pseudonorm' door deze te verbinden met een klassenindeling van 'zeer slecht' tot 'zeer goed'.

Vanuit het waterkwaliteitsbeheer, met name vanuit de waterschapsbesturen, bestaat nog steeds grote behoefte aan uitspraken over de waterkwaliteit, dat wil zeggen aan een waardeoordeel. Een klassenindeling voorziet in deze behoefte goed. Het resultaat van de beoordeling wordt vaak weergegeven op kleurenkaartjes waarin vijf klassen worden weergegeven: zeer slecht - rood, slecht - oranje, matig - geel, goed - groen, zeer goed - blauw. Op deze wijze sluit de biologische waterbeoordeling goed aan bij de presentatie van de fysisch-chemische waterkwaliteit in de vorm van de IMP-index.

Opmerkelijk aan het routinematig biologisch bemonsteringsprogramma van Drenthe is de verdeling van de bemonsteringspunten over de provincie. Hoewel alle Drentse beken ontspringen op het centrale plateau, liggen de bemonsteringspunten

Tabel 6. Vereenvoudigd voorbeeld van de vaststelling van de kwaliteitsindex K135 (naar Waterschap Zuiveringsschap Limburg 1986).

Bemonsteringspunt	A		B		C	
	aantal	%	aantal	%	aantal	%
Eristalis-groep (E.)	260	57				
Chironomus-groep (CH.)	190	42	240	58		
Hirudinea-groep (H.)	2	1	165	40	5	1
Gammarus-groep (G.)			8	2	359	97
Calopteryx-groep (CAL.)					8	2
Totaal	452	100	413	100	372	100

K135 = 1 × (%E. + %CH.) + 3 × (%H.) + 5 × (%G. + %CAL.)
MONSTERPUNT

A K135 = 1 × (57 + 42) + 3 × (1) = 102
B K135 = 1 × (58) + 3 × (40) + 5 × (2) = 188
C K135 = 3 × (1) + 5 × (97 + 2) = 498

K135	klasse
100–179	zeer slecht
180–259	slecht
260–339	matig
340–419	goed
420–500	zeer goed

voor een belangrijk deel in de benedenlopen van de beken, aan de randen van het plateau. De achterliggende gedachte bij deze keuze is geweest dat de benedenlopen een goed beeld zouden geven van het gehele stroomgebied.

In de beginperiode van de biologische waterbeoordeling was men niet geïnteresseerd in de staat waarin de ecosystemen van stromende wateren zich bevonden in de afzonderlijke loopjes. Biologische waterbeoordeling vormde vooral een nuttige aanvulling op de fysisch-chemische waterkwaliteitscontrole.

Sinds de toepassing van biologische waterbeoordeling door waterkwaliteitsbeheerders van het stromende water, rond 1970 in Limburg en Brabant en in de tweede helft van de jaren zeventig in de andere waterschappen, is de methode van beoordeling niet wezenlijk veranderd. Wel hebben er aanpassingen plaatsgevonden, o.a. omdat steeds betere determinatietabellen beschikbaar kwamen, en omdat de determinatie-inspanning in het algemeen groter is geworden. Ook zijn, vooral op grond van de ervaringen met de methode van Moller Pillot, kleine wijzigingen aangebracht in de lijst van indicatorsoorten en is de lijst uitgebreid (Tabel 7), in verband met regionale verschillen. Een Drentse beek is tenslotte geen Brabantse, en een genormaliseerde beek wordt met de indicatorgroepen van Moller Pillot ten onrechte ondergewaardeerd. Deze wijzigingen zijn tot nu toe meestal niet gebaseerd geweest op uitgebreid onderzoek. Voor de genormaliseerde beken loopt momenteel een STORA-onderzoek waarvan verwacht wordt dat het op korte termijn uitkomst biedt voor de beoordeling van de genormaliseerde beken.

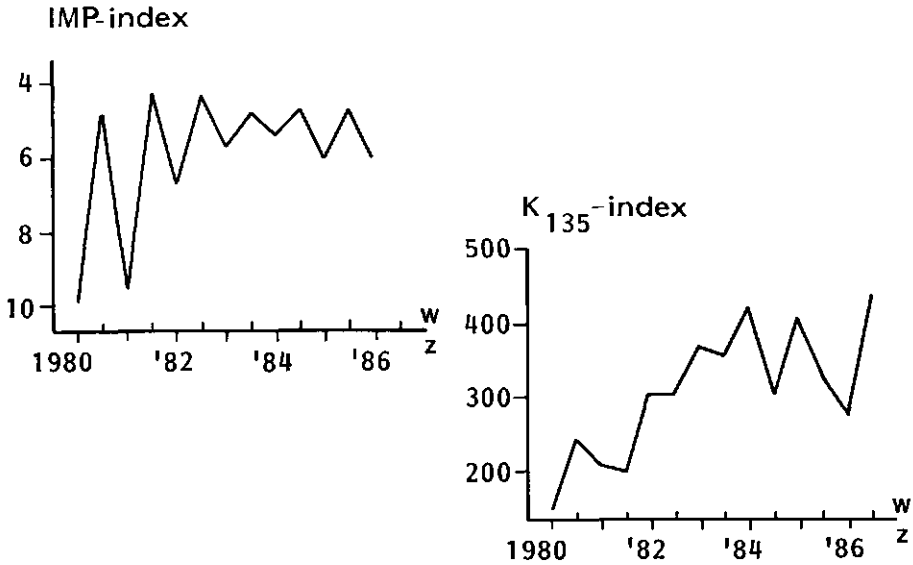
Het oorspronkelijke doel van biologische waterbeoordeling

De beoordeling met behulp van de K-index voegt extra informatie toe aan de fysisch-chemische beoordeling en voldoet daarmee aan het doel dat waterkwaliteitsbeheerders voor ogen stond toen met biologische waterbeoordeling werd begonnen. In die tijd lag het accent vrijwel uitsluitend op het terugdringen van lozingen, met name organische, en was men geïnteresseerd in de kwaliteitsverbeteringen die optraden na sanering. Biologische waterbeoordeling gebaseerd op een saprobiesysteem geeft hierin inzicht, met name voor zover het de reactie van de levensgemeenschap in het water en in/op de bodem betreft.

Ter illustratie is in Figuur 34 het verloop weergegeven van de IMP-index en van de K-index, nadat een sanering had plaatsgevonden van een lozing van een aardappelmeelfabriek op het Drostendiep in het zuidoosten van Drenthe. Het is duidelijk dat het beoogde effect van deze sanering, namelijk 'biologisch gezond' oppervlaktewater, later wordt bereikt dan de fysisch-chemische beoordeling doet vermoeden.

Tabel 7. Toename van de determinatie-inspanning en het aantal indicatororganismen.

	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986
Gemiddeld aantal waargenomen taxa in Drentse beken	22	16	14	17	20	33	30	36
Aantal gebruikte indicatororganismen	46	46	46	104	104	116	116	116



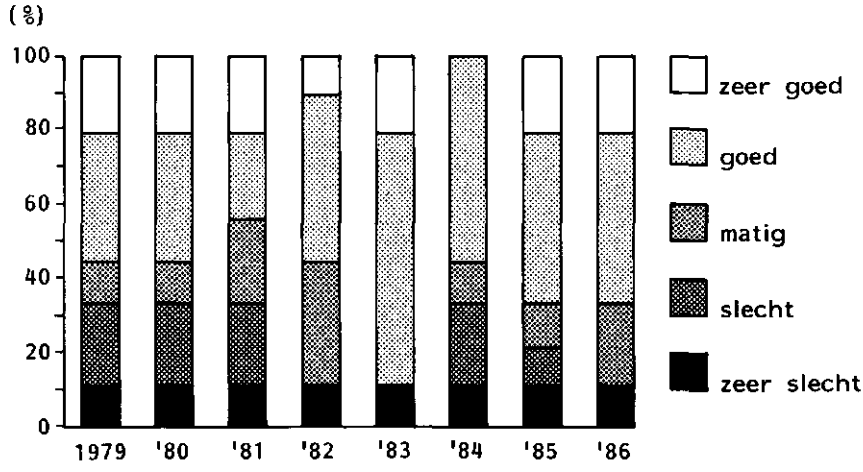
Figuur 34. Verloop van K-index en IMP-index na sanering van een aardappelmeellozing op het Drostendiep; w = winter, z = zomer.

Veranderingen in het waterkwaliteitsbeheer

Inmiddels is de sanering van directe huishoudelijke en industriële lozingen op de Drentse beken grotendeels voltooid. In Figuur 35 is te zien dat dit ook tot uiting komt in de verdeling van de bemonsteringspunten in de Drentse beken over de verschillende kwaliteitsklassen aan de hand van de K-index.

Tot nu toe was vaak een duidelijke oorzaak aan te wijzen wanneer een beek een slechte biologische beoordeling kreeg, namelijk lozingen. Nu deze grotendeels zijn opgeheven, wordt de hydrobioloog nog steeds met de vraag geconfronteerd wat er moet gebeuren om verdere verbeteringen te bewerkstelligen. Er wordt niet alleen gevraagd te meten en te beoordelen, in termen van Schroevers is dat het volgen, maar ook om aan te geven hoe vervolgens moet worden gestuurd. (Het sturen dat hier wordt bedoeld, het nemen van maatregelen, is niet hetzelfde als het sturen van Schroevers. Sturende factoren in ecosystemen zijn niet altijd dezelfde factoren als de factoren die kunnen worden beïnvloed door middel van beheersmaatregelen. Tussen de 'sturende factoren' en de maatregelen is meestal nog een 'vertaalslag' nodig.)

Het gaat niet enkel om sanering van lozingen, maar om het beheer van de waterkwaliteit. Het accent is verschoven van de 'zuivering van afvalwater' naar de instandhouding van waterecosystemen. Dit is een accentverschuiving die mede onder invloed van hydrobiologen heeft plaatsgevonden. Maar helaas blijft het antwoord op vragen die vanuit het praktische beheer worden gesteld - tenminste wanneer een redelijke onderbouwing wordt gevraagd - steeds vaker uit. De K-index als beoordelingsmethode blijft in bepaalde gevallen een nuttig instrument, maar voldoet niet om inhoud te geven aan het ecologisch waterbeheer.



Figuur 35. Ontwikkelingen in de biologische waterbeoordeling in Drenthe van 1979-1986.

Nieuwe vragen voor biologische waterbeoordeling

Door toekenning van ecologische doelstellingen aan wateren - in Drenthe krijgen meanderende beken een 'natuurfunctie van hoog niveau' - wordt verwacht dat aangegeven wordt:

1. welke doelstellingen en normen aan de verschillende beekecosystemen gesteld moeten worden;
2. hoe de huidige toestand van de Drentse beken is, in het licht van deze doelstellingen en normen;
3. wat er moet gebeuren om de gewenste toestand te bereiken of in stand te houden.

Het beoordelen als zodanig is het middel om te komen tot beheer. Zoals ook Tolkamp stelde kan biologische waterbeoordeling nooit een doel op zichzelf zijn. De toe te passen beoordelingsmethode moet voldoen aan de eis dat deze:

1. een directe relatie heeft met mogelijke beheersmaatregelen;
2. eenvoudig is toe te passen;
3. reproduceerbaar is;
4. eenvoudig gepresenteerd wordt, bij voorkeur in de vorm van een kleurenkaartje.

Een voorbeeld van beheersgericht onderzoek

Dit betoog eindigt met een voorbeeld van toegepast ecologisch wateronderzoek dat tot doel heeft mede antwoord te geven op vragen die vanuit het waterkwaliteitsbeheer worden gesteld. Het onderzoek is gericht op de relatie tussen de toestand van een ecosysteem en een beheersmaatregel, in dit geval het inlaten van IJsselmeerwater in een beek. Dit onderzoek heeft plaatsgevonden binnen een stroomgebied (Gijsen et al. 1988).

De Aalder- en Westerstroom is een genormaliseerde beek waarvan de bovenloop

van de rest van de beek is afgesneden door het Oranjekanaal. De benedenloop mondt uit in de Hoogeveense Vaart. Vanuit het noorden kan 's zomers IJsselmeerwater worden ingelaten, terwijl het laagste pand in open verbinding staat met de Hoogeveense Vaart, die in de zomer ook wordt gevoed met IJsselmeerwater.

De beek ontvangt gebiedseigen water vanuit de aanliggende zandgronden en kwelwater vanuit verderop gelegen hogere gronden. Het grondgebruik is agrarisch, grotendeels grasland, maar ook wel bouwland. Ook komen enkele bossen en schrale graslanden voor waarin de cultuurdruk lager is. Behalve een rioolwateroverstort komen geen puntbronnen van betekenis voor. De gevolgen van het inlaten van IJsselmeerwater in het noorden en de mogelijke beïnvloeding vanuit het zuiden zijn in dit systeem goed te bestuderen. In de beek is een gradiënt aanwezig van alleen IJsselmeerwater naar alleen gebiedseigen water en verschillen in de aangetroffen macrofauna en in de vegetatie kunnen daarom, behalve in de omgeving van de rioolwateroverstort, worden toegeschreven aan de gevolgen van de waterinlaat. Bij de macrofaunabemonstering zijn de bodem, het open water en drijvende waterplanten afzonderlijk bemonsterd. Daarnaast is de hydrologie van het stroomgebied, het waterhuishoudkundig beheer en het onderhoud van de waterloop bestudeerd alsmede een aantal fysisch-chemische parameters waaronder de macro-ionenbalans.

De geconstateerde veranderingen in de verschillende biotische en abiotische componenten voor het ecosysteem kunnen worden toegepast op andere genormaliseerde beken in Drenthe. Er bestaan namelijk plannen om in de toekomst nog meer water in te laten. Het RIN doet, in opdracht van de provincie Drenthe, een veel ruimer opgezet onderzoek naar de effecten van vergroting van de wateraanvoer in Drenthe (Torenbeek et al. 1987).

Het onderzoek in de Aalder- en Westerstroom betreft een beheersmaatregel die hier vrij eenvoudig te bestuderen is. Inzicht in causale relaties is er niet mee verkregen, en het was ook niet de bedoeling indicatoren te ontdekken voor bijvoorbeeld het factorencomplex 'waterinlaat'. Maar dit onderzoek levert wel bruikbare resultaten waarmee niet alleen aangetoond kan worden dat het inlaten van IJsselmeerwater gevolgen heeft voor een beekecosysteem, maar ook welke die gevolgen zijn.

De schaal waarop dit onderzoek plaatsvond - het stroomgebied van een beek - is de schaal waarop beheersmaatregelen worden uitgevoerd. Een dergelijk gedetailleerd onderzoek biedt de beste aanknopingspunten voor het beheer, onder voorwaarde dat het hele hydrologische systeem waarvan de beek deel uitmaakt, uitgangspunt van het onderzoek vormt. Het kan tevens de basis vormen voor een typologie en een beoordelingsmethode op regionaal niveau.

Toepassing van het raamwerk van Caspers & Karbe voor de waterbeoordeling in Noord- en Zuid-Holland

I.R.M.Hovenkamp-Obbema , S.P. Klapwijk en Y. Scheffer-Ligtermoet

Inleiding

Deze bijdrage gaat over de ervaringen met een ecologisch gericht beoordelings-

systeem voor grote wateren, toegepast in de provincies Noord- en Zuid-Holland. Dit systeem is gebaseerd op de theorieën van Caspers en Karbe (1966, 1967) samengevat in een raamwerk dat in 1973 is geïntroduceerd door de Provinciale Waterstaat in Zuid-Holland (1973). Het raamwerk is vertaald in enkele voorlopige waterkwaliteitsparameters en klassegrenzen (Provinciale Waterstaat in Zuid-Holland 1976; Zuiveringschap Amstel- en Gooiland 1978). Een nadere uitwerking en verdere invulling van het systeem heeft plaatsgevonden in 1982 (Hovenkamp et al. 1982; Klapwijk 1982).

Het systeem is opgenomen in de waterkwaliteitsplannen van de provincies Noord- en Zuid-Holland (Provinciaal Waterkwaliteitsplan van Noord-Holland 1984; Waterkwaliteitsplan Zuid-Holland 1985/1995, 1986) en wordt toegepast door de waterkwaliteitsbeheerders in deze provincies. Het systeem is opgezet ten behoeve van het praktische waterkwaliteitsbeheer en moet vooral snel en duidelijk inzicht geven in de aktuele waterkwaliteit. De gegevens dienen gepresenteerd te worden in een overzichtelijk kader omdat voor het waterkwaliteitsbeheer bewerkelijke analyseresultaten en soortenlijsten van aangetroffen organismen niet direct inzichtelijk en hanteerbaar zijn. Een andere voorwaarde is dat het systeem zonder al te specialistische scholing uitvoerbaar moet zijn. Tot slot dient het systeem goedkoop te zijn. Het uitputtend biologisch inventariseren van wateren is kostbaar en levert niet altijd duidelijk inzicht in de waterkwaliteit en in de factoren die de waterkwaliteit bepalen.

Het hier gepresenteerde systeem beantwoordt naar onze mening in redelijke mate aan de bovengenoemde randvoorwaarden. Het verschil met een toetsing aan de basiskwaliteit (IMP 85-89) is dat in het onderhavige systeem vooral wordt uitgegaan van biologische principes en metingen. Het geeft bovendien een verder onderscheid in wateren en sluit aan bij de door de CUWVO (1986) voorgestelde typologie van wateren.

Vooralsnog wordt uitsluitend de toestand van het water zelf beschreven en beoordeeld (Fig. 36A) en niet het totale aquatisch ecosysteem, waartoe ook de bodem, de oever (Fig. 36B) en de directe omgeving (Fig. 36C) behoren. Voor deze bijdrage zijn 76 grote wateren gekozen, verdeeld over vier typen: grote meren, veenplassen, diepe plassen en kanalen. Uit de resultaten blijkt dat het hier gepresenteerde ecologisch gerichte beoordelingssysteem een bruikbaar instrument vormt voor het waterkwaliteitsbeheer van grote oppervlaktewateren. Dit zijn wateren waar de plantengroei voornamelijk bestaat uit algen en niet zozeer uit hogere waterplanten. Voor toepassing in kleine wateren, zoals sloten, moet de invulling van het systeem worden aangepast omdat daar de bodem en veelal hogere waterplanten een belangrijke rol spelen in het verloop van de biologische processen in het water.

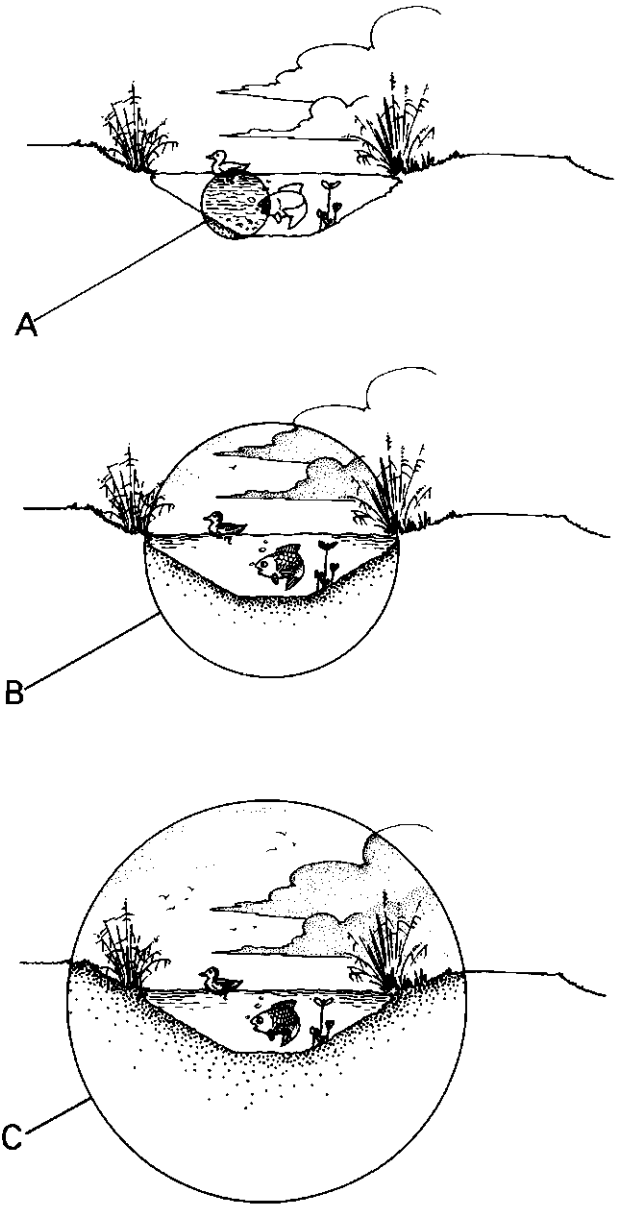
Beschrijving van het systeem en toegepaste werkwijze

Afhankelijk van de verschillen in intensiteiten van de opbouw- en afbraakprocessen stellen Caspers en Karbe (1966, 1967) een systeem voor van 6 waterkwaliteitsklassen. De verschillende waterkwaliteitsklassen kunnen op drie manieren worden vastgesteld:

a. aan de hand van de bio-activiteit: meten van de opbouw- (primaire produktie) en de afbraakprocessen en de verhouding tussen beide;
b. aan de hand van de zuurstofhuishouding;

c. aan de hand van de levensgemeenschappen: de zuurstofhuishouding en de stofwisselingsprocessen worden weerspiegeld in de samenstelling en structuur van de levensgemeenschap, die verantwoordelijk is voor bovengenoemde processen.

Figuur 37 toont schematisch de vertaling van de theorie van Caspers en Karbe naar de praktijk. Voor de opbouw is ingevuld het chlorofyl-a-gehalte, voor de afbraak het



Figuur 36. Componenten van het aquatisch ecosysteem: A: water; B: water, bodem en oever; C: water, bodem en aanliggend gebied.

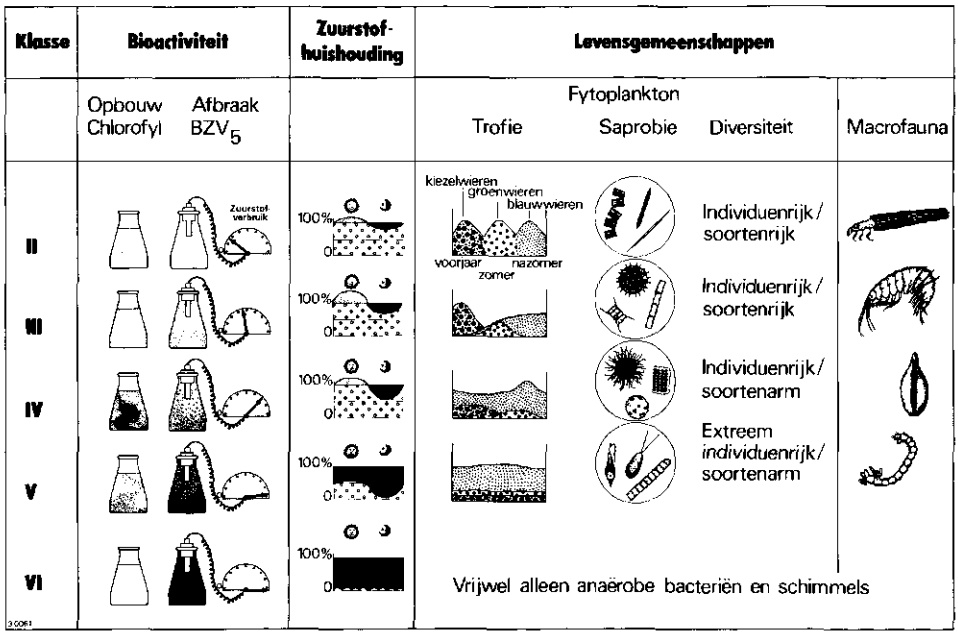
Tabel 8. Lijst van bemonsterde wateren.

Meren
1. = Amstelmeer
2. = Alkmaardermeer
3. = Alkmaardermeer/Uitgeestermeer
4. = Kagerplassen
5. = Braassemermeer
6. = Nieuwe Meer
7. = Westeinderplassen
8. = Mooie Nel
9. = Rottemeren-Zuid
10. = Rottemeren-Noord
11. = Brielse Meer
12. = Binnenbedijkte Maas-Oost
13. = Binnenbedijkte Maas-West
14. = Waalboezem

Veenplassen
1. = de Leek
2. = de Poel
3. = Kerke Ae
4. = Bozenmeertje
5. = Uitdammerdie
6. = Kinselmeer
7. = Naardermeer; Grote Meer
8. = Naardermeer; Bovenste Blik
9. = Hollands Ankeveense Plas
10. = Stichts Ankeveense Plas
11. = 't Hol
12. = Wijde Gat
13. = Nieuwkoopse Plassen (Zuid-einderplas)
14. = Nieuwkoopse Plassen (Noord-einderplas)
15. = Langeraarse Plassen
16. = Reeuwijkse Plassen (Elfhoeven)
17. = Reeuwijkse Plassen (Nieuwenbroek)
18. = Amstelveense Poel
19. = Plas Oranjepolder
20. = Plas Delftse Hout
21. = Bergse Achterplas
22. = Kralingse Plas
23. = Bergse Voorplas
24. = Weegje

Diepe plassen
1. = Put de Weel
2. = Ursemmerplas
3. = de Leijen
4. = Twiskeplas
5. = Geestmerambacht
6. = Gaasperplas
7. = Oudekerkerplas
8. = Wijde Blik
9. = Spiegelplas
10. = Oosterduinmeer
11. = Sloterplas
12. = Broekvelden/Vettenbroek
13. = Zevenhuizerplas
14. = Put van Ottoland

Kanalen
1. = Beemsteruitwatering
2. = Langereis - Winkelerbrug
3. = Nauernasche Vaart bij Westzaan ter plaatse van brug
4. = Knollendammervaart
5. = Kanaal Omval-Kolhorn brug weg Schagen
6. = Noordhollands Kanaal - de Kooij
7. = Amstel Uithoorn
8. = Amstel Rijksweg
9. = Holendrecht
10. = Hilversums Kanaal
11. = 's-Gravelandse Vaart
12. = Naardertrekvaart
13. = Verbindingskanaal bij gemaal Halfweg
14. = Ringvaart Haarlemmermeerpolder bij O.W.
15. = Katwijkskanaal
16. = Rijn-Schiekanaal bij Leidschendam
17. = Stroomkanaal bij Gouda
18. = Oude Rijn bij Bodegraven
19. = Gaag bij Zouteveensche brug
20. = Schie ter hoogte van Kruithuis
21. = Ringvaart Zuidplaspolder
22. = Kanaal door Voorne; Zuid
23. = Kanaal door Voorne; Noord
24. = Alblas



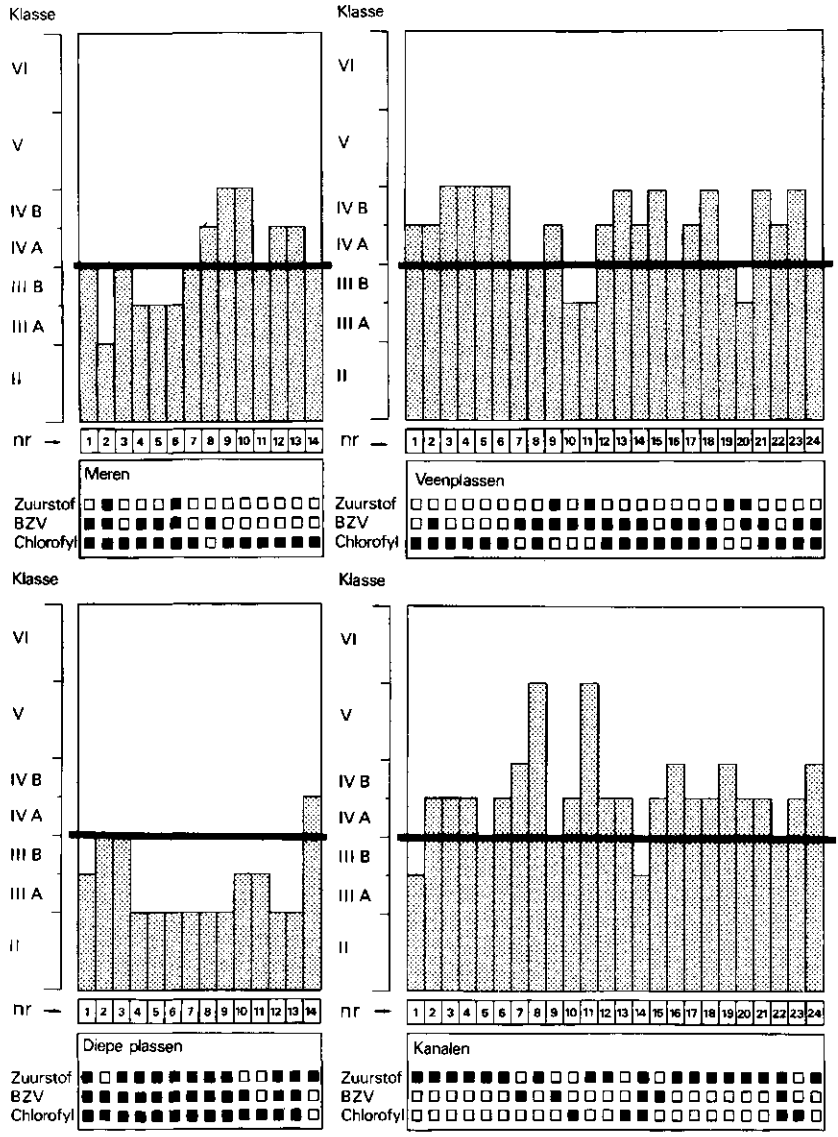
Figuur 37. Schematische voorstelling van de waterkwaliteitsklassen volgens Caspers en Karbe 1966.

biologisch zuurstofverbruik en voor de zuurstofhuishouding het minimum zuurstofgehalte en het percentage gunstige en zeer goede zuurstofverzadigingspercentages. Onder levensgemeenschappen is het fytoplankton ingevuld en is de trofie- en saprobie-indicatie gegeven. De macrofauna is nog niet nader ingevuld. Klapwijk (1982) geeft de cijfermatige invulling van het systeem. De omschrijving van de klassen is als volgt:

klasse II zeer goed
klasse IIIA goed
klasse IIIB redelijk
klasse IVA matig
klasse IVB zeer matig
klasse V slecht
klasse VI zeer slecht

De gewenste klasse voor oppervlaktewater is II, IIIA of IIIB. In de omgeving van effluentlozingspunten, zoals in bepaalde boezemkanalen, wordt lokaal IVA toegestaan.

De toepassing van het systeem wordt geïllustreerd aan de hand van onderzoek in wateren (Tabel 8) in Noord- en Zuid-Holland. Voor de toetsing is gebruik gemaakt van de waterkwaliteitsgegevens uit 1984 zoals in Figuur 38 aangegeven. Van de wateren waarvan geen fytoplankton- of macrofaunagegevens uit 1984 beschikbaar waren zijn analyseresultaten van 1985 of van 1986 gebruikt.



Figuur 38. Toetsing van het ecologisch gericht beoordelingssysteem op basis van bioactiviteit en zuurstofhuishouding. Overzicht van bemonsterde wateren in Tabel 8. Klasse II tot IV: goed tot slecht. Markering bij klasse IIIB. De waterkwaliteitsbepalende parameter is aangegeven met een zwart blokje.

Toepassing

Klassenindeling op basis van bioactiviteit en zuurstofhuishouding

De resultaten van de waterkwaliteitsbeoordeling zijn gegeven in Figuur 38. Hieruit blijkt het volgende:

1. Differentiatie in de classificatie van de beschouwde wateren. Uit de figuur blijkt dat de meeste wateren gerekend worden tot klasse IIIB, IVA of IVB terwijl incidenteel enkele 'schone' wateren met klasse II of IIIA en enkele vervuilde wateren met klasse V beoordeeld worden.
2. Relatief lage waterkwaliteitsklassen (II) die een goede waterkwaliteit indiceren, worden gevonden in tamelijk geïsoleerde diepe plassen en relatief hoge klassen in (belaste) kanalen en (geëutrofieerde) veenplassen.
3. De klassebepalende parameters blijken voor grote meren veelal het chlorofyl-a te zijn, voor veenplassen het chlorofyl-a en/of het biologisch zuurstofverbruik. Voor veenplassen kan de oorzaak liggen in de geringe diepte en de snelle opwoeling van sediment, waardoor meer organisch materiaal in het water circuleert dan in diepere meren.

De discriminerende parameter voor kanalen is veelal de zuurstofhuishouding. Dikwijls is dit het gevolg van ongezuiverde lozingen van het effluent van rioolwaterzuiveringsinstallaties (rwzi). Voor diepe plassen zijn geen afwijkende parameters aan te wijzen. De algenproduktie in deze wateren vindt vooral of uitsluitend in de bovenste waterlaag plaats. Organische stof sedimenteert naar de bodem en wordt daarmee ten dele aan de circulatie onttrokken.

Klassenindeling op basis van bioactiviteit, zuurstofhuishouding en levensgemeenschappen

Fytoplankton

a. Trofie

Percentage blauwalgen en dominante blauwalgesoorten. In Figuur 39 is een overzicht gegeven van het gemiddelde percentage blauwalgen berekend over voorjaar, zomer en nazomer. Uit deze gegevens blijkt dat in diepe plassen en kanalen het percentage blauwalgen veelal gering is. In meren en veenplassen blijken blauwalgen dominant aanwezig te zijn. In Figuur 40 is een overzicht gegeven van de soorten die in september het algenbeeld bepalen. Hieruit blijkt dat in meren de blauwalgesoort *Microcystis aeruginosa* in de nazomer dominant is. In de veenplassen komen *Lyngbya limnetica, Oscillatoria agardhii* en *Oscillatoria redekei* dominant voor.De blauwalgenbiomassa in de verschillende wateren kan overigens wel ongeveer gelijk zijn, omdat het celvolume van *Lyngbya limnetica* geringer is dan dat van *Oscillatoria agardhii* en *Oscillatoria redekei.*

De eerder genoemde wateren waarin blauwalgen sterk domineren (meer dan 50% van de individuen), zijn meestal met waterkwaliteitsklasse IV beoordeeld als gevolg van een hoog zomergemiddelde van het chlorofyl-a-gehalte (meer dan 100 mg/m3). In deze door blauwalgen gedomineerde wateren is dan ook veelal sprake van een hoge algenbiomassa en is nauwelijks sprake van algenperiodiciteit. Deze wateren worden daardoor als sterk eutroof gekwalificeerd; het evenwicht tussen aanmaak van organische stof en afbraak is dus danig verstoord.

b. Saprobie

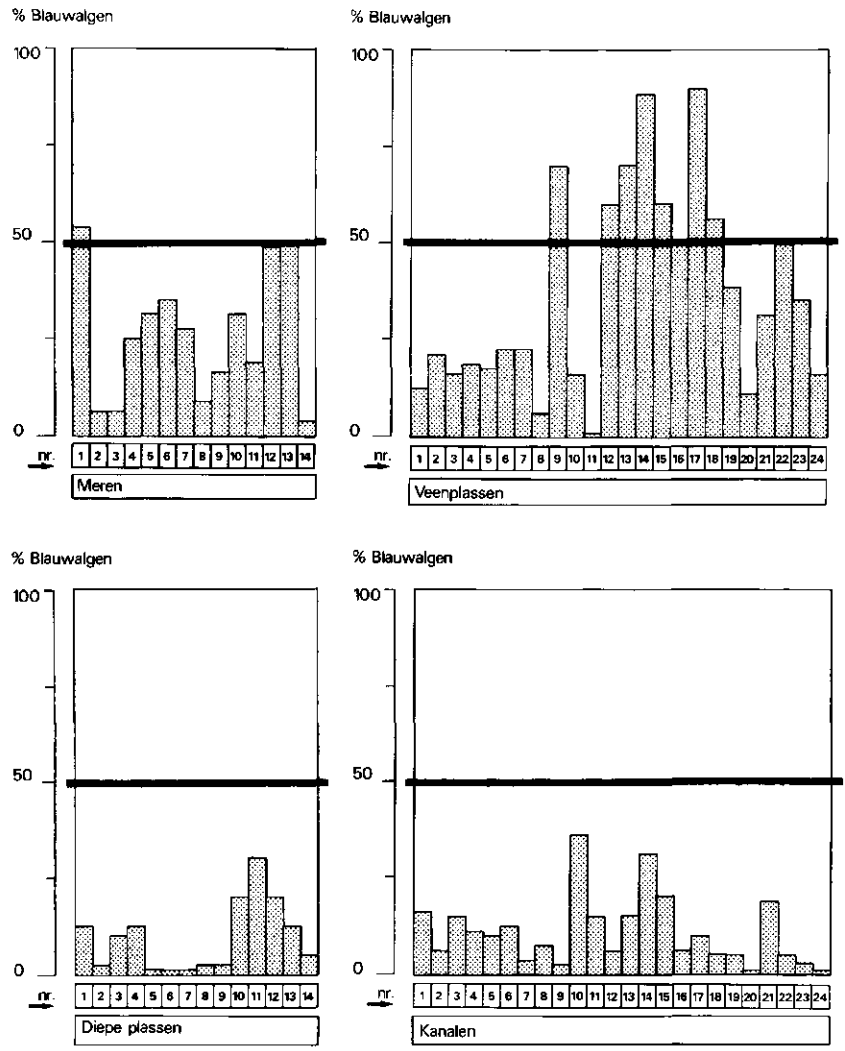
In Figuur 41 is een overzicht gegeven van de berekende saprobie-indices. Uit de gepresenteerde gegevens blijkt het volgende:

1. De saprobie-index van de diverse wateren loopt uiteen van 1,2 tot 3,4. Vertaald

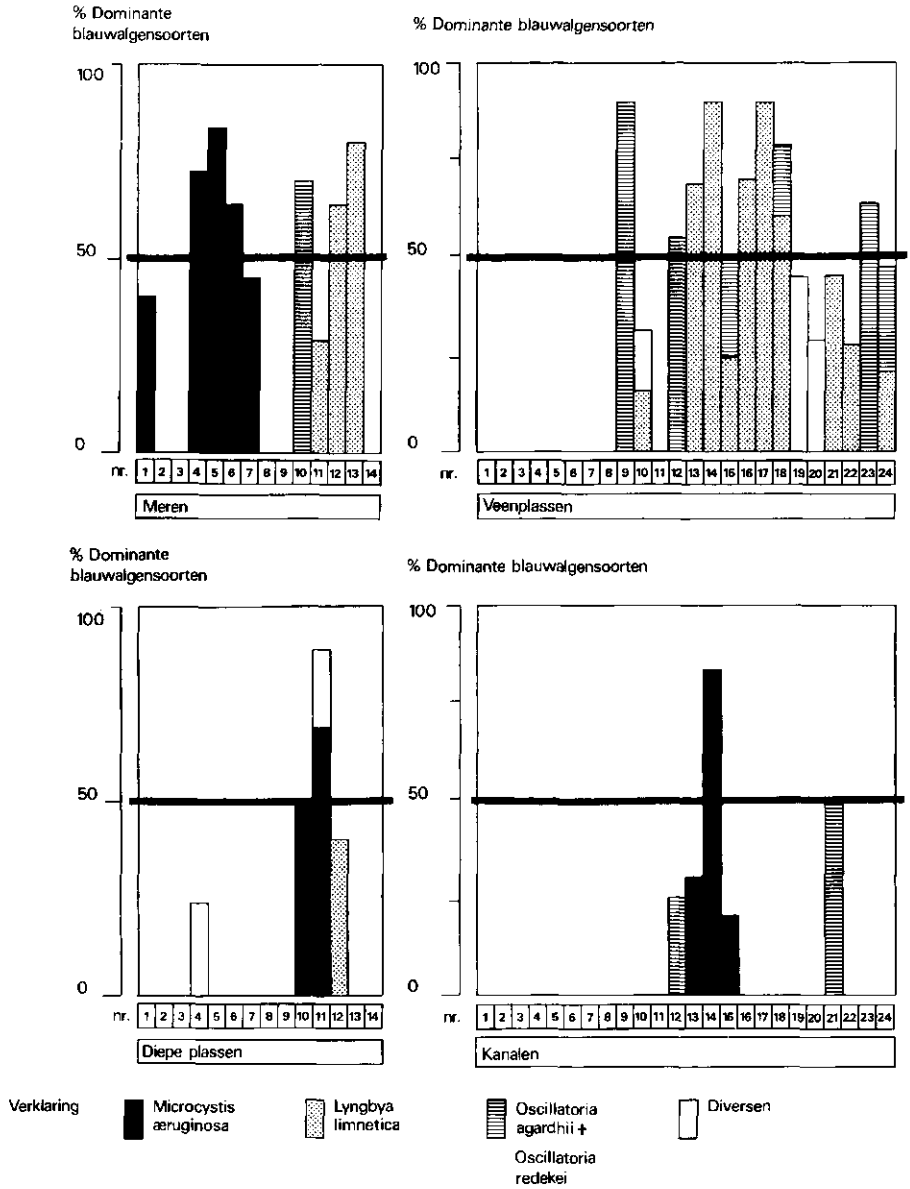
naar het klassensysteem volgens Caspers en Karbe betekent dit klasse II tot klasse IVB.

2. Het merendeel van de wateren wordt op basis van de saprobie- index als redelijk (klasse IIIB) beoordeeld.

Klasse II en IIIA worden voornamelijk aangetroffen in de diepe plassen. De klassen IIIB en IVA komen voornamelijk voor in de veenplassen en in de kanalen. Diepe plassen zijn relatief schoon; in de regel zijn ze niet organisch belast door lozingen van afvalwater en niet geëutrofieerd. In veenplassen komt - zoals reeds eerder is aangetoond - vaak een hoge dominantie van blauwalgen voor, waardoor interne saprobiëring plaatsvindt. Kanalen vallen in klasse IIIB en incidenteel in klasse IVA. De

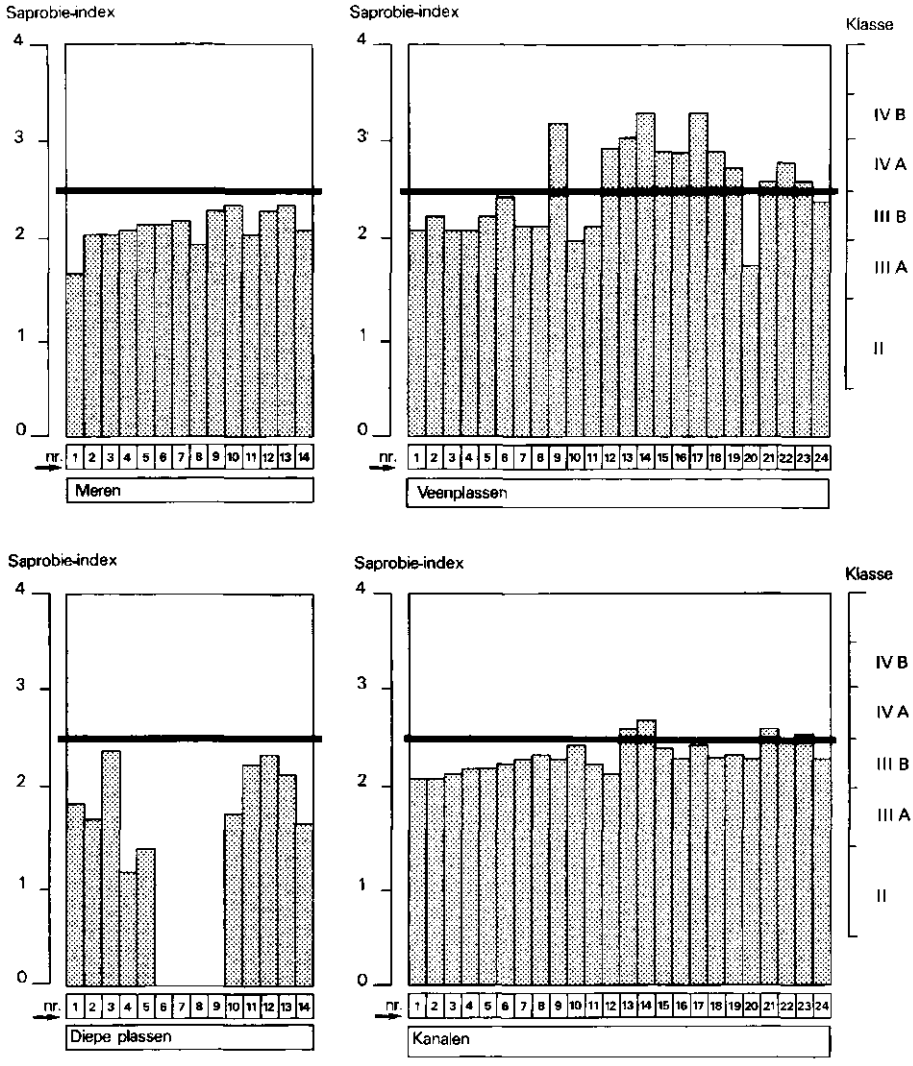


Figuur 39. Percentage blauwalgen. Gemiddelde waarden maart/april, juni en september. Overzicht van bemonsterde wateren in Tabel 8. Markering bij 50% blauwalgen.



Figuur 40. Percentage van dominante blauwalgesoorten (>20% totaal); september. Markering bij 50% blauwalgen.

zuurstofhuishouding wijst - in tegenstelling tot het fytoplankton - op een hogere saprobiegraad. In kanalen komt in de regel geen sterke algengroei voor en zeker geen blauwalgenbloei waardoor de secundaire saprobiëring gering is. Dan blijft de externe saprobiëring over, afkomstig van lozingen. Verder blijkt uit de figuur dat weinig differentiatie optreedt tussen de saprobie-indices van kanalen onderling. Nivellering in deze wateren kan zijn opgetreden door de toevoer van algen van elders. Kanalen dienen immers voor de opvang, het transport en de afvoer van water. In dergelijke wa-



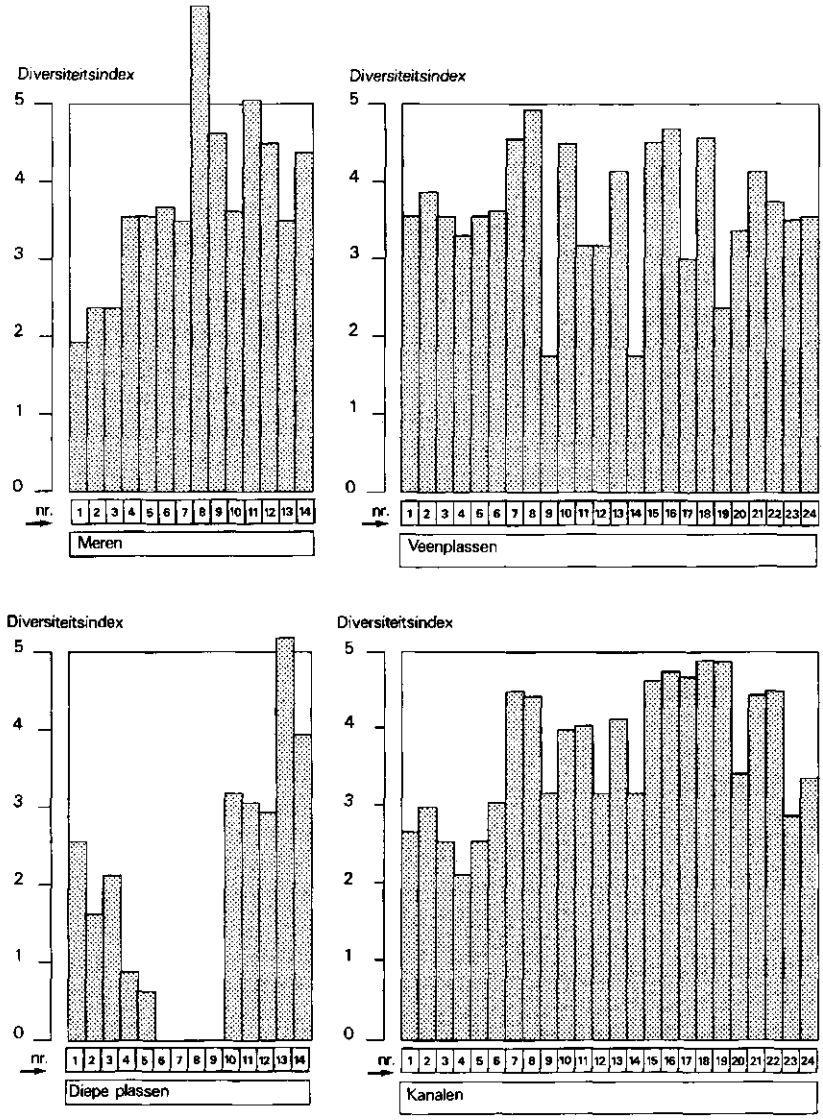
Figuur 41. Saprobie-indices. Gemiddelde waarden maart/april, juni en september. Overzicht van bemonsterde wateren in Tabel 8. Klasse II tot IV: goed tot slecht. Markering bij klasse IIIB.

teren zal aanvullend onderzoek naar plaatsgebonden organismen zoals epifytische diatomeeën meer informatie geven.

c. Diversiteit

In Figuur 42 is een overzicht gegeven van de berekende diversiteitsindices. Uit de gepresenteerde gegevens blijkt het volgende:

1. De diversiteit volgens Margalef varieert van ca. 0,5 tot meer dan 6.
2. In diepe plassen wordt de grootste variatie in diversiteit aangetroffen. In het algemeen is – uitzonderingen daargelaten – de soortenrijkdom in diepe plassen gering.



Figuur 42. Diversiteitsindices. Gemiddelde waarden maart/april, juni en september. Overzicht van bemonsterde wateren in Tabel 8.

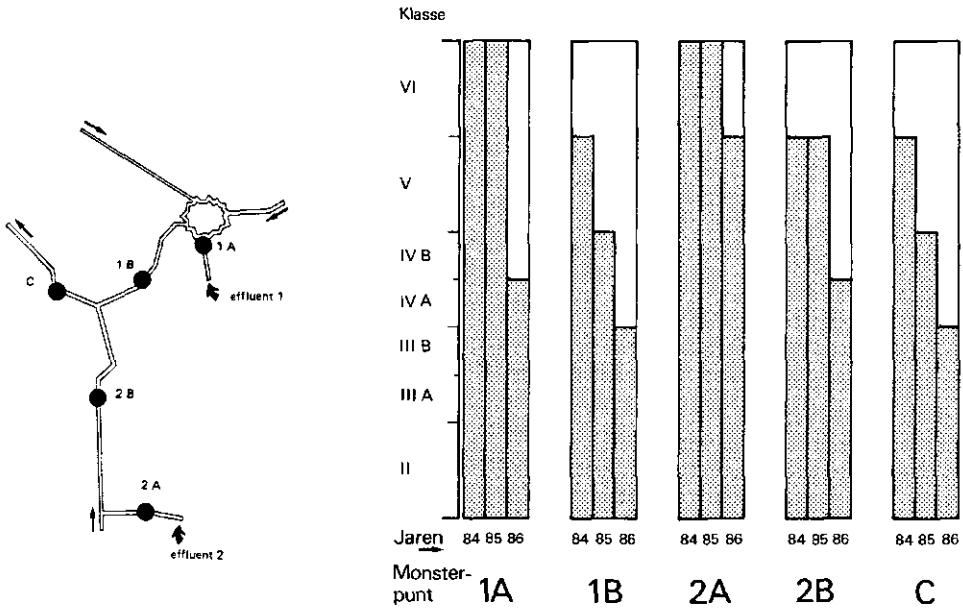
Dit kan te maken hebben met het specifieke milieu, namelijk diep water en 's zomers een gelaagheid in temperatuur en zuurstof, waardoor weinig soorten tot ontwikkeling komen. Verder zijn in diepe plassen vaak voedingsstoffen beperkend voor de algengroei. Dit geldt bijvoorbeeld voor de Twiskeplas (4), waar het water een zeer laag fosfaat- en stikstofgehalte heeft. In kanalen treedt weinig differentiatie in de diversiteit op. Hier vindt – als gevolg van de watertransportfunctie – toevoer van algen van elders plaats, waardoor de diversiteit toeneemt en de verschillen tussen de wateren onderling kleiner worden.

3. Een hoge diversiteit wordt aangetroffen in de schonere wateren en/of in wateren met een grote aanvoer van water van elders, bijvoorbeeld van de veenplassen 't Hol (11), van de diepe plassen de Zevenhuizerplas (13) en van de meren de Mooie Nel (8).
4. Een lage diversiteit wordt aangetroffen in de door blauwalgen gedomineerde wateren, bijvoorbeeld van de meren: het Amstelmeer (1) en van de veenplassen: de Hollands Ankeveense plas (9), de Nieuwkoopse Plassen (14) en de Reeuwijkse Plassen (17).
5. De relatie tussen de diversiteit en de klasseberekening komt duidelijk naar voren bij de veenplassen. In veenplassen van een matige (IVA) of een zeer matige kwaliteit (IVB) is de fytoplanktondiversiteit gering.

Praktijkvoorbeelden bij sanering

Dat veranderingen in de waterkwaliteit met behulp van het ecologisch gericht beoordelingssysteem goed tot uitdrukking komen, blijkt uit de volgende praktijkvoorbeelden.

Het eerste voorbeeld betreft het opheffen van de effluentlozingen van twee rwzi's in het gebied van het zuiveringschap Amstel- en Gooiland. In Figuur 43 zijn de ligging van de monsterpunten en de resultaten schematisch weergegeven. Tot september 1985 is op punt 1 en tot april 1986 op punt 2 het effluent geloosd van twee overbelaste rwzi's. De 'stroomrichting' is van punt 1 via (1)A en (1)B naar C en van punt 2 via (2)A en (2)B naar C. Aan de hand van de ecologisch gerichte beoordeling is af



Figuur 43. Waterkwaliteitsklasse volgens het ecologisch gericht beoordelingssysteem van enkele gesaneerde wateren in het gebied van Amstel- en Gooiland, 1984–1986.

te lezen dat de opheffing van de effluentlozingen tot een aanzienlijke verbetering van de waterkwaliteit heeft geleid. Met de toetsing aan de basiskwaliteit is een verbetering van de waterkwaliteit minder zichtbaar. Zowel voor als na de sanering voldoen geen van de onderzochte wateren aan alle normen van de basiskwaliteit. Wel neemt het aantal parameters af waarvoor de basiskwaliteitsnormen worden overschreden.

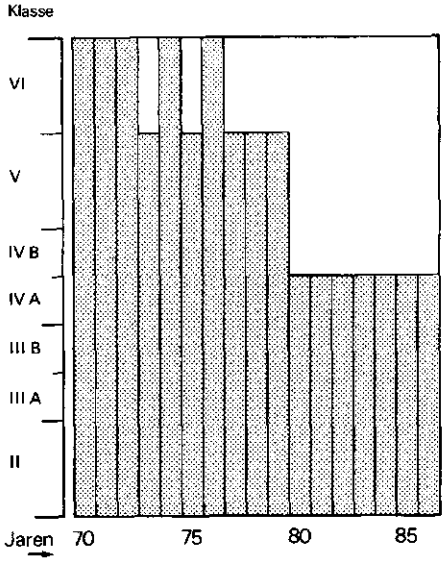
Een tweede praktijkvoorbeeld is afkomstig uit het gebied van het hoogheemraadschap van Rijnland. In Figuur 44 is de waterkwaliteitsklasse volgens het ecologisch gericht beoordelingssysteem weergegeven in de Gouwe bij Rijnlands gemaal 'Mr. Pijnacker Hordijk' te Gouda vanf 1970 tot 1986. Uit de figuur blijkt dat een duidelijke kwaliteitsverbetering is opgetreden, vooral na 1976 toen de rwzi van Gouda is gereedgekomen en de lozing van ongezuiverd afvalwater is opgeheven. Een dergelijke verbetering blijkt niet uit de toetsing aan de basiskwaliteit, want in geen van de beschouwde jaren wordt voldaan aan de basiskwaliteitsnormen. Ook in het aantal parameters waarvoor de basiskwaliteitsnormen worden overschreden, is geen vermindering te zien, terwijl voor een groot aantal aspecten, o.a. de zuurstofhuishouding, de waterkwaliteit wel degelijk verbeterd is. Uit deze praktijkvoorbeelden blijkt duidelijk het onderscheidend vermogen van het ecologisch gericht beoordelingssysteem.

Relaties met andere systemen

Normensysteem IMP basiskwaliteit

De geïnventariseerde wateren zijn getoetst aan enkele normen van de basiskwaliteit. In Tabel 9 zijn het toetsingsresultaat en de ecologische klasse weergegeven. Uit de gegevens blijkt het volgende:

1. Behalve enkele diepe plassen en een enkele veenplas ('t Hol, nr. 11) voldoet vrijwel geen enkel water in Noord- en Zuid-Holland aan alle gestelde normen.



Figuur 44. Waterkwaliteitsklasse volgens het ecologisch gericht beoordelingssysteem in de Gouwe bij Rijnlands gemaal 'Mr. Pijnacker Hordijk' te Gouda, 1970-1986.

Tabel 9. Toetsing aan de IMP-basiskwaliteit en weergave van de ecologische waterkwaliteitsklassen.

Meren

Monster	Doorzicht	O_2	pH	Chlor	Cl^-	P-tot	N-tot	NO_x	BZV	NH_4	NH_3	E-coli	Ecologische klasse
1	■	□	□	□	■	■	■	□	□	□	□	□	III B
2	□	□	□	□	■	■	■	□	□	□	□	□	II
3	□	□	□	□	■	■	■	□	□	□	□	□	III B
4	□	□	□	□	□	■	■	□	□	□	■	□	III A
5	□	□	□	□	□	■	■	□	□	□	■	□	III A
6	□	□	■	□	■	■	■	□	□	□	□	□	III A
7	□	□	□	□	□	■	■	□	□	□	□	□	III B
8	□	□	□	□	■	■	■	□	■	■	■		IV A
9	■	□	□	■	□	■	■	□	■	■	■	□	IV B
10	■	□	□	■	□	■	■	□	■	□	□	□	IV B
11	□	□	□	□	□	■	■	□	□	□	□		III B
12	■	□	□	■	□	■	■	□	■	□	□		IV A
13	■	□	□	■	□	□	■	□	■	□	■		IV A
14	□	□	□	□	□	■	■	□	□	■	□		III B

Diepe plassen

Monster	Doorzicht	O_2	pH	Chlor	Cl^-	P-tot	N-tot	NO_x	BZV	NH_4	NH_3	E-coli	Ecologische klasse
1	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	■	□	III A
2	□	□	□	□	□	■	■	□	□	□	■	□	III B
3	□	□	□	□	■	■	■	□	□	■	■	□	III B
4	□	□	□	□	■	□	□	□	□	□	□	□	II
5	□	□	□	□	■	■	□	□	□	□	■	□	II
6	□	□	□	□	□	□	■	□	□	□	□	□	II
7	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	II
8	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	III A
9	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	II
10	□	□	□	□	□	■	□	□	□	□	■	□	III A
11	□	■	■	□	■	■	■	□	□	□	■	□	III A
12	□	□	□	□	□	□	■	□	□	□	□	□	II
13	□	□	□	□	■	□	■	□	□	□	□	□	II
14	□	■	□	□	□	□	■	□	□	■	■	□	IV A

Veenplassen

Monster	Doorzicht	O_2	pH	Chlor	Cl^-	P-tot	N-tot	NO_x	BZV	NH_4	NH_3	E-coli	Ecologische klasse
1	■	□	□	■	■	■	■	□	■	□	□	□	IV A
2	■	□	□	■	■	■	■	□	■	□	■	□	IV A
3	■	□	□	■	■	■	■	□	■	□	□	□	IV B
4	■	□	□	■	■	■	■	□	■	□	□	□	IV B
5	■	□	□	■	■	■	■	□	■	□	□	□	IV B
6	■	□	□	■	■	■	■	□	■	□	■	□	IV B
7	□	□	□	□	□	□	□	□	■	□	□	□	III B
8	□	□	□	□	□	□	□	□	■	□	□	□	III B
9	■	□	■	■	□	■	■	□	■	□	■	□	IV A
10	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	■	□	III A
11	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	III A
12	■	□	■	■	■	■	■	□	□	□	■	□	IV A
13	■	□	■	■	■	■	■	□	■	□	■	□	IV B
14	■	□	□	■	□	□	■	□	■	□	■	□	IV A
15	■	□	■	■	□	■	■	□	■	□	■	□	IV B
16	■	□	□	□	□	□	■	□	■	□	□	□	III B
17	■	□	□	■	□	□	■	□	■	□	□	□	IV A
18	■	□	□	■	□	■	■	□	■	■	□	□	IV B
19	□	□	□	□	■	■	■	□	□	□	■	□	III B
20	□	□	□	□	□	□	■	□	□	□	□	□	III A
21	■	□	□	■	□	■	■	□	■	■	■		IV B
22	■	□	□	■	□	■	■	□	■	□	□	□	IV A
23	■	□	■	■	□	■	■	□	□	■	■	□	IV B
24	□	□	□	□	□	■	■	□	□	□	□	□	III B

Kanalen

Monster	Doorzicht	O_2	pH	Chlor	Cl^-	P-tot	N-tot	NO_x	BZV	NH_4	NH_3	E-coli	Ecologische klasse
1	□	□	□	□	■	□	□	□	□	□	□	□	III A
2	□	■	□	□	■	■	■	□	□	□	□	□	IV A
3	■	■	□	■	■	■	■	□	□	□	■	□	IV A
4	□	■	□	□	■	■	■	□	□	■	■	■	IV A
5	□	□	□	□	■	■	■	□	□	□	□	□	III B
6	□	■	□	□	■	■	■	□	□	■	■	■	IV A
7	■	□	□	□	■	■	■	□	■	■	■	□	IV B
8	■	■	□	□	■	■	■	□	■	■	■	■	V
9	□	□	□	□	■	■	■	□	□	■	■	□	III B
10	■	□	□	■	■	■	■	□	■	□	□	□	IV A
11	□	■	□	□	■	■	■	□	■	■	■	■	V
12	□	□	□	□	■	■	■	□	□	□	□	□	IV A
13	■	□	□	■	■	■	■	□	■	■	■	■	IV A
14	□	□	□	□	□	■	■	□	□	□	□	■	III A
15	□	□	□	□	■	■	■	□	■	■	■	■	IV A
16	□	■	□	□	□	■	■	□	■	■	■	□	IV B
17	■	■	□	□	□	■	■	□	■	■	□	□	IV A
18	□	□	□	□	□	■	■	□	■	■	□	■	IV A
19	□	■	□	□	□	■	■	□	□	□	■		IV B
20	□	□	□	□	□	■	■	□	□	□	□		IV A
21	□	■	□	□	■	■	■	□	■	■	■		IV A
22	□	□	□	□	■	■	■	□	□	□	□	□	III B
23	□	□	□	■	■	■	■	□	□	□	■	□	IV A
24	■	■	□	□	□	■	■	□	■	■	■	□	IV B

■ Voldoet niet
□ Voldoet wel

2. Normen waaraan niet wordt voldaan, betreffen veelal eutrofiëringsparameters (totaal-P, totaal-N en in mindere mate chlorofyl-a en doorzicht) en vrij ammoniak.
3. De beoordeling van de basiskwaliteit levert weinig nuancering. Een water voldoet wel of niet aan de basiskwaliteit. Meer keus is er niet.

4. De beoordeling volgens de basiskwaliteit geeft een verbrokkeld beeld van de waterkwaliteit.
5. Het ecologisch gericht beoordelingssysteem geeft een totaalbeeld van de waterkwaliteit en een differentiatie in kwaliteitsklassen (II tot en met V).
6. Vergelijking van IMP-normen met ecologische kwaliteitsklassen leert dat de normen voor P, N en NH3 mogelijk te streng zijn.

Ter verduidelijking van bovenstaande punten zijn in Tabel 10 nog enkele voorbeelden gegeven van toetsing van in oorsprong vergelijkbare wateren. Het Uitgeestermeer is venig en heeft in vergelijking met het Alkmaardermeer een hogere algenbiomassa. In de kwaliteitsklassen komt dit verschil tot uiting, in de IMP-basiskwaliteit niet. De verschillen tussen delen van de Ankeveense Plassen, de Reeuwijkse Plassen en de Nieuwkoopse Plassen zijn zichtbaar in de kwaliteitsklassen en stemmen overeen met het fytoplanktonbeeld. In dit beeld komen de verschillen tot uiting in het percentage blauwalgen en de saprobie-index. In de IMP-basiskwaliteit komen de verschillen niet voldoende tot uiting; geen van de genoemde wateren voldoet aan de IMP-basiskwaliteit.

Algemene maatregel van bestuur (AMvB) inzake viswater en zwemwater

Toetsing van de beschouwde wateren aan de AMvB-normen viswater en zwemwater leverde eveneens weinig differentiatie op en geen totaal beeld van de waterkwaliteit. Daarentegen vertoont het ecologisch gericht beoordelingssysteem wel differentiatie in klassen en laat het zien in hoeverre een bepaald water afwijkt van de gewenste klasse.

Tabel 10. Toetsing van de IMP-basiskwaliteit en het ecologisch gericht beoordelingssysteem in enkele buurwateren (– voldoet niet, + voldoet wel).

Water		doorzicht	O_2	pH	Chlor.
(2)	Alkmaardermeer	+	+	+	+
(3)	Alkmaardermeer/Uitgeestermeer	+	+	+	+
(10)	Stichts Ankeveense Plas	+	+	+	+
(9)	Hollands Ankeveense Plas	–	+	+	–
(16)	Reeuwijkse Plassen (Elfhoeven)	–	+	+	+
(17)	Reeuwijkse Plassen (Nieuwenbroek)	–	+	+	–
(14)	Nieuwkoopse Plassen (Noordeinderplas)	–	+	+	–
(13)	Nieuwkoopse Plassen (Zuideinderplas)	–	+	–	–

Water	Cl^-	t-P	t-N	NO_x	BZV	NH_4^+	NH_3	E.coli	Ecologische klasse
(2)	–	–	–	+	+	+	+	+	II
(3)	–	–	–	+	+	+	+	+	IIIB
(10)	+	+	+	+	+	+	–	+	IIIA
(9)	+	–	–	+	–	+	–	+	IVA
(16)	+	+	–	+	–	+	+	+	IIIB
(17)	+	+	–	+	–	+	+	+	IVA
(14)	+	+	–	+	–	+	–	+	IVA
(13)	+	–	–	+	–	+	–	+	IVB

In het Waterkwaliteitsplan van de Provinciale Waterstaat Zuid-Holland (1986) is daarom ook betoogd dat de doelstelling 'viswater' ongeveer gelijk kan worden gesteld met de gewenste klasse IIIB. Als eis voor wateren met de functie viswater geldt klasse IIIB (indicatief) en de AMvB. Voor 'zwemwater' geldt in Zuid-Holland iets dergelijks, waarbij aanvullende normen voor faecale colibacteriën zijn gesteld. Voor nadere nuancering van de viswaterkwaliteit kunnen de resultaten van fytoplanktononderzoek dienen.

CUWVO-indeling

In Tabel 11 zijn de relaties gegeven tussen het ecologisch gericht beoordelingssysteem en de CUWVO-indeling. In klasse II van het ecologisch gericht beoordelingssysteem is er evenwicht tussen opbouw en afbraak en dientengevolge is er bijna geen toevoer van anorganische en organische stoffen. Tevens wordt deze klasse gekenmerkt als soortenrijk. Wateren die zich nog in een natuurlijke toestand bevinden, vallen daarom in deze klasse (= hoogste niveau van de CUWVO-indeling).

In klasse III kan een gedeelte van de toegevoerde en opgebouwde organische stof niet meer volledig worden afgebroken. Het water is nog wel rijk aan soorten organismen. Klasse IIIA is mede op basis van de ingevulde waterkwaliteitsnormen te omschrijven als semi-natuurlijk (= middelste niveau van de CUWVO-indeling). Klasse IIIB komt overeen met de basiskwaliteit (= laagste niveau van de CUWVO-indeling). Klasse IV en V betreffen wateren die zeer sterk geëutrofieerd zijn en/of hoog belast worden met lozingen. In klasse VI vindt een zeer hoge belasting met rioolwater plaats.

De CUWVO-indeling gaat niet verder dan drie niveaus en beoordeelt dus niet lager

Tabel 11. Relatie tussen klassenindeling volgens Caspers en Karbe, IMP-basiskwaliteit en CUWVO-indeling.

Klasse volgens Caspers en Karbe	*CUWVO-indeling*	*Mate/soort van beïnvloeding*
II	hoogste niveau-natuurlijke toestand	onbeïnvloed
III A	middelste niveau semi-natuurlijk	gering beïnvloed
III B	laagste niveau basiskwaliteit	licht belast of geëutrofieerd
IV A		matig belast of geëutrofieerd
IV B		zwaar belast of geëutrofieerd
V		ongezuiverde lozingen
VI		influent rioolwaterzuiverings-inrichtingen

N.B.: Klasse I komt van nature niet voor in West-Nederland.

dan de basiskwaliteit. Het ecologisch gericht beoordelingssysteem doet dit wel. Voor de waterkwaliteitsbeheerder is het belangrijk om te weten hoe ver men bij sanering van het beoogde doel verwijderd is.

Uit het bovenstaande mag blijken dat het ecologisch gericht beoordelingssysteem geschikt is voor de beoordeling van de waterkwaliteit van grotere wateren (Provinciale Waterstaat van Noord-Holland 1983; Tolkamp 1987). Een nuancering van de klassen vindt plaats door invulling van de levensgemeenschappen. Aan het systeem zijn echter nog een aantal aspecten die verder uitgewerkt dienen te worden.

Bioactiviteit

De parameters chlorofyl-a en BZV_5 bij 20°C geven meer een indruk van de mogelijke dan van de actuele bioactiviteit. Caspers en Karbe hebben benadrukt dat juist de actuele intensiteit van de processen bepalend is voor de waterkwaliteit. Gebruik van de BZV_5 bij 20°C als procesparameter is in dit licht nog het meest correct naarmate de temperatuur van het water ligt in de orde van 20°C (zomerperiode). Beter zou zijn in de toekomst als aanvullende opbouwparameter te nemen: BZV in het (dag)licht bij de actuele oppervlaktewatertemperatuur over een nader te bepalen periode en als aanvullende afbraakparameter: BZV in het donker eveneens bij de actuele oppervlaktewatertemperatuur en over een nader te bepalen periode. Voorlopig wordt gebruik gemaakt van de BZV_5 bij 20°C en chlorofyl-a. Als maat voor de mineralisatiegraad zou mogelijk ook het kiemgetal (22°C) als aanvullende parameter kunnen gelden, een bepaling die weinig arbeidsinspanning vraagt.

Zuurstofhuishouding

De indruk bestaat dat het ecologisch gericht beoordelingssysteem ten aanzien van de zuurstofhuishouding (nog) niet voldoende uitgebalanceerd is. In de praktijk blijken namelijk relatief grote schommelingen in de klassen te kunnen optreden (bijv. van IVB naar VI) als gevolg van geringe veranderingen in het percentage gunstige zuurstofwaarnemingen.

Voor een toetsing van de relatie tussen het minimum zuurstofgehalte, het percentage gunstige en zeer goede zuurstofwaarnemingen en de gemiddelde saprobie- en diversiteitsindex van de fytoplanktonsamenstelling zijn gegevens van 40 monsterpunten, gelegen in Zuid-Holland van 1984, met elkaar vergeleken (Tabel 12). Hieruit blijkt dat de in het klassensysteem opgenomen zuurstofparameters slecht gecorreleerd zijn met de overige in het systeem opgenomen parameters. Deze overige parameters met uitzondering van de diversiteit zijn over het algemeen onderling juist wel goed gecorreleerd. De gemiddelde saprobie-index is zelfs (zwak) positief gecorreleerd met het minimumzuurstofgehalte, terwijl juist het tegenovergestelde zou worden verwacht. Dit komt waarschijnlijk doordat een grotere eutrofiëring, die de hoeveelheid algen en de saprobie-index doet stijgen, tevens een hoger minimumzuurstofgehalte veroorzaakt. Blijkbaar is de keuze van de zuurstofparameters (nog) niet optimaal. Het is ook niet eenvoudig om een parameter voor de zuurstofhuishouding te vinden die recht doet aan zowel de invloed van organische vervuiling en eutrofiëring en waarin, conform de ideeën van Caspers en Karbe (1966, 1967), zowel het niveau als de dagelijkse schommeling van het zuurstofgehalte tot uiting komen. Het bovenstaande is enigszins in tegenspraak met het onderzoek van Maenhout (1986). Zij concludeert aan de hand van continue zuurstofmetingen dat klassebepaling op basis van maandelijkse zuurstofmetingen de schommelingen redelijk weergeeft.

Tabel 12. Correlatiematrix van diverse parameters in het ecologisch gericht beoordelingssysteem bepaald aan 40 wateren in Zuid-Holland in 1984.

	BZV	Chlorofyl	Zuurstofhuishouding			Saprobie	Diversiteit
			% min.	% gunstig	% zeer goed		
BZV[1]	1.00	0.89**	−0.06	−0.10	−0.12	0.54**	0.10
Chlorofyl[2]		1.00	0.11	0.12	0.06	0.57**	−0.00
O_2-minimum	1.00	0.75**	0.85**	0.43*	−0.42*		
% gunstige O_2-wrn.				1.00	0.81**	0.25	−0.38*
% zeer goede O_2-wrn.					1.00	0.26	0.39*
Saprobie[3]						1.00	−0.27
Diversiteit[4]							1.00

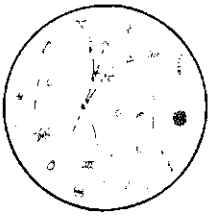
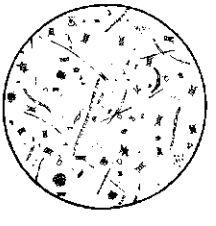
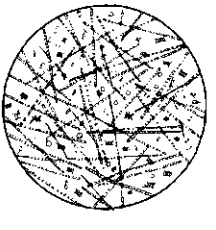
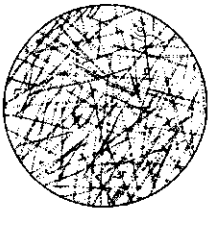
* $P < 0.01$
** $P < 0.001$ (eenzijdig getoetst; $n = 40$)
[1] 75-percentielwaarde van jaarreeks
[2] zomergemiddelde
[3] saprobie-index volgens Pantle & Buck (1955)
[4] diversiteitsindex volgens Margalef

Fytoplankton

In een groot aantal wateren blijkt de invulling van het ecologisch gericht beoordelingssysteem zowel voor fytoplankton als voor de klasseberekening op basis van bioactiviteit en zuurstofhuishouding een eenduidig beeld te geven. Met name in de door blauwalgen gedomineerde veenplassen komt de interne saprobiëring tot uiting in een hoge klasse (IVA en IVB), een hoge saprobie en een lage diversiteit. Voor een aantal wateren komen de vastgestelde klasse en de fytoplanktongegevens echter niet altijd overeen. Toch kan een algendeskundige dikwijls vrij snel op basis van het fytoplanktonbeeld de kwaliteitsklasse van een water bepalen. In Figuur 45 is daarvan een illustratie gegeven. Het verschil in uitkomst en waarneming heeft te maken met de volgende aspecten.

a. Trofie
   In deze studie is het percentage blauwalgen ingebracht als indicatie voor de trofie. Dit gegeven is nog niet ingepast in de kwaliteitsklassen aangezien dit overleg vereist in breder verband.
b. Saprobie
   De saprobie-index dient beter te worden onderbouwd. De berekening is niet nauwkeurig:
   - slechts gemiddeld 50% van de aangetroffen soorten heeft een saprobiewaarde;
   - de toegekende saprobiewaarde is fysiologisch en ecologisch niet voldoende onderbouwd.

   Het bovenstaande vereist nadere studie van de relatie tussen het voorkomen van algesoorten en zuurstofgehalte, BZV, chlorofyl en nutriënten (P, N en Si). Een en ander is mogelijk door uitwisseling van ervaringen van algendeskundigen, zoals dat ook in Oost-Europa plaatsvindt, of door combinatie van algen-gegevens en fysisch-chemische gegevens, opgeslagen bij waterkwaliteitsbeheerders.

	Klasse	Procent blauwalgen	Saprobie-index	Diversiteitsindex
 *Stichts Ankeveense Plassen*	III A	17	1.9	4.5
 *Naardermeer: Bovenste Blik*	III B	6	2.1	4.9
 *Kortenhoefse Plassen: Wijde Gat*	IV A	60	2.9	3.2
 *Nieuwkoopse Plassen: Noordeinderplas*	IV B	88	3.3	1.2

Figuur 45. Schematische voorstelling van fytoplanktonbeeld (september) voor enkele veenplassen.

c. Diversiteit

De diversiteitsindex is niet zonder meer geschikt voor een waterkwaliteitsberekening. Dit heeft te maken met de mate van de soortenrijkdom in de verschillende klassen en de wijze waarop de diversiteitsindex wordt bepaald (berekening uit 100 aselect getelde individuen). Het gebruik van de diversiteitsindex in het systeem dient dan ook nader gedifferentieerd te worden, bijvoorbeeld door onderscheid

te maken in het percentage algemeen voorkomende soorten en de weinig voorkomende, zogenaamde bijzondere soorten in West-Nederland.

Toekomstige werkwijze

Routineonderzoek
De werkwijze voor het controlerend routineonderzoek, dat dient voor het opsporen van trends in de waterkwaliteit, verloopt volgens onderstaande procedure.

1. Biologische waterbeoordeling in grote wateren vindt plaats volgens het ecologisch gericht beoordelingssyteem.
2. De kwaliteitsklasse wordt routinematig berekend op basis van de procesparameters chlorofyl-a, BZV_5 bij 20°C en zuurstofhuishouding.
3. De kwaliteitsklasse van enkele wateren wordt zonodig bijgesteld en verklaard op basis van fytoplanktononderzoek voor:
   a. algenperiodiciteit of percentage blauwalgen gekoppeld aan dominante blauwalgesoorten en chlorofyl-a;
   b. saprobie-index;
   c. diversiteitsindex.
4. In wateren met een fluctuerende kwaliteitsklasse die speciale aandacht vragen, wordt met behulp van biologisch onderzoek nagegaan of er inderdaad een verbetering of verslechtering heeft plaatsgevonden of dat de verschuivingen zijn toe te schrijven aan veranderde omstandigheden, zoals klimatologische verschillen tussen diverse jaren.

Probleemgericht onderzoek
Probleemgericht onderzoek kent een specifieke doelstelling. Voorbeelden waarbij gebruik is gemaakt van het ecologisch gericht beoordelingssysteem zijn:

- effecten van defosfatering van effluenten van rwzi's op de eutrofiëring (Hoogheemraadschap van Rijnland 1984);
- baggeren in poldergebieden (Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden 1986);
- effecten van het storten van bagger in diepe plassen (Werkgroep Hydrobiologie Holland 1986).

Effectstudies vereisen speciaal en vaak gedetailleerd onderzoek. Dit wijkt daardoor af van het algemeen controlerend routineonderzoek. Zo staan in eutrofiëringsonderzoek het fytoplankton en zoöplankton centraal. In het baggeronderzoek zijn macrofauna en eventueel waterplantenonderzoek belangrijk. Ook bij probleemgericht onderzoek kan het ecologisch gericht beoordelingssysteem echter een goed hulpmiddel zijn om effecten op de waterkwaliteit te beschrijven.

Verbetering van het gebruikte systeem
De komende jaren zal worden getracht het ecologisch gericht beoordelingssysteem voor grote wateren te vervolmaken. Met behulp van algesoortenlijsten zal worden geprobeerd met ordinatie- en clustertechnieken meer inzicht te verkrijgen in ecosysteemontwikkeling (Coesel 1981).

Voor een beoordeling van de waterkwaliteit in stilstaande wateren wordt macrofauna in het algemeen van minder groot belang geacht (Claassen 1987) dan andere

ecosysteemcomponenten zoals algen of waterplanten. Toch zijn er aanwijzingen dat informatie over de macrofaunalevensgemeenschap een nuttige rol kan vervullen bij de beoordeling van de waterkwaliteit (Hoogheemraadschap van Delfland 1985; Hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen 1986; Zuiveringschap Amstel- en Gooiland 1987). Sinds het IMP 1985–1989 en de Nota Omgaan met Water is een duidelijke verbreding opgetreden in de manier waarop tegen het begrip waterkwaliteit wordt aangekeken. Deze verbreding zou ook in het in ontwikkeling zijnde ecologische gericht beoordelingssysteem moeten doorklinken.

Het toetsingskader zou mogelijkheden moeten bieden voor een beoordeling van de totale waterkwaliteit. Het gaat dan niet alleen om organische en/of anorganische verontreinigingen van het oppervlaktewater, maar veel meer om de milieukwaliteit waarin ook het voorkomen van voedsel- en leefsubstraat (o.a. waterplanten), bodemsamenstelling en -kwaliteit, en wenselijk gebruik (b.v. scheepvaart) verdisconteerd zijn.

Fytoplankton is zeer klein en heeft een hoge groei- en reactiesnelheid. Het geeft daarmee informatie over effecten op korte termijn. Macrofauna daarentegen is groter en heeft een lagere groeisnelheid. Het geeft meer informatie over lange termijneffecten en over ander negatieve milieu-invloeden (beschoeiingen, beton, baggerstort e.d.). In een biologische waterbeoordeling dienen de verschillende temporele en ruimtelijke schalen van het ecosysteem een rol te spelen om tot een afgewogen oordeel te komen.

Er zal veel aandacht moeten worden besteed aan de presentatie van meer gedetailleerde ecologische informatie van de macrofaunagemeenschappen in stilstaande wateren. Tabel 13 geeft een voorbeeld van de wijze waarop de macrofauna levensgemeenschap reageert op negatieve milieu-invloeden (veel scheepvaart, ontbreken van waterplanten). Uit de macrofaunagegevens blijkt het volgende:

1. In veenplassen zonder scheepvaart blijkt de diversiteit gecorreleerd te zijn met de waterkwaliteit; de diversiteit is hoog in wateren (10 en 11) met een goede kwaliteit

Tabel 13. Macrofaunagegevens en milieufactoren van enkel veenplassen en kanalen.

	Watertype	Diversiteit	Klasse	Scheepvaart(1)	Waterplanten(2)
Veenplassen					
Kinselmeer	6	6.1	IVB	–	–
Stichts Ankeveense Plas	10	11.9	IIIA	–	+
't Hol	11	13.6	IIIA	–	+
Wijde Gat	12	5.4	IVA	–	+/–
Kanalen					
Langereis-Winkelerbrug	2	10.6	IVA	–	+
Knollendammervaart	4	6.2	IVA	+/–	+/–
Omval-Kolhorn	5	9.0	IIIB	+	–
de Gaag	19	5.7	IVB	+/–	+/–

(1) – geen scheepvaart
+/– weinig scheepvaart
+ veel scheepvaart

(2) – geen waterplanten
+/– weinig waterplanten
+ veel waterplanten

(klasse IIIA) en laag in wateren (6 en 12) met een slechtere kwaliteit (klasse IVA en IVB). Verder kan worden opgemerkt dat de macrofaunagemeenschappen in de schonere veenplassen worden gekenmerkt door een aantal soorten die een voorkeur bezitten voor zuurstofrijk, helder en plantenrijk water.

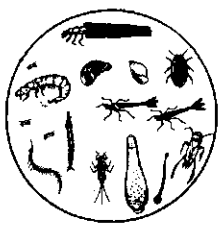
2. In het kanaal Omval-Kolhorn bij Schagen (5) met een goede waterkwaliteit (klasse IIIB) is een relatief lage macrofauna-diversiteit aangetroffen, onder andere als gevolg van scheepvaart (instabiel milieu) en een geringe begroeiing.
3. In twee kanalen (4 en 12) met een matige waterkwaliteit (klasse IVA) is het verschil in diversiteit het gevolg van de invloed van scheepvaart (waardoor plantengroei verdwijnt).
4. In een kanaal (19) met een, op basis van de fysisch-chemische parameters als zeer matig (klasse IVB) beoordeelde waterkwaliteit is de macrofaunadiversiteit laag als gevolg van een tamelijk ongeschikt aquatisch milieu. Dit wordt veroorzaakt door beschoeide oevers, scheepvaart, geringe waterplantengroei en drainagelozingen vanuit de glastuinbouw, waarin toxische stoffen een grote rol spelen.

In Figuur 46 is een schematische voorstelling van het macrofaunabeeld van de bovengenoemde kanalen gegeven. Uit deze figuur blijkt dat in wateren met een hoge diversiteit niet alleen veel soorten voorkomen, maar dat hierin ook bijzonder veel verschillende macrofaunagroepen vertegenwoordigd zijn. Er komen zowel slakken, borstelwormen, kreeftachtigen, bloedzuigers en muggelarven voor, als libellelarven, kevers, kokerjuffers, watermijten en larven van eendagsvliegen. Dit in tegenstelling tot een punt in de Gaag (19) dat door toxische stoffen wordt beïnvloed, waar voornamelijk veel slakken en borstelwormen voorkomen en weinig kreeftachtigen, bloedzuigers en muggelarven.

Uit het bovenstaande kan worden opgemaakt dat voor de macrofaunagemeenschap in genoemde wateren 'vervuiling' (negatieve invloeden op het ecosysteem) veel ruimer moet worden opgevat dan alleen organische of anorganische verontreiniging. Door de samenstelling van macrofaunagemeenschappen in oppervlaktewater te betrekken bij het ecologisch gericht beoordelingssysteem zal meer het totale ecosysteem (Fig. 36B) beoordeeld worden dan uitsluitend de toestand van het water zelf (Fig. 36A).

Samenvatting

1. Deze studie behandelt de ervaringen met het ecologisch gericht beoordelingssysteem op basis van theorieën van Caspers en Karbe toegepast op grote wateren in Noord- en Zuid-Holland. Het gepresenteerde systeem is goedkoop, hanteerbaar voor de waterkwaliteitsbeheerder en geeft snel inzicht in de algemene waterkwaliteit.
2. In Noord- en Zuid-Holland is het raamwerk van Caspers en Karbe voorzien van klassegrenzen voor het chlorofyl-a-gehalte, biologisch zuurstofverbruik en zuurstofgehalte. Tevens is een aanzet gegeven voor een nadere typering van de verschillende klassen met gegevens van de levensgemeenschappen, met name voor fytoplankton.
3. De werking van het systeem is geïllustreerd aan de hand van vier typen wateren: grote meren, veenplassen, kanalen en diepe plassen.
4. De toepassing van het systeem op basis van bioactiviteit en zuurstofhuishouding



	Klasse	Diversiteitsindex
Langereis	IV A	10.6
Knollendammervaart	IV A	6.2
Kanaal Omval - Kolhorn	III B	9.0
Gaag	IV B	5.7

Figuur 46. Schematische voorstelling van het macrofaunabeeld van enkele kanalen.

wijst uit dat meren en diepe plassen in het algemeen een gunstige waterkwaliteitsklasse hebben. Voor veenplassen en kanalen geldt dit veelal niet. In veenplassen blijkt vooral de algenbiomassa en in kanalen de zuurstofhuishouding het knelpunt te zijn.

5. Wateren waarin blauwalgen domineren, behoren veelal tot klasse IVA of IVB, bezitten een hoge saprobiewaarde en veelal een lage diversiteit, ten gevolge van de sterke interne saprobiëring. Voor de overige geïnventariseerde wateren bleken de

correlaties tussen klasse, saprobie- en diversiteitsindex minder duidelijk te zijn en in enkele wateren zelfs afwezig.

6. Bij toetsing aan de normen voor de IMP-basiskwaliteit en de AMvB-normen voor viswater en zwemwater treedt weinig differentiatie op en ontstaat geen totaalbeeld van de waterkwaliteit. Het ecologisch gericht beoordelingssysteem toont daarentegen differentiatie in klassen.
7. De IMP-basiskwaliteit en de CUWVO-indeling zijn goed te relateren aan de onderscheiden waterkwaliteitsklassen volgens Caspers en Karbe.
8. Aan de hand van enkele voorbeelden is betoogd dat de macrofaunagemeenschap een aanvullende parameter kan zijn in het beoordelingssysteem. Het macrofaunaonderzoek - door vele waterkwaliteitsbeheerders reeds opgenomen in het onderzoekprogramma - traceert daarbij niet alleen de invloeden van anorganische en organische verontreinigingen, maar ook andere negatieve invloeden, zoals het ontbreken van een natuurlijke beschoeiing of van waterplanten en geeft daarmee een indruk van de milieukwaliteit.
9. De conclusie is dat het ecologisch gericht beoordelingssysteem een goed meetinstrument is voor het waterkwaliteitsbeheer van grote oppervlaktewateren, zowel voor routine-onderzoek als voor effectstudies.

Stressparameters bij waterorganismen als middel voor het beoordelen van effecten van toxische stoffen

G. van Urk, F.C.M. Kerkum en J.M. Marquenie

Inleiding

Het werkterrein van Rijkswaterstaat als waterkwaliteitsbeheerder omvat de benedenloop van Rijn en Maas, de voormalige estuaria van deze rivieren, die nu getransformeerd zijn tot het Noordelijke Deltabekken, het Westerschelde-estuarium en de kustwateren, en door dammen van het kustwater geïsoleerde wateren zoals de Grevelingen en het IJsselmeer.

Het is een gebied waar totaal verschillende aquatische ecosystemen voorkomen. Algemene karakteristieken van deze ecosystemen zijn een lage diversiteit en een hoge produktiviteit. Een lage diversiteit is in het bijzonder een kenmerk van de brakwaterzones in de estuaria. Deze gebieden kunnen tot de belangrijkste 'wetlands' van de wereld gerekend worden en zijn essentieel voor het voortbestaan van belangrijke populaties watervogels.

In zijn beheersgebied heeft Rijkswaterstaat te maken met verschillende soorten verontreinigingen, voor het overgrote deel afkomstig van de Rijn. Sladécek (1978) heeft een poging gedaan alle typen waterverontreiniging in één schema onder te brengen. Vereenvoudigd ziet dit er als volgt uit:

limnosaprobieën (oppervlaktewater)	eusaprobieën (afvalwater)
katharobieën (grondwater)	transsaprobieën (o.a. toxisch water)

De transsaprobieën staan daarbij los van de overige categorieën. Voor toxiciteit gebruikt Sladécek in dit verband ook de term 'antisaprobie'.

Toxiciteit kan de normale respons van een ecosysteem op de toevoer van organisch materiaal of nutriënten maskeren en de toestand van een systeem dat beïnvloed wordt door toxische stoffen, kan niet beoordeeld worden via systemen gebaseerd op deze normale respons. Eén enkel alternatief beoordelingssyteem voor alle toxische stoffen is niet mogelijk omdat de effecten van deze stoffen sterk verschillen. Voor sommigen is dit aanleiding het idee van biologische beoordeling van de effecten van toxische stoffen helemaal te laten varen en volledig af te gaan op chemische analyses in relatie tot concentratienormen. Langs analytisch-chemische weg is de totale belasting van de rijkswateren met toxische stoffen echter niet te karakteriseren omdat er geen bruikbare methoden bestaan om metaalspecies te onderscheiden en de organische microverontreinigingen in de rivieren maar zeer ten dele geïdentificeerd zijn. Daarom is toch een beoordeling nodig gebaseerd op de biologische effecten van toxische stoffen, aan de hand van zogenaamde stressparameters.

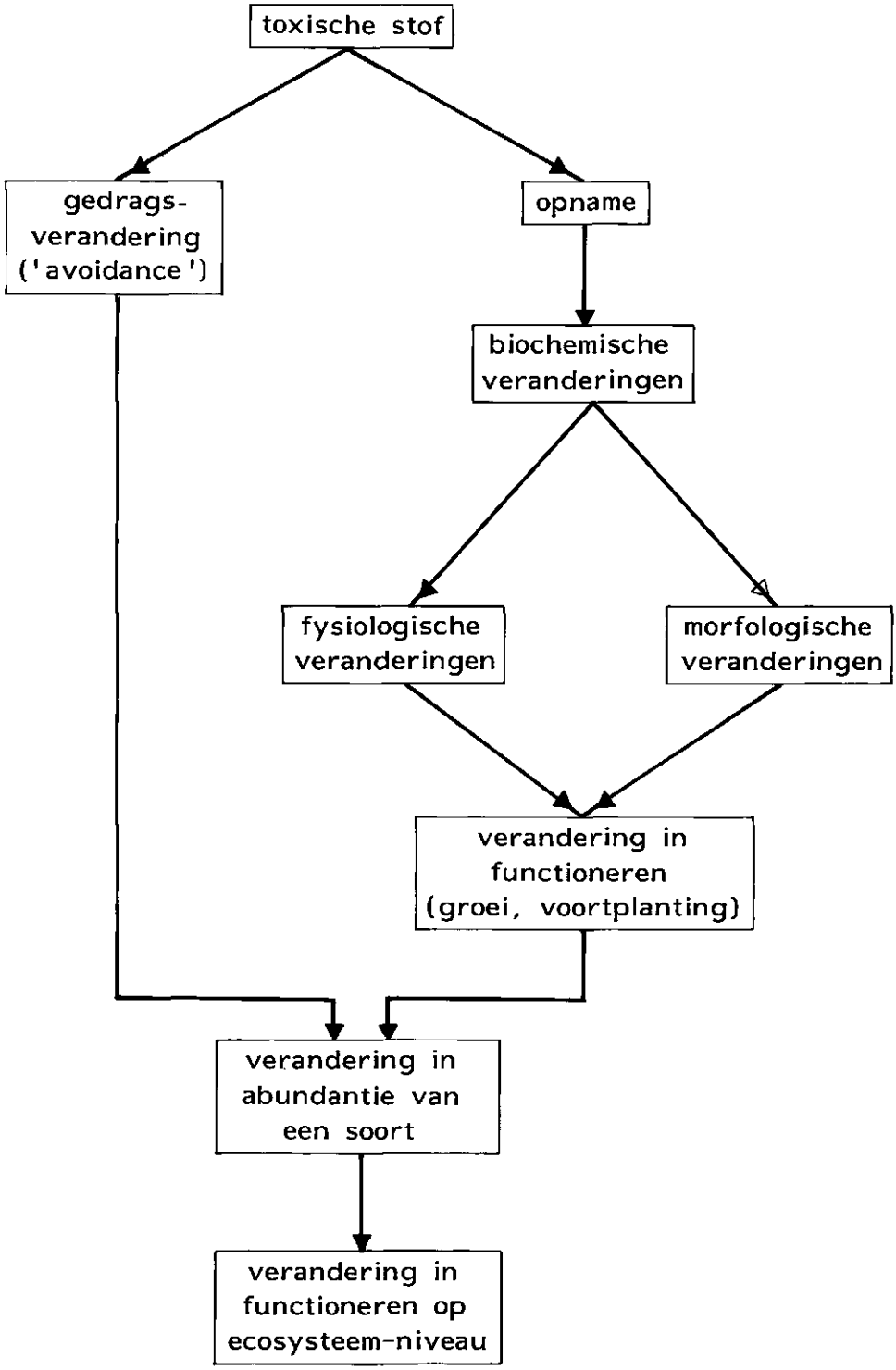
Omschrijving van stressparameters

'Stress' is een algemene aanduiding voor ongunstige milieu-invloeden op organismen. Er zijn vele andere definities van stress maar die zijn doorgaans niet verhelderend. De oorzaken van stress kunnen natuurlijk zijn, zoals ongunstige weersomstandigheden, maar stress kan ook door menselijke activiteiten veroorzaakt worden en geheel vreemd zijn aan het natuurlijke milieu, zoals onder invloed van veel toxische stoffen het geval is.

De route waarlangs een toxische stof inwerkt op een biologisch systeem is globaal weergegeven in Figuur 47, vereenvoudigd naar Sheehan et al. (1984). Toxische stoffen hebben verschillende aangrijpingspunten op moleculair niveau, maar uiteindelijk is het effect het disfunctioneren van het systeem. De aanwezigheid van stress in het milieu kan worden vastgesteld via meting van een van de veranderingen aangegeven in Figuur 47. Hoe hoger in het schema, des te specifieker is een gemeten verandering voor een bepaalde stof, maar des te groter is de onzekerheid over de ecologische betekenis.

Om voor het hier gestelde doel geschikt te zijn, moet de te meten parameter zo min mogelijk beïnvloed worden door stress veroorzakende systeemeigen factoren, maar ook niet zo specifiek zijn dat slechts het effect van een enkele toxische stof geregistreerd wordt. Bovendien moet deze parameter al duidelijke indicaties geven van effecten, voordat sprake is van ontwrichting van het hele systeem. Deze laatste eis hangt samen met het verschil in beoordeling van stress ten gevolge van systeemeigen (soms natuurlijke) factoren en stress ten gevolge van systeemvreemde factoren. De getalswaarden van systeemeigen factoren, waarvan in Tabel 14 een aantal voorbeelden wordt genoemd, verschillen per watertype en die verschillen dragen bij tot de natuurlijke differentiatie.

Waar het systeemeigen factoren betreft, wordt een zekere mate van beïnvloeding doorgaans acceptabel geacht, gedifferentieerd naar type en functie van het desbetreffende water (Tabel 14). Bij systeemvreemde toxische stoffen gaat normering er doorgaans vanuit dat het 'effect level' vermeden moet worden, en dat differentiatie naar watertype niet zinvol is. De reden om bij systeemeigen parameters wel beïnvloeding



Figuur 47. De inwerking van een toxische stof op een biologisch systeem.

Tabel 14. Systeemeigen parameters.

Fysische factoren	*Chemische factoren*
Stroomsnelheid	Chloride
Temperatuur	Hardheid
Gehalte gesuspendeerd materiaal	Natrium
Sedimentbeweging	Kalium
Korrelgrootteverdeling sediment	Magnesium
	Calcium
(Kwantiteit; periodieke uitdroging)	Sulfaat
	Fosfaat
	Stikstof
	Zuurstof
	pH

te accepteren en bij systeemvreemde parameters doorgaans niet, zal vooral gelegen zijn in de onbekendheid met effecten van toxische stoffen op lange termijn en de nauwe relatie met de volksgezondheid.

Keuze van te onderzoeken stressparameters

Veel kennis van de effecten van toxische stoffen op (water)organismen is verkregen via experimenteel onderzoek in het laboratorium. Dat onderzoek is vaak gericht op dosis-effectrelaties en niet op het verkrijgen van een goed inzicht in de kwalitatieve aspecten van de toxische werking van de stof.

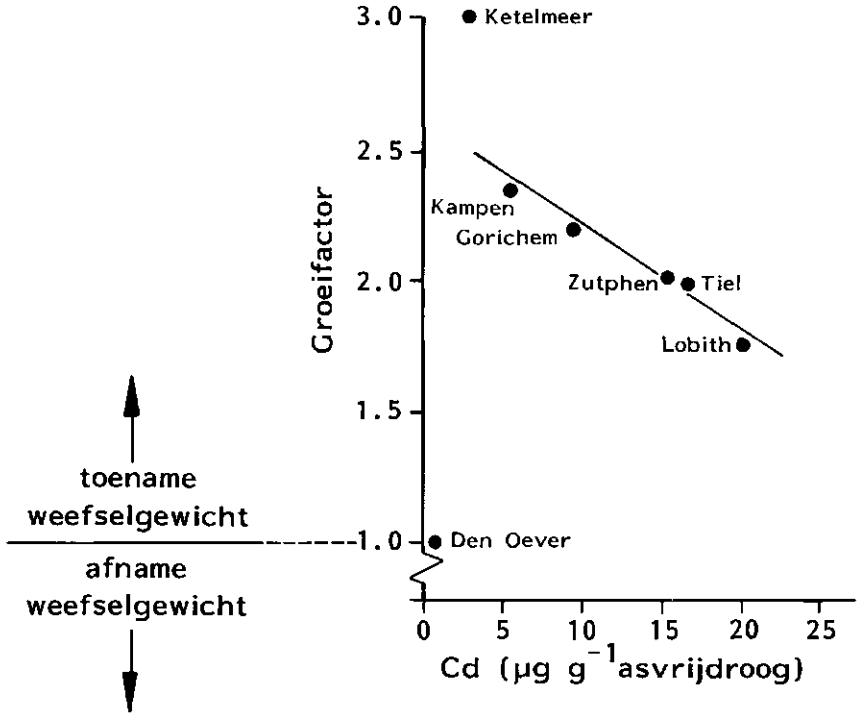
Juist dosis-effectrelaties zijn moeilijk vanuit de laboratoriumsituatie naar de veldsituatie te extrapoleren, vooral wanneer parameters als groei en reproduktie gemeten worden die in de veldsituatie zeer variabel kunnen zijn en ook sterk beïnvloed worden door natuurlijke stressfactoren. Waar natuurlijke stressfactoren zoals voedselschaarste in het experimenteel onderzoek worden betrokken, levert dit veel informatie over de betrekkelijkheid van 'no-effect levels' maar helpt niet effecten in de veldsituatie op te sporen. Dit zou wel mogelijk zijn door in experimenten biochemische en fysiologische of pathologische veranderingen te identificeren, die meer of minder specifiek wijzen op blootstelling aan toxische stoffen, en deze veranderingen te volgen in de veldsituatie.

Bij voldoende intensief onderzoek in de veldsituatie worden (vermoedelijke) effecten van toxische stoffen zichtbaar die in experimenteel onderzoek in het laboratorium niet waargenomen worden, omdat het scala aan experimentele mogelijkheden beperkt is in vergelijking met de complexe veldsituatie. Genoemd kunnen worden het optreden van ziekten en gezwellen bij vissen in verontreinigde kustwateren. McIntyre en Pearce (1980) geven hiervan een aantal illustratieve voorbeelden. Ook van de Rijn is een dergelijk voorbeeld bekend, namelijk het optreden van mopsneuzen en andere skeletmisvormingen bij brasem (Slooff 1983).

Bij het biologisch onderzoek van macro-invertebraten in de rijkswateren (met name de Rijn) zijn eveneens een aantal waarnemingen gedaan die de effecten van toxische stoffen kunnen indiceren. Enkele voorbeelden worden hier besproken.

Driehoeksmosselen (Dreissena polymorpha) en zware metalen in de IJssel
Op welke manier de verandering in abundantie van een soort in verband kan worden gebracht met een toxische stof, kan worden toegelicht met behulp van gegevens over driehoeksmosselen in de IJssel. Uit de jaren zestig en begin zeventig zijn geen waarnemingen van driehoeksmosselen uit de Nederlandse Rijntakken gerapporteerd. In 1975 zijn echter vrij grote aantallen in de IJssel gevonden en sindsdien zijn ze elk jaar aanwezig geweest, zij het in wisselende aantallen. De oorzaak van de wisselende aantallen kan liggen in het voortplantingssucces of in de groei en mortaliteit van de jonge mosseltjes. In de voortplantingscyclus van driehoeksmosselen zit een planktonisch larvestadium; aanvoer van mosselbroed vindt plaats vanuit bovenstroomse riviertrajecten. Veranderingen in de intensiteit van de broedval hoeven dus niet alleen door de omstandigheden ter plaatse bepaald te worden.

Groei kan beter aan de lokale omstandigheden gerelateerd worden dan reproduktie. Vanaf 1977 is de driehoeksmossel gebruikt als monitororganisme om de belasting van de biota in Rijn en Maas met zware metalen te meten (project ZMAS; Hueck-van der Plas 1984). Naast analyses van het gehalte van zware metalen in de mosselen is daarbij ook de gewichtsverandering van mosselen bepaald. Daarbij viel op dat in het Nederlandse deel van de Rijntakken de groei bovenstrooms minder was dan benedenstrooms. 'Systeemeigen' factoren (zuurstof, voedsel, stroming) gaven



Figuur 48. De relatie tussen de weefselgroei van driehoeksmosselen en het cadmiumgehalte in de mosselen in een expositie-experiment van zestig dagen in de Rijntakken in 1979 (Hueck-van der Plas 1984).

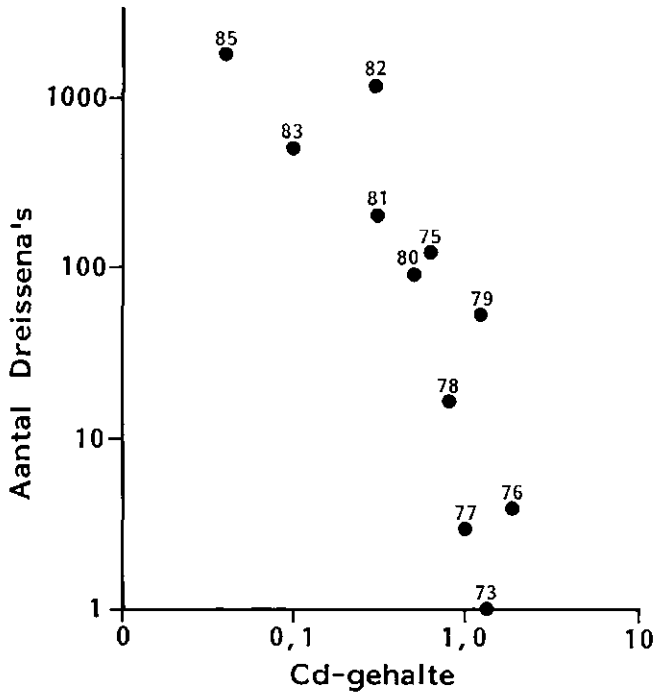
geen verklaring voor dat verschil. De waterkwaliteit op verschillende punten in de Rijntakken vertoont maar marginale verschillen zodat hierin ook geen aanknopingspunten gevonden werden.

Als echter het cadmiumgehalte in de mosselen naast de groeigegevens wordt gelegd, blijkt er een duidelijke correlatie (Fig. 48). Bekend is dat cadmium in organismen kan worden gebonden aan metallothioneïnen, speciale eiwitten die zowel voor detoxificatie van giftige metalen als voor regulering van essentiële metalen kunnen zorgen. Aanmaak van metallothioneïnen vraagt energie, hetgeen ten koste gaat van de groeimogelijkheden.

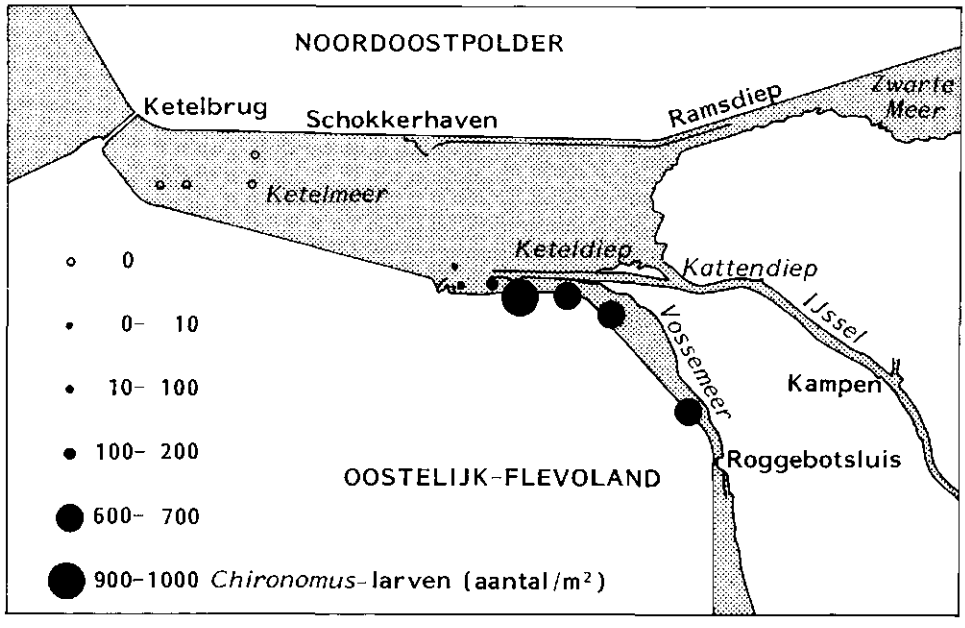
Het verschil in groei en in de opname van cadmium tussen de locaties op de riviertrajecten zoals in Figuur 48 weergegeven, wordt veroorzaakt door de vorm waarin het cadmium aanwezig is, ook wel de speciatie van cadmium genoemd. Via chemische analyses van het routineprogramma wordt dit verschil niet gedetecteerd. In een tijdreeks speelt dit verschil in speciatie geen rol en dan blijkt duidelijk de correlatie tussen het metaalgehalte van het rivierwater en de aantallen mosselen (Fig. 49).

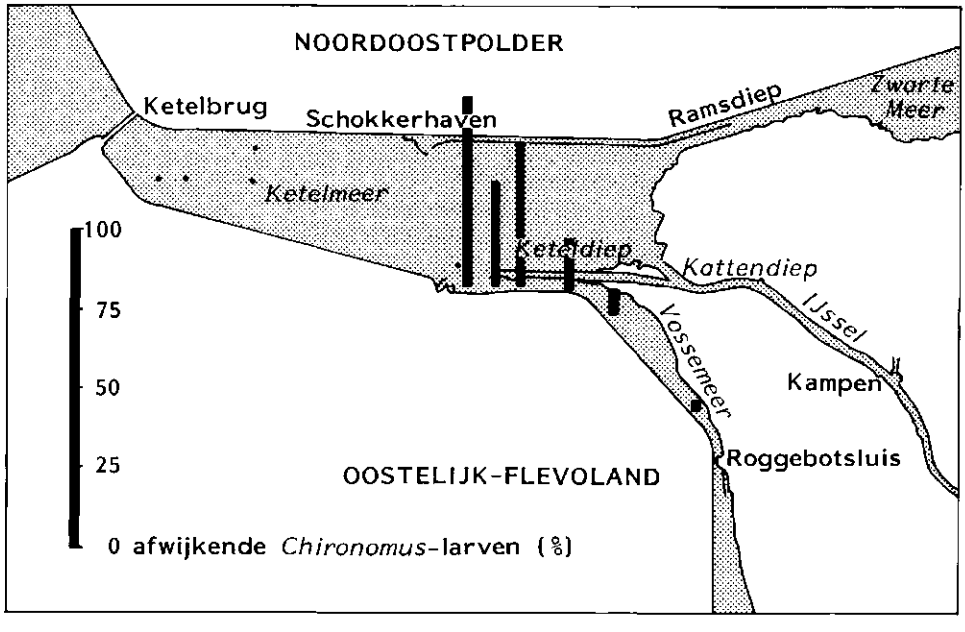
Door metingen van de groei, gecombineerd met kennis van de biochemie van de metaalopname van driehoeksmosselen, kan een causale relatie waarschijnlijk worden gemaakt die ook via experimenten is geverifieerd (Van Urk & Marquenie, in voorbereiding). De verminderde groei kan als een stressparameter worden opgevat.

Uit het voorgaande over de vorming van metallothioneïnen volgt dat de aanwezigheid van verhoogde gehalten aan zware metalen een indicatie van stress is, en dat



Figuur 49. Aantallen driehoeksmosselen in monsters van de kribben van de IJssel en het gemiddeld gehalte aan opgelost cadmium (μg/l) in de Rijn bij Lobith in het derde kwartaal. De mosselmonsters werden eind september verzameld.





Figuur 50. Dichtheid (boven) en percentage misvormingen (onder) van Chironomuslarven in het vierde stadium in oktober 1986.

geen 'no-effect level' bestaat. Die conclusie kan ook worden getrokken uit experimenten met Daphnia's en cadmium, waarbij natuurlijke stressfactoren, zoals voedseltekort zijn geïntroduceerd (Van Leeuwen 1986).

Morfologische veranderingen bij Chironomus sp.
Het bovenstaande vormt een voorbeeld van een stressfactor waarvan het effect, via kennis van de biochemische veranderingen door expositie aan een toxische stof, waarschijnlijk kan worden gemaakt. De biochemie en fysiologie van waterorganismen zijn echter in veel opzichten nog slecht bekend zodat vaak moeilijk is aan te geven wat de normale waarden zijn voor biochemische en fysiologische parameters. Bovendien zijn vaak ingewikkelde analysemethoden nodig om deze parameters te bepalen, en alleen waar zeer duidelijke aanwijzingen zijn voor effecten is het zinvol dit soort parameters op te nemen in een monitoringprogramma. Morfologische veranderingen (misvormingen) kunnen beter geschikt zijn voor de monitoring van stress, omdat ze eenvoudig zichtbaar zijn.

Een voorbeeld hiervan zijn de misvormingen die voorkomen bij Chironomuslarven uit Rijnsediment (Van Urk & Kerkum 1986). Om de betekenis van deze parameter te illustreren is in dit geval een vervuilingsgradiënt bestudeerd in Ketelmeer en Vossemeer (Fig. 50). Op de meeste punten in het Ketelmeer komen geen Chironomuslarven voor; op de grens van Ketelmeer en Vossemeer worden lage dichtheden gevonden die verderop in het Vossemeer geleidelijk toenemen. Het percentage misvormingen is laag in het oostelijk deel van het Vossemeer bij de Roggebotsluizen en loopt op naarmate de monsterpunten dichter bij de IJsselmonding (Keteldiep) liggen.

Worden verspreiding en percentage misvormingen vergeleken, dan valt op dat het percentage misvormingen eerder een indicatie geeft dat er iets mis is in het Ketelmeer dan het verspreidingsbeeld. Het percentage misvormingen functioneert als een vroeg signaal van aanwezigheid van toxische stoffen. In dit opzicht is het opvallend dat verhoogde frequenties van misvormingen ook gevonden worden in een gebied als de Oostvaardersplassen, waar de natuurontwikkeling weinig beïnvloed lijkt te worden door toxische stoffen. Lage waarden van enkele tienden van procenten van misvormingen die in de literatuur genoemd worden, zijn tot dusver niet in Nederland gevonden. Uit de waarnemingen in de Oostvaardersplassen is de conclusie getrokken dat onder veldcondities misvormde larven zich niet tot volwassen muggen ontwikkelen (Van Urk & Kerkum 1986). Er is echter ook een fractie uiterlijk normale larven die zich niet verder ontwikkelen. Meting van biochemische of fysiologische parameters aan deze larven zou mogelijk nog een gevoeligere stressparameter kunnen opleveren.

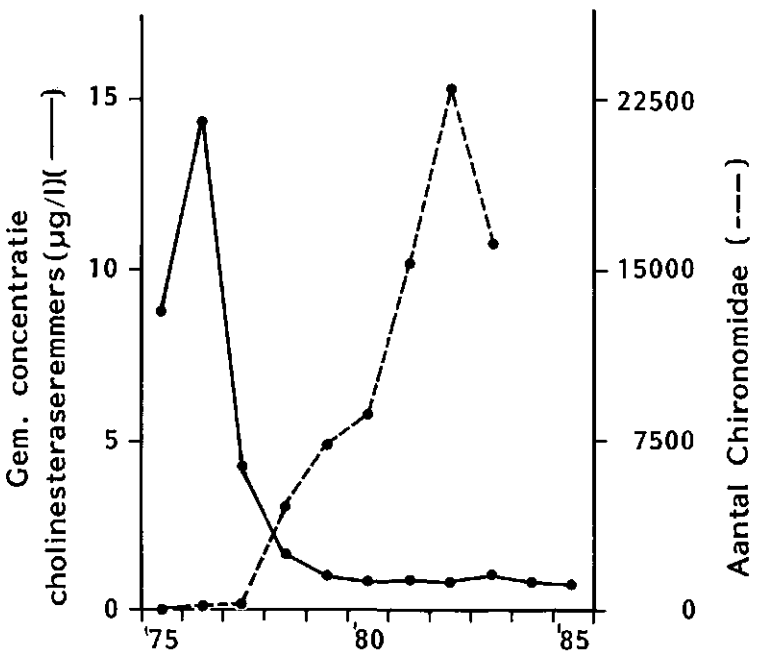
De relatie tussen deze misvormingen en de aanwezigheid van toxische stoffen is tot dusver vrijwel geheel gebaseerd op veldgegevens, en nauwelijks via experimenten onderbouwd. De geschiedenis van de biologische waterbeoordeling geeft aan dat een empirisch systeem grote waarde kan hebben. Maar om tot gerichte saneringen te komen zou, hetzij empirisch hetzij experimenteel, duidelijk moeten worden welke stoffen dit soort misvormingen veroorzaken.

Waterbeoordeling op basis van stressparameters

Bij parameters als de frequentie van misvormingen kan nauwelijks gesproken worden van een 'beoordelingssysteem'. Afwijkingen van de als 'normaal' beschouwde waarde zijn op zichzelf al een getalswaarde die direct voor verschillende wateren vergeleken kan worden. De soms moeizame procedure om een serie kwalitatieve gegevens, die alleen biologen begrijpen, in een getalswaarde om te zetten, is hierbij niet nodig.

Een beoordelingssysteem komt pas aan de orde als voor een oppervlaktewater veel numerieke waarden van verschillende stress-parameters bekend zijn, betrekking hebbend op verschillende populaties of verschillende functies binnen het ecosysteem, en die waarden tegengestelde indicaties geven. Pas in die situatie komt de vraag op welke parameter als meest relevant voor effecten op ecosysteemniveau beschouwd moet worden.

Een voorbeeld voor de relatie tussen een stressparameter en de samenstelling van de levensgemeenschap in de Rijn is cholinesteraseremming van het rivierwater en de aantallen Chironomidae, de belangrijkste groep onder de macro-invertebraten (Fig. 51). In de weergegeven paraoxon-eenheden wordt wellicht eerder een chemisch-analytische parameter gezien dan een biologische stressparameter, maar dat is slechts een gevolg van de standaardisatie van de bepalingsmethode. Het heeft praktische voordelen de bepaling uit te voeren met een enzympreparaat, in plaats van de cholinesteraseactiviteit in organismen te meten, maar het principe is hetzelfde.



Figuur 51. Jaargemiddelden van het gehalte aan cholinesteraseremmers in de Rijn bij Lobith (in paraoxon-eenheden µg/l) en aantallen Chironomidae in monsters van de kribben van de IJssel, genomen eind september.

Wellicht zijn er nog andere kwaliteitsparameters waarvan het verloop tussen 1974 en 1985 overeenkomst vertoont met dat van de cholinesteraseremming. Dat het hier een causaal verband betreft, is zeer waarschijnlijk gezien de experimentele gegevens (McEwen & Stephenson 1979) en de waarnemingen na de Sandoz-affaire (Van Urk & Kerkum 1987).

Voor de praktijk is het bijzonder belangrijk dat een stress-factor gemeten kan worden via een methode die toepasbaar is voor watermonsters, in het bijzonder voor afvalwatermonsters. Dat helpt de belangrijkste bronnen van verontreiniging op te sporen en te saneren. Welk beoordelingssysteem ook voor de Rijn wordt toegepast, het zal uitwijzen dat de rivier er in biologisch opzicht slecht aan toe is. Als het onderzoek niet meer oplevert dan deze conclusie, is het weinig zinvol. Zinvol wordt het pas als ook wegen kunnen worden aangegeven voor verbetering van de situatie.

Er zijn natuurlijk andere factoren dan de aanwezigheid van toxische stoffen die mede bepalend zijn voor de slechte toestand van de Rijn. In de complexe situatie van deze rivier moet echter het effect van afzonderlijke factoren zo goed mogelijk geëvalueerd kunnen worden. Behalve de als voorbeeld genoemde parameters zijn vele andere stressparameters denkbaar. Uiteindelijk zal de methodiek zover ontwikkeld moeten worden dat experimenteel onderzoek mogelijk is met organismen waarvan het voorkomen in rivieren verwacht mag worden, maar die momenteel in de Rijn totaal ontbreken.

Bruikbaarheid van stressparameters in het mariene milieu

De situatie in het mariene milieu is in veel opzichten tegengesteld aan die in de Rijn. De zee is relatief weinig beïnvloed, met de nadruk op relatief. Veranderingen op ecosysteemniveau als gevolg van verontreiniging zijn slechts zeer lokaal waargenomen. De aantalsveranderingen in zeehondenpopulaties en het voorkomen van visziekten zijn echter wel signalen dat het mariene milieu bedreigd wordt. Het is goed eraan te herinneren dat de visotter een toppredator uit de binnenwateren vergelijkbaar met de zeehond, in nog veel sterkere mate in aantal is gereduceerd. Veranderingen op ecosysteemniveau in het mariene milieu zouden catastrofaal zijn. Om de in vergelijking met het binnenwater gunstige situatie te handhaven en te verbeteren, is het nodig parameters te identificeren die tijdig een waarschuwing ('early warning') voor effecten van verontreiniging kunnen geven. Gelukkig moet daar nu nog naar gezocht worden. Effecten, vergelijkbaar met de Chironomusmisvormingen, zijn er in het mariene milieu nog weinig.

Het lijdt echter geen twijfel dat bij ontwikkeling van gevoeliger meetmethoden voor stressparameters wel andere biologische effecten van zeeverontreiniging gevonden kunnen worden. Een overzicht van mogelijkheden op dit gebied wordt gegeven door McIntyre & Pearce (1980). Het is een aanpak die duidelijk afwijkt van biologisch beoordelen in kleinere binnenwateren. Dit is het gevolg van de verschillende aard van de praktijkproblemen die zich in de rijkswateren niet in de termen 'saprobie' of 'trofie' laten indelen.

Samenvatting

Verontreinigingen kunnen niet of slechts gedeeltelijk via analytisch-chemische methoden gekarakteriseerd worden omdat er geen bruikbare methoden bestaan om metaalspecies te onderscheiden en omdat de organische microverontreinigingen maar zeer ten dele geïdentificeerd zijn. Voor het beoordelen van deze vormen van verontreiniging zijn aanvullende biologische parameters nodig, gerelateerd aan de effecten van toxische stoffen. Via deze parameters moet een beeld verkregen worden van de mate van 'stress' van organismen (de conditie ten opzichte van een normale gezonde toestand). Parameters moeten een functie zijn van de belasting met toxische stoffen en onafhankelijk van andere ecologische factoren, zodat ze in verschillende watertypen te gebruiken zijn.

Deze stressparameters en de daaraan gekoppelde beoordeling worden aan de (eco)toxicologie ontleend. Een dergelijke beoordeling wordt niet op ecosysteemniveau verricht maar op populatieniveau. Als de keuze van de te onderzoeken soorten en parameters goed onderbouwd is, vormt dit geen probleem. In de praktijk wordt met dit type parameters gewerkt. Het wordt hier toegelicht met gegevens over misvormingen bij Chironomuslarven en met gegevens over de rol van zware metalen bij het voorkomen van driehoeksmosselen in het Rijnstroomgebied. Tevens worden de mogelijkheden voor vergelijkbaar onderzoek in de getijdewateren betrokken.

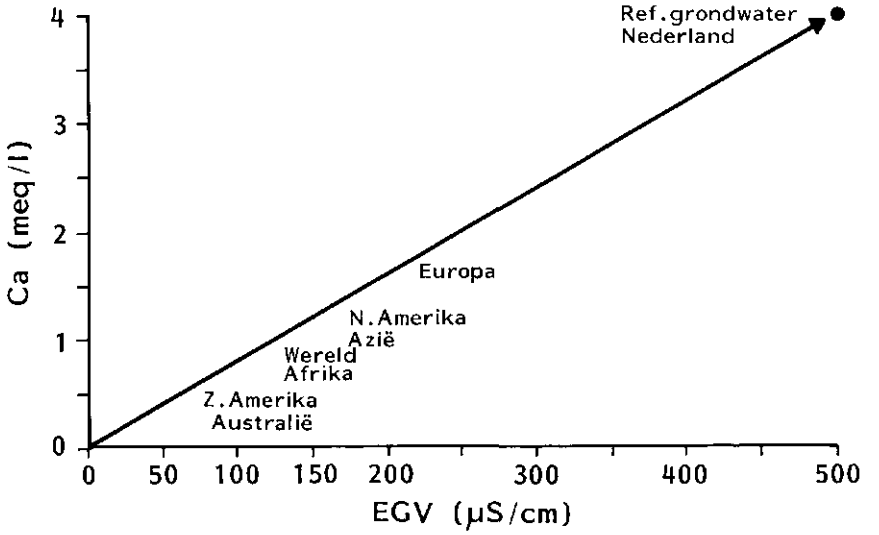
De relatie tussen metingen aan stressparameters en een beoordeling op basis van macro-invertebraten wordt met gegevens uit de IJssel toegelicht.

De macro-ionensamenstelling van zoet water, een instrument voor regionale typologie?

A. Klink

De afkomst van macro-ionen in het oppervlaktewater

Macro-ionen worden voornamelijk aan het oppervlaktewater toegevoegd door chemische en mechanische verwering van gesteenten. De samenstelling van het uitgangsmateriaal en de mate waarin bepaalde chemische verbindingen tot verwering komen, hebben tot gevolg dat het oppervlaktewater op de aarde $HCO3^-$, Cl^- en SO_4^{2-} bevat als voornaamste anionen. Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{2+} en K^+ zijn de belangrijkste kationen. In deze bijdrage ligt de nadruk op het calciumgehalte van water omdat dit ion de potentiële voedselrijkdom van een water bepaalt (Redeke 1948). In Figuur 52 zijn de Ca-gehalten van het gemiddelde rivierwater uitgezet tegen het geleidingsvermogen van het water als maat voor de totale som aan kat- of anionen. Uit de figuur zijn twee relevante zaken af te leiden. Ten eerste het lineaire verband tussen de hoeveelheid Ca^{2+} en de totale ionensom en ten tweede dat rivieren van de continenten op het noordelijk halfrond kalk- en ionenrijker water bevatten dan die op het zuidelijk halfrond. Het lineaire verband tussen Ca-gehalte en de totale ionensom wordt veroorzaakt door de snelle verwering van Ca^{2+} uit gesteenten ten opzichte van de andere kationen. Het Ca^{2+} neemt daardoor vaker deel aan de kringloop van mineralen, met als gevolg dat ca. 80% van de kationen in het zoete water bestaat uit Ca^{2+}. Rivieren in aride gebieden kunnen een afwijkende ionensamenstelling hebben



Figuur 52. De gemiddelde ionensamenstelling van rivierwater in de wereld (Livingstone 1963). De referentie van het natuurlijke grondwater in Nederland is overgenomen uit Van Wirdum (1980). Dit is de hoogste ionensom met bijbehorend kalkgehalte die in het zoete Nederlandse water van nature is aan te treffen.

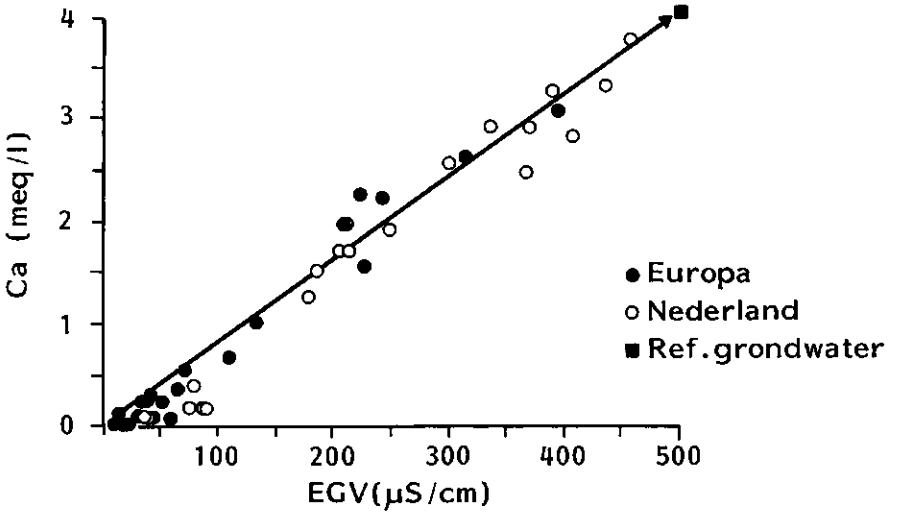
indien ze door afzettingen van steenzout of gips stromen. Op wereldschaal zijn deze wateren echter van ondergeschikt belang (Pannekoek & Van Straaten 1982). Het feit dat de continenten op het noordelijk halfrond kalkrijker zijn dan op het zuidelijk halfrond heeft te maken met de jongere leeftijd van de noordelijke continenten. Hierdoor bevatten ze relatief meer jonge (kalkrijke) afzettingen (Pannekoek & Van Straaten 1982; Zuurdeeg 1979).

De ionensamenstelling van het zoete oppervlaktewater in Europa

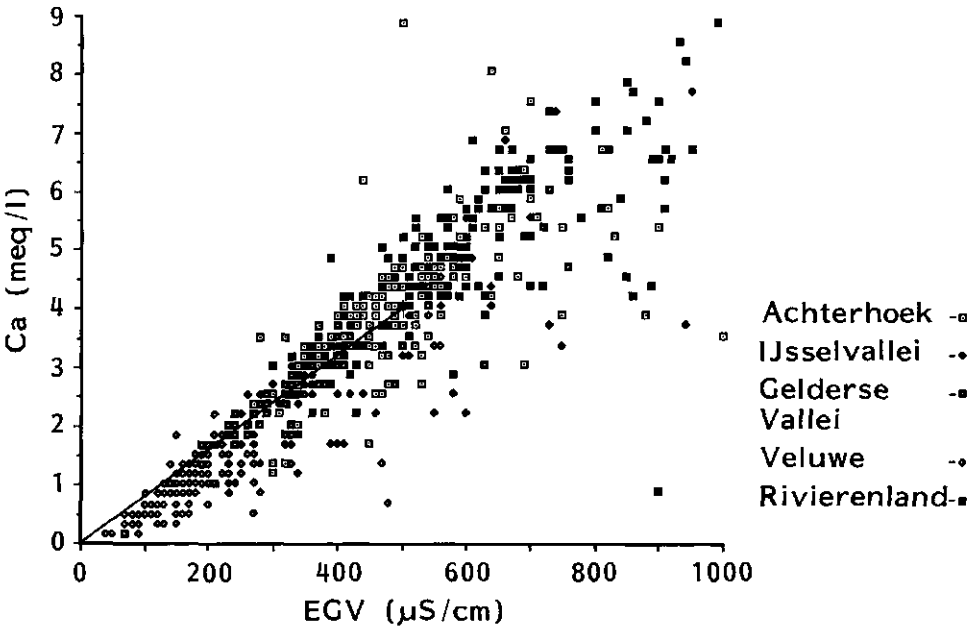
In Figuur 53 is de 'natuurlijke' ionensamenstelling te zien van de meest voorkomende Europese oppervlaktewateren (beken, rivieren, meren en vennen). Aan de lineaire relatie tussen kalkgehalte en ionensom wordt voldaan. De ionen- en kalkarme wateren linksonder in de grafiek zijn de oligotrofe wateren. De wateren met een EGV van 150–250 μS/cm zijn potentieel mesotrofe wateren, terwijl potentieel eutrofe wateren gekenmerkt worden door een EGV > 300 μS/cm.

De ionensamenstelling van het grondwater in de provincie Gelderland

Om te komen tot een regionale karakterisering is de ionensamenstelling weergegeven van 820 stations die deel uitmaken van het geohydrochemisch meetnet in de provincie Gelderland (Fig. 54). Ook in deze figuur is de lineaire relatie tussen het kalkgehalte en de ionensom nog herkenbaar. De wateren met een EGV > 500 S/cm zijn echter beïnvloed, evenals de wateren ver onder de referentielijn. De waarnemingen die ver boven deze lijn liggen, kunnen niet worden verklaard omdat een water niet meer kalkionen kan bevatten dan de totale som van de kationen. De afzonderlijke streken



Figuur 53. Ionensamenstelling van een aantal Europese en Nederlandse wateren die niet te zeer zijn beïnvloed (Behning 1928; Molt 1961; Mouthon & Coste 1984; Overbeck et al. 1982; Raddum & Fjelheim 1984; Redeke 1948; Russev 1966; Skulberg 1975; Zuurdeeg 1980).



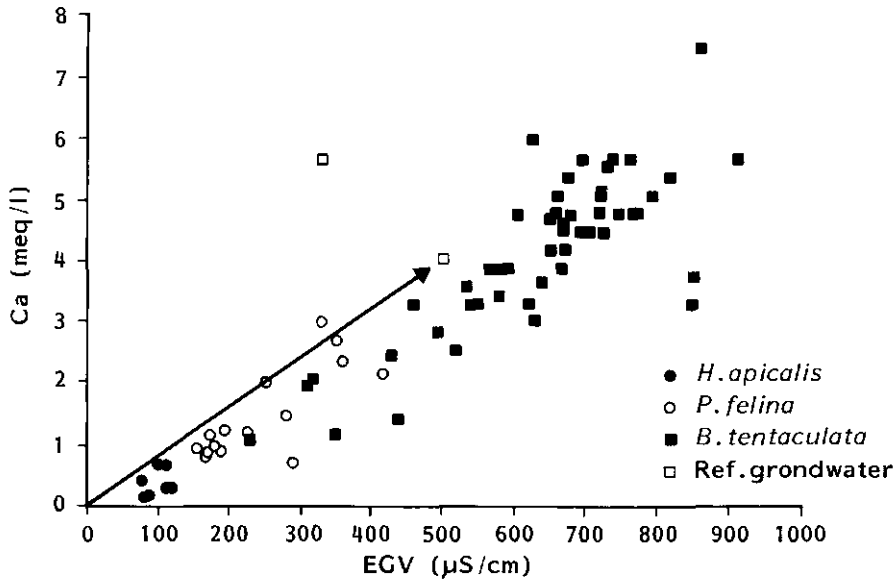
Figuur 54. Ionensamenstelling van grondwater uit het eerste watervoerende pakket in de provincie Gelderland (Verkooijen et al. 1985).

kunnen worden ingedeeld naar de aard van het water waarmee ze worden gevoed. De Veluwe wordt hoofdzakelijk gevoed met regenwater. Dit water heeft nog nauwelijks in contact gestaan met de (kalkarme) bodem en bevat weinig ionen. Vervolgens zijn de IJsselvallei en de Gelderse Vallei op te vatten als overgangsgebieden naar de typische kwelgebieden van de Achterhoek en Rivierenland.

Respons van macro-evertebraten op de regionale differentiatie van de ionensamenstelling

Indien de ionensamenstelling van water een belangrijke factor is voor de aquatische levensgemeenschap, zou dit tot uitdrukking moeten komen in de soortensamenstelling van de organismen in deze wateren. Enige aanwijzingen hiervoor zijn af te leiden uit de verspreiding van drie soorten macro-evertebraten in het stromende water van de provincie Gelderland (Fig. 55). De soorten *Heterotanytarsus apicalis* (Chironomidae) en *Polycelis felina* (Tricladida) komen met een groot aantal karakteristieke begeleiders alleen voor in de sprengenbeken op de Veluwe. *H. apicalis* en *P. felina* zijn beide in 15 beken aangetroffen (Popma 1982). Slechts een brongebied bewonen zij gemeenschappelijk. De beken met *H. apicalis* zijn armer aan ionen dan de beken met *P. felina*. In zoverre komt een differentiatie van de ionensamenstelling overeen met een differentiatie in soortensamenstelling. De ionensamenstelling van de meeste van deze beken komt nog enigszins overeen met de natuurlijke samenstelling.

Het voorkomen van *Bithynia tentaculata* in het stromend water van Gelderland sluit eveneens de aanwezigheid uit van de twee soortencombinaties in de sprengenbe-



Figuur 55. Enige macro-evertebraten in relatie tot de ionensamenstelling van het water waarin ze zijn aangetroffen.

ken. *B. tentaculata* komt nauwelijks voor op de Veluwe (twee vindplaatsen; Popma 1982). Ook deze vaststelling veronderstelt de belangrijke invloed die de ionensamenstelling van het water heeft op de levensgemeenschap. In het geval van de sprengenbeken treedt een groot aantal karakteristieke begeleiders op. In de beken met *B. tentaculata* wordt veelal een zeer eenzijdige levensgemeenschap aangetroffen (Tolkamp 1976; De Hoog & Span 1980). Deze beken zijn gelegen in de Achterhoek en de Gelderse Vallei. In het grondwater van deze gebieden is nog enige differentiatie aan te treffen, zoals blijkt uit Figuur 54. Het oppervlaktewater in beide streken bevat een onnatuurlijke ionensamenstelling die vooral gekenmerkt wordt door het zeer hoge geleidingsvermogen.

Discussie

In het bovenstaande is de ionensamenstelling van zoet oppervlaktewater geplaatst in een natuurlijk referentiekader. Zowel mondiaal als regionaal blijkt het kalkaandeel in de ionensom opvallend constant te zijn (Kemmers & Jansen 1980; Zuurdeeg 1979; Van Wirdum 1980). Belangrijk in dit verband is de constatering dat verwering van zowel oude als jonge gesteenten een ionensamenstelling van het water veroorzaakt die beantwoordt aan een empirisch verband (Fig. 52). Een hieruit voortvloeiende redenatie is dat water met een afwijkende ionensamenstelling leidt tot genivelleerde levensgemeenschappen. De in Gelderland geschetste regionale verspreiding van enige macro-evertebraten zou met deze redenatie kunnen worden verklaard.

Toekomstig onderzoek moet enerzijds uitwijzen of karakterisering van de ionenbalans inderdaad leidt tot biologische karakterisering op regionaal niveau en anderzijds of er geen gedifferentieerde levensgemeenschappen van zoet water zijn aan te treffen in wateren met een sterk afwijkende ionenbalans.

Discussie

De toepassing van de verschillende beoordelingssystemen roept vragen op over de nauwkeurigheid en de mogelijkheden van chemische, biologische en ecologische methoden. Kunnen organismen onderscheid maken tussen natuurlijke en menselijke beïnvloeding als het resultaat van die beïnvloeding ongeveer gelijk is? Volgens Verdonschot is dat vaak toch nog af te lezen aan de kwantitatieve en niet aan de kwalitatieve samenstelling van de levensgemeenschap. De modelmatige scheiding van natuurlijke en menselijke factoren heeft echter een indicatieve functie maar geen absolute waarde. Op een vraag van Roos over de ontwikkelingsfasen van een sloot en hoe die te beoordelen, antwoordt Verdonschot dat de meest complexe situatie in die ontwikkelingsreeks, vanuit aquatisch oogpunt, het streefniveau is.

De diversiteits- en saprobiteitsberekeningen in het systeem van Caspers en Karbe, die tot twee decimalen nauwkeurig worden opgegeven, zijn gemiddelden van grote verzamelingen met vaak een zeer grote standaardafwijking. De routinebeoordelingen vinden plaats op grond van zuurstof, BZV en chlorofyl en de biologische beoordeling wordt in speciale gevallen te hulp geroepen waarbij de nauwkeurigheid van laatstgenoemde leidt tot een verfijning ten opzichte van de chemische. Vaak echter bevestigen beide elkaar daar het gebruikte systeem op een cirkelredenering is gebaseerd. Van Gijsen en Tolkamp beschouwen de biologische beoordeling als een aanvulling op de chemische. Higler merkt op dat zijn conclusie juist was dat de chemische beoordeling een aanvulling kan zijn op de biologische. Tolkamp meent echter dat het afhankelijk is van de te beantwoorden vraag en de beschikbare gelden welke methode gebruikt gaat worden. Van Urk legt uit dat de relatie tussen gehalten aan zware metalen en gebitsafwijkingen bij chironomiden niet causaal-analytisch is vastgesteld, dat voorbeelden echter aantonen dat het 'early-warning' systemen betreft.

Van Dam waarschuwt voor het gebruik van paleolimnologische onderzoekgegevens voor het beschrijven van de referentietoestand van een water. Zijn diepgaand vennenonderzoek geeft hier alle redenen toe. Er zijn echter mogelijkheden om hiermee potenties voor bepaalde levensgemeenschappen aan te geven. Klink meent dat verandering in de verhouding calcium geleidbaarheid leidt tot veranderingen in de soortensamenstelling, ook al is de zuurgraad bijvoorbeeld gelijk aan de zuurgraad van een zekere toestand in het verleden.

Tot slot licht Van Gijsen haar ervaringen met het werk in de provincie Drenthe toe. Er is een toenemende waardering voor de biologische inbreng in het waterbeheer omdat deze inbreng niet op zichzelf staat maar een integratie impliceert met de hydrologie en de chemie. De noodzaak tot samenwerking wordt steeds duidelijker maar vooral de chemici zien biologische beoordeling als subjectief en chemische als absoluut en objectief. Aan de biologische inbreng liggen maatschappelijke keuzen ten grondslag. Chemici en technici dienen zich in de komende jaren meer bewust te worden van het feit dat ook zij keuzen maken in beoordelingen en voorgestelde maatregelen.

Enkele conclusies over biologische waterbeoordeling

W.J. Wolff

Inleiding

De volgende aantekeningen zijn afkomstig van iemand die zich wel regelmatig met ecologisch onderzoek van water en de kwaliteit van water bezighoudt, maar die vrijwel buitenstaander is op het gebied van de biologische waterbeoordeling. De eerste vraag die gesteld kan worden is of het symposium inderdaad gewijd is aan biologische waterbeoordeling.

Higler stelt in zijn bijdrage: 'Biologische waterbeoordeling is het geven van een waardeoordeel over een oppervlaktewater met behulp van de daarin aangetroffen planten en dieren.' Met andere woorden het oordeel wordt niet in de eerste plaats gebaseerd op de fysische of chemische karakteristieken van het water, maar op de biotische eigenschappen. Men zou daarom een onderscheid kunnen maken tussen biotische en biologische waterbeoordeling. Biotische waterbeoordeling is dan een beoordeling of indeling die gebruik maakt van biotische kenmerken, dat wil zeggen de aan- of afwezigheid of de talrijkheid van de levende have van het water, terwijl biologische beoordeling de biologie als wetenschap op een of andere manier te hulp roept. Wellicht is dan op dit symposium in verschillende voordrachten eerder sprake geweest van biotische dan van biologische waterbeoordeling. Overigens, zelfs als deze zienswijze correct zou zijn, moet niet worden aangenomen dat zo'n ingewortelde naam als 'biologische waterbeoordeling' nog zou kunnen worden veranderd.

Zoals reeds gesteld, zijn de opmerkingen hierna tot op zekere hoogte die van een buitenstaander die zich aquatisch ecoloog noemt. Dat is hetzelfde als een hydrobioloog, maar het weerspiegelt een interessant verschilpunt dat ook op dit symposium tot uiting kwam. Hydrobiologen en biologische waterbeoordeling komen in Nederland alleen in zoet water voor. De biologen die zich bezighouden met de andere 99% van het water op de wereld, noemen zich zelf biologische oceanografen, aquatische ecologen enz., maar niet of nauwelijks hydrobiologen. Ook kennen ze de term biologische waterbeoordeling niet. Sommigen houden zich echter wel bezig met het geven van oordelen over de toestand van het water dat ze onderzoeken. Daarvan komen nog een paar voorbeelden ter sprake.

Kernvragen rond de biologische waterbeoordeling

Dit symposium heeft zich beziggehouden met drie kernvragen rond de biologische waterbeoordeling:

1. Is biologische waterbeoordeling principieel mogelijk? Hierover hebben Higler, Schroevers en Ringelberg het nodige bijgedragen terwijl Van Vierssen en Gardeniers hun commentaar hebben gegeven.
2. Wat zijn op dit moment de mogelijkheden van biologische waterbeoordeling? Verdonschot, Van Gijsen, Klapwijk, Van Urk en Klink hebben laten zien wat de mogelijkheden zijn en vooral ook waar de grenzen van de mogelijkheden liggen.
3. Waar gaat de biologische waterbeoordeling naar toe? Hierover hebben Oomen namens Smit-Kroes, Kroes, Tolkamp en Gardeniers zich uitgelaten.

Is biologische waterbeoordeling principieel mogelijk?

Dit is in feite een dubbele vraag:

1. Is er een vaste relatie tussen de biotische kenmerken van een water en de overige kenmerken?
2. Is er een relatie aan te geven tussen de biotische kenmerken en een kwaliteitsoordeel?

Op de eerste vraag naar een vaste relatie tussen biotische kenmerken en de overige kenmerken van een watersysteem is Higler in zijn historische beschouwing ingegaan. De basisgedachte van een relatie tussen abiotische en biotische kenmerken is bij vele mensen opgekomen en wordt door velen dagelijks toegepast. Sportvissers bijvoorbeeld selecteren op die manier hun stekkie. Ook voor biologen spreekt het eigenlijk vanzelf dat die relatie er is: de vele beoordelingssystemen die in de loop van de tijd zijn ontwikkeld en het bestaan van de Werkgroep Biologische Waterbeoordeling weerspiegelen dat. De vraag is dan ook eigenlijk eerder hoe goed de relatie tussen biotische en abiotische kenmerken is. Dit zal verderop nog aan de orde komen.

De tweede vraag naar een relatie tussen biotische kenmerken en een kwaliteitsoordeel is veel moeilijker. Volgens Van Dam in het Handboek Biologische Waterbeoordeling worden hier naast elkaar gezet een objectief te bepalen toestand van een water en een subjectief te bepalen kwaliteit. Deze kwaliteit kan volgens Kroes alleen worden vastgesteld als er een norm kan worden gedefinieerd. Het kwaliteitsoordeel spreekt zich dan uit in hoeverre het water dat men beoordeelt, overeenstemt met de norm. Voor sommige normen, bijvoorbeeld die voor zwemwater, is de biologische waterbeoordeling nauwelijks nodig. Dat wordt anders als de zogenaamde ecologische normen aan de orde komen. (Tussen haakjes: ecologische normen bestaan m.i. niet; de ecologie levert geen basis voor normering; dat kan alleen gebeuren vanuit het menselijk gebruik, bijvoorbeeld het milieu- of natuurbeheer.)

Het is voor mij de vraag of we werkelijk in staat zijn dergelijke normen aan te geven. Higler stelde al dat de bepaling van deze gewenste of referentietoestand uiterst arbitrair is, zeker in Nederland waar alle wateren door de mens beïnvloed of gecreëerd zijn. Ook Schroevers stelt dat waardeoordelen subjectieve keuzen zijn. Volgens hem kan de ecologie geen normen opleveren. Niettemin kan de conclusie worden getrokken dat biologische waterbeoordeling in principe wel mogelijk is. Er kleven echter vele problemen aan, waarvan de normering zeker niet de minste is.

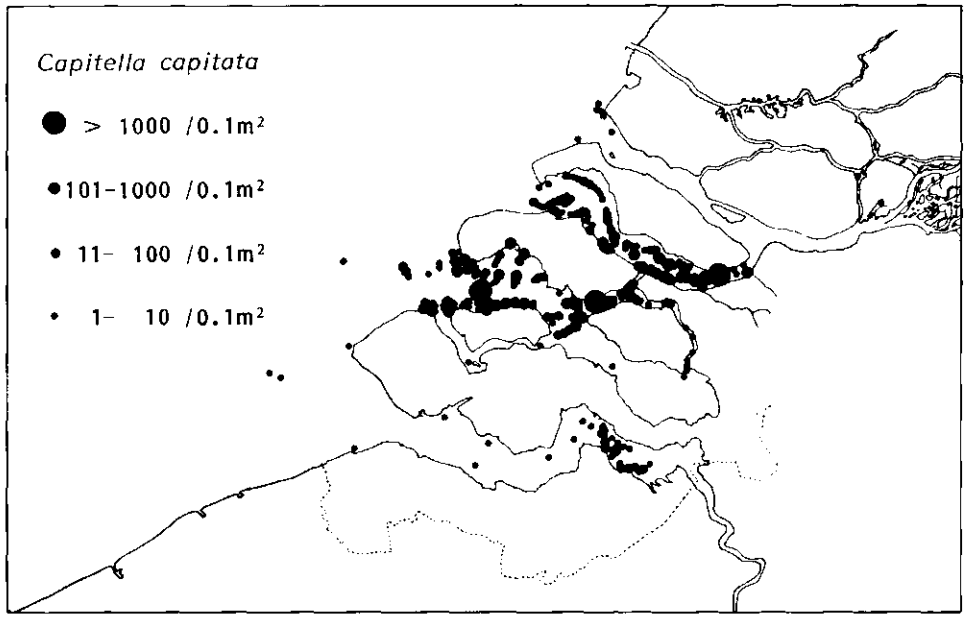
Wat zijn op dit moment de mogelijkheden van biologische waterbeoordeling?

Ringelberg zet een aantal kritische kanttekeningen bij de huidige praktijk van de biologische waterbeoordeling:

1. Biologische waterbeoordelaars mogen wel eens beter kennis nemen van de ecologische theorie.
2. Biotische interacties verstoren een mogelijk relatie tussen abiotische en biotische kenmerken.
3. In grote watermassa's zijn habitatdifferentiaties niet geschikt om concurrentie tussen soorten te verminderen; daarvoor komen in de plaats functionele differentiaties en hoge groeisnelheden. Dergelijke r-strategen vormen slechte indicatoren voor waterkwaliteit.

Dit derde punt wordt geheel bevestigd door eigen onderzoek aan *Capitella capitata* (Wolff 1973). Dat is een polychaete worm die door Reish in vele publikaties is aanbevolen als indicator voor organische verontreiniging. Daar klopte in het Deltagebied niets van (Fig. 56). Weliswaar was Capitella talrijk in de oostelijke Westerschelde met sterke verontreiniging door Belgisch afvalwater, maar het dier kwam ook talrijk voor in de schone Oosterschelde. De tegenspraak werd opgelost door Grassle (1974) die liet zien dat Capitella alle kenmerken van een r-strateeg of opportunist vertoonde. Het Oosterschelde-voorkomen van Capitella bleek te berusten op bemonstering na de zeer strenge winter van 1963, die de bodemfauna kennelijk drastisch verstoord had.

Er zijn echter wel degelijk voorbeelden van goede relaties tussen abiotische en biotische kenmerken. De relatie tussen zoutgehalte en aantal ribben bij *Cerastoderma*



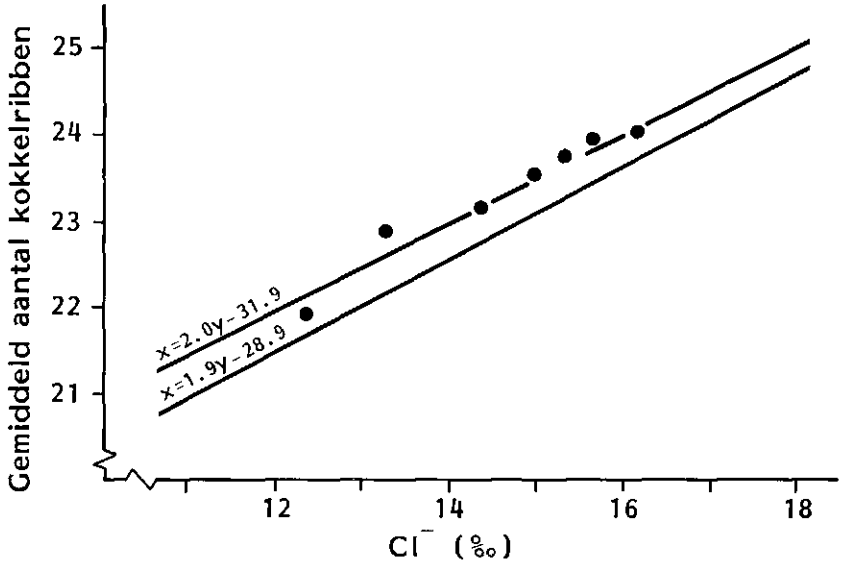
Figuur 56. Verspreiding van de polychaete worm *Capitella capitata* in het Deltagebied in de jaren 1959-1969 (naar Wolff 1973).

edule (Fig. 57) is een voorbeeld van een zeer specifieke relatie (Koulman & Wolff 1977). Hier werkt de bio-indicator zelfs beter dan Gardeniers in zijn commentaar op Ringelberg suggereerde. Eisma (1965) gebruikte de relatie in zijn reconstructie van het zoutgehalte van de Eemzee. Dit leidt overigens tot een opmerking terzijde: Paleontologen en geologen passen de ideeën van de biologische waterbeoordeling reeds lang toe. Wellicht is hier nog wat van te leren.

De relatie tussen zoutgehalte en aantal ribben van kokkels is echter uitzonderlijk. Bovendien is de aandacht van de biologische waterbeoordeling vooral gericht op levensgemeenschappen, dus op combinaties van soorten, zo stelt Gardeniers in reactie op Ringelberg. Voor zulke combinaties laat Verdonschot zien dat er wel typologieën kunnen worden ontwikkeld, maar dat we die niet kunnen gebruiken om stofgehalten of invloeden op het water te meten. In de eerste plaats is er geen exact verband tussen stofgehalte en biotische kenmerken en in de tweede plaats zijn de ontwikkelde typologieën meerdimensioneel.

Schroevers stelde dat we met de causaal-analytische en correlatief-interpretatieve benaderingen niet meer begrijpen van de achterliggende verbanden, en hij stelt een nieuwe landschapsecologisch-theoretische benadering voor. Zou deze uitbreiding van het blikveld tot buiten het water niet een volgende stap zijn in de opeenvolgende aanpakken zoals die door Rigler (1975) zijn onderscheiden?

Een steeds weerkerend probleem is het regionale karakter van beoordelingssystemen. Oplossingen hiervoor zijn gesuggereerd door Gray (1979, 1981) en Gray & Mirza (1979) en recent door Warwick (1986). Gray ging uit van de lognormale verdeling van aantallen individuen over soorten. Deze benadering bleek veelbelovend maar is inmiddels achterhaald door de feiten. Warwick (1986) suggereert het gebruik van gecombineerde k-dominantieplots van biomassa's en aantallen van soorten als een mo-



Figuur 57. Relatie tussen gemiddeld zoutgehalte en gemiddeld aantal ribben bij kokkels *(Cerastoderma edule)*. De bovenste lijn geeft het verband weer voor de Westerschelde (Koulman & Wolff 1973), de onderste voor heel Nederland (Eisma 1965).

gelijkheid om organische verontreiniging te onderkennen (Fig. 58). Higler komt met een andere aanpak. Op grond van hydraulische factoren ziet hij kans de verschillende watertypen af te grenzen. Ook Verdonschot stelt dat zijn typologische methode algemeen bruikbaar is.

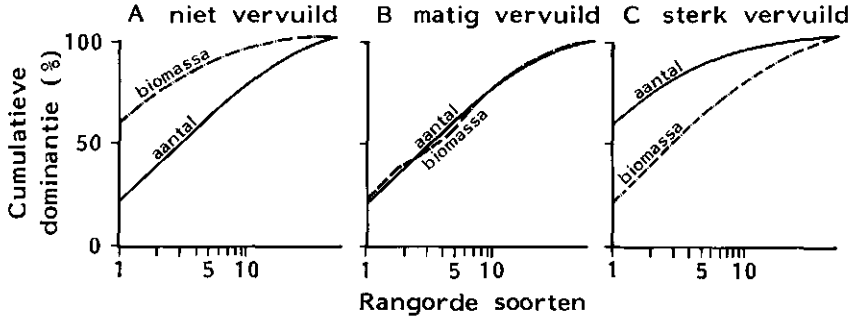
Inmiddels brengen de waterbeheerders biologische waterbeoordelingssystemen in praktijk. Van Gijsen oordeelt dat een saprobiesysteem bruikbaar is voor de beoordeling van de effecten van een saneringsmaatregel op de inlaat van IJsselmeerwater. Haar ervaring is dat bestuurders haar conclusies kunnen gebruiken. Ook Hovenkamp, Klapwijk en Scheffer concluderen dat zij kunnen werken met een op het systeem van Caspers en Karbe gebaseerd raamwerk voor waterbeoordeling. Al worden in deze beide voordrachten ook onvolkomenheden in de methode geconstateerd, het is toch duidelijk dat er in het geval van verontreiniging door organische en/of eutrofiërende stoffen praktisch gewerkt kan worden met biologische waterbeoordeling. Buiten het gebied van de organische en eutrofiërende stoffen werkt de biologische waterbeoordeling kennelijk minder goed met levensgemeenschappen.

Van Urk en Marquenie vallen voor het beoordelen van het effect van zware metalen en organische microverontreinigingen terug op het populatieniveau. Daarbij viel zelfs het woord antisaprobie. Niettemin geven ook hun gegevens mogelijkheden tot biologische waterbeoordeling in de eerste plaats gebaseerd op aan- en afwezigheid van bepaalde organismen. De informatie wordt dan nog vergroot door de misvormingen van muggelarven in het beeld te betrekken.

Waar gaat de biologische waterbeoordeling naar toe?

Kroes stelt dat in de jaren zeventig dikwijls aan pseudobeoordeling werd gedaan en dat dit probleem kan en moet worden opgelost. Hij wil toe naar een objectieve beoordeling die door verschillende personen kan worden gereproduceerd met behulp van meetresultaten en normen en een expliciet omschreven procedure. Belangrijk is het onderscheid tussen metingen, normen en beoordeling.

Hij is daarbij heel wat optimistischer over de normstelling dan bijvoorbeeld Higler en Schroevers. Kroes stelt, daarin bijgevallen door o.a. Goedmakers, dat normen in wezen politieke keuzen zijn. Dat geldt ook voor het CUWVO-rapport van september 1986. Kroes stelt verder dat er nog methoden voor de toetsing moeten worden



Figuur 58. Hypothetische K-dominantiegrafieken voor aantallen en biomassa's per soort, voor niet-vervuilde, matig vervuilde en sterk vervuilde omstandigheden (naar Warwick 1986).

ontwikkeld. De Ruiter meent echter dat het hele CUWVO-rapport onbruikbaar is voor de waterkwaliteitsbeheerders. Hij wil eerst een STORA-onderzoek om de CUWVO-voorstellen op hun ecologische merites te toetsen. Zou het echter niet beter zijn om maar gewoon aan de slag te gaan met de CUWVO-ideeën en het onderzoek intussen uit te voeren?

Hovenkamp, Klapwijk en Scheffer lieten zien dat men zich in Nederland bij de biologische waterbeoordeling nog beperkt tot het pelagiaal en verder wil naar het hele water. Hun illustratie met drie verschillende cirkels geeft dat op een zeer beeldende wijze weer (Fig. 36). Zij werken dus nog in de eerste cirkel. Elders zijn echter zowel het onderzoek als de praktijk veel verder. Zowel Verdonschot als Tolkamp blijken zich al in de derde cirkel te bewegen.

Uit de voordracht van Tolkamp komt bovendien nog een ander beeld naar voren. Voor hem is biologische waterbeoordeling al lang een routinemiddel dat weliswaar nog verbeterd kan worden, maar waarover geen principiële discussie meer nodig is.

Hiermee komen we aan de vooruitzichten van de biologische waterbeoordeling. Het is duidelijk dat de biologische waterbeoordeling inmiddels zover is ontwikkeld en ingeburgerd dat waterbeheerders en beleidsinstanties van mening zijn dat zij er praktisch nut van hebben. Daarmee heeft de biologische waterbeoordeling zich een vaste plaats in Nederland veroverd. Drie gebieden lenen zich nu in de eerste plaats voor een verdere uitbouw:

- de theoretische onderbouwing van de methode voor Nederlandse omstandigheden,
- het verhogen van de gebruiksvriendelijkheid,
- de normering.

Ik verwacht dat de aandacht daarop in de komende jaren wordt gericht.

De toekomst van de biologische waterbeoordeling

J.J.P. Gardeniers

De groei in ons denken over ons omgaan met het water is in een aantal trefwoorden aan te duiden:
- een verschuiving van zuiveringsplannen naar waterkwaliteits- en waterkwaliteitsbeheersplannen;
- een verschuiving van alleen fysische en chemische beoordeling van waterkwaliteit naar ook biologische beoordeling;
- binnen de biologische waterbeoordeling een verschuiving van systemen met beperkte lijsten van vervuilingsindicatoren naar systemen die een meer omvattende ecologische beoordeling mogelijk maken, waarbij zowel structuur- als procesparameters betrokken worden;
- het bij de beoordeling betrekken van andere aspecten dan de waterkwaliteit in enge zin, rekening houdend met de eigen aard van de diverse watertypen;
- het ontwikkelen van biologische beoordeling voor het evalueren van de gevolgen van waterhuishoudkundige maatregelen;
- een verschuiving van hoofdzakelijk aandacht voor sectorale belangen naar toenemende aandacht voor facetmatige belangen;
- het formuleren van ecologische doelstellingen in drie niveaus;
- het nuanceren van de ecologische doelstellingen naar diverse watertypen;
- het bij waterkwaliteitsbeheer en -beoordeling betrekken van aspecten die buiten de directe werkingssfeer van de Wet Verontreiniging Oppervlaktewater liggen.

Deze ontwikkelingen maken duidelijk hoe steeds meer vorm gegeven is aan het besef van de directe relatie tussen de ecologische toestand van het aquatische systeem en de functies van het water voor de mens, zoals in hygiënische, recreatieve en economische zin. Ook is duidelijk hoe verscheiden de invloeden zijn die een goed functioneren van het ecosysteem water kunnen verstoren en hoe veelzijdig de maatregelen moeten zijn om dat ecosysteem te herstellen en te beheren. Van drie aspecten wil ik enkele punten naar voren brengen: 1. het onderzoek, 2. de praktijk en het beleid van ecologisch waterbeheer, 3. de toekomst van de Werkgroep Biologische Waterbeoordeling.

Niet onderschat mag worden dat in de afgelopen periode de ecologie, ook de aquatische ecologie, een stormachtige groei heeft doorgemaakt. Enerzijds werd deze groei mogelijk door het beschikbaar komen van nieuwe onderzoektechnieken en het ontwikkelen van nieuwe concepten. Anderzijds is er de komst van een nieuwe generatie onderzoekers, die in grote getale hun wetenschappelijke belangstelling hebben gericht op de aquatische ecologie en die hun onderzoekthema's ontlenen aan de praktijk van het waterbeheer. Het werken met de computer geeft mogelijkheden om grote en complexe gegevensbestanden aan te pakken. De uitkomsten wijzen een weg naar een ecologische waterbeoordeling doordat stuur- en volgvariabelen met elkaar in verband gebracht kunnen worden. Daardoor zal het mogelijk worden om de ecologische doelstellingen van de drie niveaus in te vullen, en om de daaraan te koppelen normen en de benodigde beoordelingssystemen te ontwikkelen. Moderne registratie-

en analyse-apparatuur geven de mogelijkheid door te dringen tot de kern van de processen die ecosystemen sturen.

De toegenomen aandacht voor de ecologische aspecten van waterbeheer heeft ook weer nieuwe impulsen gegeven aan klassieke takken van de biologie. Om verantwoorde uitspraken te doen op gedetailleerder niveau dan globale correlaties, is doordringen tot op soortniveau noodzakelijk. Van diverse taxonomische groepen zijn voor het eerst tabellen beschikbaar of zijn revisies gemaakt. Verder taxonomisch en autecologisch onderzoek is nodig. Welk succes de introductie van biologische waterbeoordeling de laatste jaren ook heeft gehad, we moeten ons realiseren dat meetreeksen nog maar kort zijn en dat de doelen van de beoordeling en de daarvoor gekozen determinatieniveaus, bemonsteringsfrequentie en -methode nogal kunnen verschillen.

De voorbereidingen voor een eerste invulling van ecologische doelstellingen, gericht op het ontwikkelen van meetlatten voor de in het CUWVO-rapport genoemde watertypen, zijn door de STORA in gang gezet. Het is daarbij van belang gebruik te maken van zoveel mogelijk gegevens en van de best mogelijke expertise. Het zou jammer zijn wanneer de beleidsmatige indeling van hoogste en middelste ecologische niveau niet adequaat ingevuld zou kunnen worden volgens de nieuwste inzichten.

De relatie die in waterkwaliteitsplannen gelegd wordt tussen functie-aanduidingen in de planologische sfeer en doelstellingen in de sfeer van WVO, geeft de mogelijkheid 'het doen en laten' in te vullen. De eerste studies gericht op het formuleren van scenario's voor het ontwikkelen van gebieden naar het hoogste niveau zijn bijna afgerond. Het zal de komende jaren een uitdaging zijn zowel voor beleidsmakers als voor onderzoekers om begrippen zoals integraal waterbeheer en ontwikkeling van ecologische doelstellingen inhoud te geven.

Biologie en ecologie zijn onderdeel van het maatschappelijke krachtenspel. Ecologische kennis wordt ingebracht tot op de hoogste bestuurlijke niveaus en speelt een rol bij het nemen van beleidsbeslissingen. De situatie is anders dan in de goede oude tijd, toen vuil nog echt vuil en schoon nog echt schoon was, en de deskundigen op de vingers van één hand te tellen waren. Belangen, tactiek, beslissingsniveaus, wetenschappelijke achtergronden, stokpaardjes, ze spelen allemaal een rol bij onze positiebepaling. Deze verschillen doen niet af aan ieders inzet voor de zaak van een goed waterbeheer; alleen de wegen ernaartoe zijn verschillend.

Ik denk dat de Werkgroep Biologische Waterbeoordeling ook de komende jaren een ontmoetingsplaats kan zijn. Anders dan in veel andere verbanden, kan ieder ongebonden discussiëren, ideeën toetsen en ontwikkelingen in gang zetten door mee te werken in de subgroepen.

Ik hoop dat de voordrachten en discussies van de afgelopen twee dagen zullen bijdragen aan datgene wat ieder van ons motiveert, namelijk het verbeteren van de toestand van het aquatisch milieu.

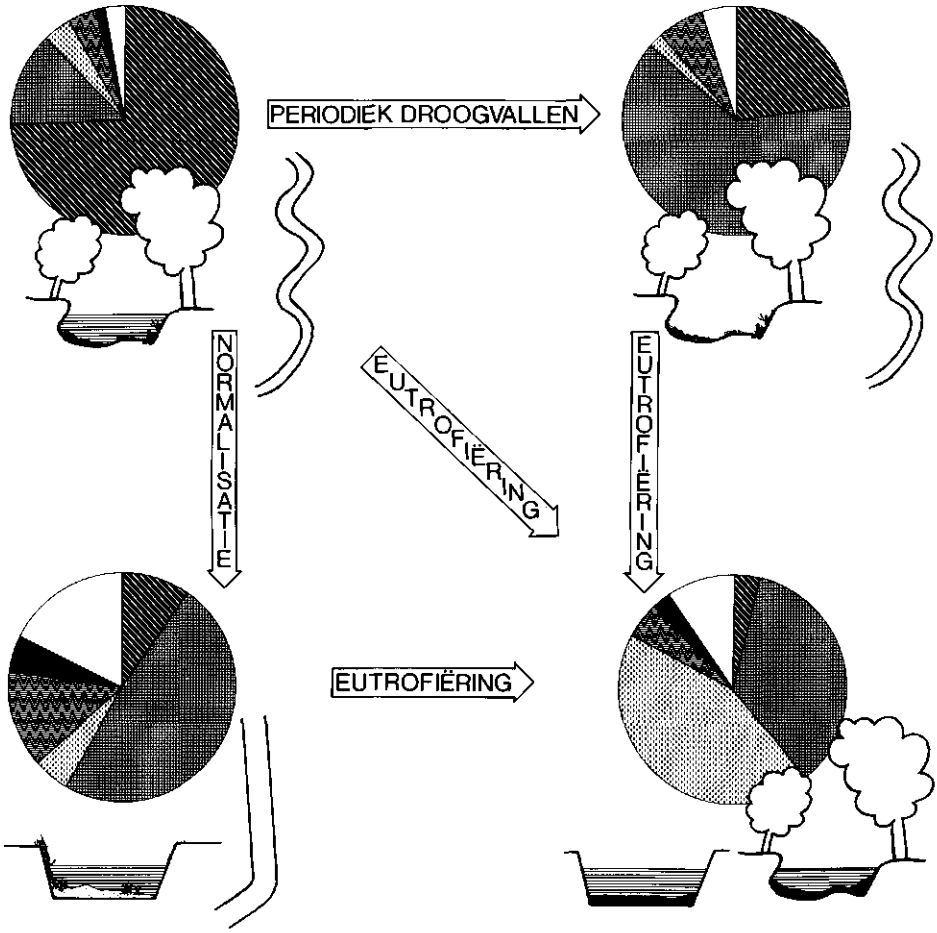
Einddiscussie

De discussie richt zich voornamelijk op de derde vraag gesteld door Wolff: Waar gaat de biologische waterbeoordeling naar toe? Coesel meent dat hoewel begrippen zoals trofie en saprobie geregeld opduiken als criteria voor beoordeling, extreem oligotroof of extreem oligosaproob geen gewenste einddoelen zijn. Hij stelt zich voor dat hoge diversiteit en zeldzaamheid kernbegrippen zouden kunnen zijn en dat de onderzoekvraag zich dient te richten op de wegen om dit te bereiken. Schroevers onderschrijft dit als natuurbeschermer en geeft zijn mening dat de grootste opgave zal zijn het landschap van de toekomst vorm te geven door gebruik te maken van elkaar beconcurrerende begrippen als diversiteit, produktie, enz. Niet het verleden is een norm voor de toekomst maar het zoeken naar verbanden nu is van belang als strategie voor de toekomst. Van Gijsen streeft naar een ontwikkeling van wateren in een betere richting zonder het einde van die ontwikkeling te kennen. Diversiteit en zeldzaamheid spelen wellicht een rol maar dienen niet expliciet als criterium. Er zijn nu maatregelen nodig, minstens al om de huidige toestand te behouden. Deze mening wordt gedeeld door Klink en Tolkamp.

Functionele voedingsgroepen: een praktische invulling van typologie

L. ten Cate & G. Schmidt

Een voorbeeldstudie in Twentse bovenlopen



Resultaten

Milieuverandering in beekbovenloop → verandering in aard en hoeveelheid voedsel → verandering in verdeling functionele voedingsgroepen

Shredders:	grootste dichtheden in natuurlijke bovenlopen
Collector-gatherers:	laagste dichtheden in natuurlijke bovenlopen
Collector-filterers:	grootste dichtheden in verontreinigde bovenlopen
Predators:	grootste dichtheden in genormaliseerde bovenlopen
Scrapers:	grootste dichtheden in genormaliseerde bovenlopen

Conclusie

Functionele voedingsgroepen: een eenvoudige manier om de toestand van beekbovenlopen te beoordelen.

Biologische waterbeoordeling bij het Hoogheemraadschap van Rijnland

L. van den Hove, U.G. Dijkstra-Stam en S.P. Klapwijk

Inleiding

Op het hydrobiologisch laboratorium van het Hoogheemraadschap van Rijnland vindt sinds 1977 biologische waterbeoordeling plaats aan de hand van de fytoplanktonlevensgemeenschap in het water. Een indruk zal worden gegeven van de wijze van plankton verzamelen, concentreren en tellen en de geautomatiseerde verwerking van de resultaten. Voor een uitgebreide beschrijving van de methodiek zie o.a. Klapwijk (1982) en Hoogheemraadschap van Rijnland (1986).

De monstername

De watermonsters worden in melkflessen naar het laboratorium vervoerd waar 1 liter monsterwater in de fles wordt gefixeerd met 10 ml formaline en vervolgens een aantal weken weggezet om het aanwezige plankton te laten bezinken.

De verwerking van het monsterwater voor de planktontelling

Na bezinking van het plankton op de bodem van de fles wordt het bovenstaande water afgeheveld en het bezonken plankton overgebracht in een 80 ml reageerbuis. Na verdere concentratie in de buis wordt het planktonvolume gemeten en overgebracht in een 30 ml rolrandflesje, waarin het luchtdicht bewaard wordt. Voor de planktontelling wordt een cuvet gevuld met 2 ml van het geschudde monsterwater uit het rolrandflesje.

De planktontelling

Nadat het plankton in het cuvet bezonken is (ca. 2 uur), kan de telling van het planktonmonster beginnen. Dit geschiedt met behulp van een omkeermicroscoop bij een objectiefvergroting van 40 maal. Beeldvelden met een vaste inhoud van 0,1195 mm^3 worden hiertoe opgezocht met behulp van aselect gekozen kruistafelcoördinaten. Op deze manier worden ca. 100 individuen gedetermineerd en geteld.

De verwerking van de planktongegevens

De getelde individuen worden genoteerd op de hiervoor bestemde planktonlijst. Iedere soort heeft een eigen code om in de computer te kunnen worden verwerkt. De geautomatiseerde verwerking geschiedt met behulp van het programma BAR (Beheerssysteem Analyse Resultaten). Dit programma levert het volgende overzicht met algemene gegevens en een tabellarisch overzicht van de getelde planktonten.

MONSTERPUNT

MONSTERPUNT	WS	BI WS	COORDINATEN X	Y	P/B	PROV	KRT BLD	GEM	KEUR-CODE
R0299	1				B	Z			0000

BEMONSTERING

VOLG-NUMMER	MONSTER-DATUM	TIJD	DIEPTE	VOLUME BEGIN	EIND	BLDN	AANT CIL.	MICR	ODZ
01	84-03-08	,00	0,50	1000,0	33,0	72	1	3	3
02	84-06-07	,00	0,50	1000,0	8,0	19	1	3	9
03	84-09-06	,00	0,50	1000,0	24,0	14	1	3	9
04	84-11-29	,00	0,50	1000,0	25,0	145	1	3	3

	SOORT	TAX GRP	SAP COD	GEV	TOT A INDIV G	VOLGNUMMERS VAN DE MONSTERS			
						1	42		3
1402	Leptothrix echinata	1	B	1	1 F			1	
667	Planctomyces bekefii	3		2	14 F			13	
88	Microcystis aeruginosa	5	AP	1	59 F			59	
597	Lyngbya limnetica	7	AP	4	38 F	1	1	29	7
94	Oscillatoria agardhii	7	AP	1	2 F			2	
684	Chlamydomonas spec 2	10		1	1 F				1
697	Chlamydomonas spec 3	10		2	4 F				1
483	Dictyosphaerium pulchellu	18	B	2	6 F		4	2	
490	Kirchneriella obesa	18	B	2	8 F	1	7		
1398	Monoraphidium arcuatum	18	B	1	1 F				1
1394	Monoraphidium contortum	18	B	2	13 F		7		6
1395	Monoraphidium tortile	18	B	1	1 F				1
602	Oocystis cf parva	18		1	2 F				2
658	Scenedesmus armatus	18	B	1	2 F				2
644	Scenedesmus costato granu	18	B	3	6 F		4	1	1
611	Scenedesmus falcatus	18	B	1	1 F			1	
645	Scenedesmus indeterminare	18		2	2 F		1		1
610	Scenedesmus intermedius	18		2	2 F		1		1
510	Scenedesmus quadricauda	18	B	2	6 F		3		3
643	Scenedesmus spec 17	18	B	1	1 F		1		
813	Closterium acutum v varia	20		1	1 F			1	
1378	Chlorophyt indeterminabel	21		1	3 F	3			
700	Chlorophyt spec 2	29		1	3 F	3			
679	Chlorophyt spec 3	29	3	11 F		3	6	2	
1403	Chlorophyt spec 8	29	3	30 F	2	13		15	
408	Euglena viridis	30	PA	1	5 F				5
427	Trachelomonas hispida	30	B	1	1 F				1
431	Trachelomonas volvocina	30	B	1	1 F				1
607	Cryptomonas cf caudata	50	3	10 F		6	1	3	
382	Cryptomonas cf erosa	50	A	2	9 F			4	5
764	Cryptomonas erosa v refl.	50	A	1	13 F		13		
640	Chrysococcus biporus	71	OB	3	31 F	16	6		9
663	Chrysococcus punctiformis	71	OB	2	5 F				4
158	Stenokalyx monilifera	71	O	3	28 F	18	1		9
746	Synura uvella/petersenii	71	B	2	12 F	10			2
629	Coscinodiscus subsalsus	72		1	2 F			2	
194	Cyclotella comta	72	O	1	26 F		26		
197	Cyclotella meneghiniana	72	AB	3	9 F		4	1	4
260	Melosira granulata	72	B	1	2 F				2
266	Melosira varians	72	B	1	1 F				1
668	Skeletonema potamos	72	1	1 F		1			
336	Stephanodiscus hantzschii	72	A	4	51 F	34	14	1	2
170	Achnanthes lanceolata	75	XB	1	1 F	1			
191	Cocconeis placentula	75	B	1	3 F				3
229	Fragilaria construens	75	B	1	1 F			1	
297	Nitzschia acicularis	75	A	1	3 F				3
303	Nitzschia fonticola	75	OB	2	2 F	1		1	
614	Synedra berolinensis	75	B	1	1 F		1		
	Aantalgevonden soorten					13	20	17	30
	Totaal individuen					94	117	126	99

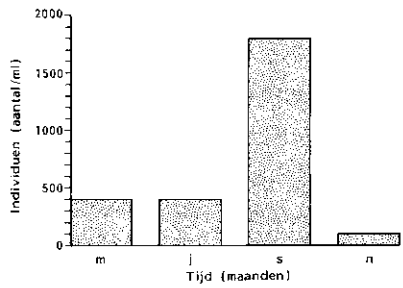
Afgeleide ecologische karakteristieken

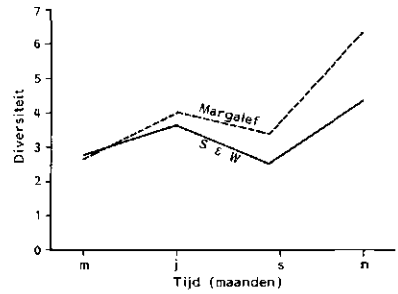
De berekening van een aantal afgeleide ecologische karakteristieken, zoals het aantal individuen per ml, een aantal diversiteits- en saprobie-indices en de bepaling van de waterkwaliteitsklasse volgens Caspers en Karbe op basis van het fytoplankton, wordt uitgevoerd op een IBM-PC met het programma LOTUS 1-2-3.

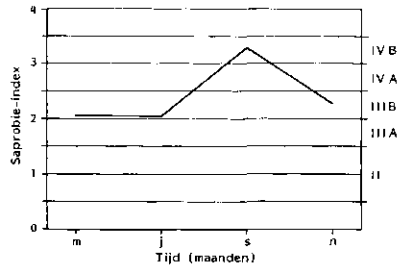
MONSTER-PUNT	MONSTER-DATUM	AANTAL ALGEN	AANTAL SOORTEN	INDIVID. PER ML	MARGALEF	SHANNON & WIENER
R0299	840308	94	13	400	2.64	2.71
R0299	840607	117	20	400	3.99	3.66
R0299	840906	126	17	1800	3.31	2.49
R0299	841129	99	30	100	6.31	4.40

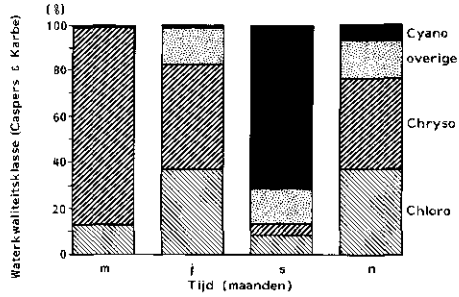
MONSTER-PUNT	PANTLE & BUCK	PRO-CENTEN: CHLORO	CYANO	CHRYSO	OVERIGE	TOTAAL
R0299	2.06	13	1	86	0	100
R0299	2.04	38	1	45	16	100
R0299	3.28	9	71	5	15	100
R0299	2.28	37	7	39	16	100

Deze gegevens kunnen ook als volgt grafisch worden weergegeven.









Hydrobiologisch onderzoek in Noord-Holland

Provinciale Waterstaat van Noord-Holland

Milieu-inventarisatie

Sinds 1979 voert de Provinciale Waterstaat van Noord-Holland een systematische milieu-inventarisatie uit om een uitgebreid en actueel bestand op te bouwen van basisgegevens over het natuurlijk milieu. Deze gegevens worden gebruikt voor de advisering aan het provinciaal bestuur over de ecologische aspecten van het beleid, met name op het gebied van de ruimtelijk ordening en het milieubeheer. Naast inventarisaties van avifauna, amfibieën en flora vormt de macrofauna-inventarisatie een belangrijk onderdeel. In 1985 is de eerste inventarisatieronde voltooid, vanaf 1986 wordt het gegevensbestand geactualiseerd.

Bij de keuze van de monsterpunten is ernaar gestreefd om iedere afwateringseenheid (boezem- of polderwater, c.q. peilvlak) te bemonsteren. Het aantal monsterpunten binnen iedere eenheid hangt af van de bodemkundige en hydrologische variatie en verschillen in morfologie tussen de wateren. Dit resulteerde uiteindelijk in 873 monsterpunten, waarvan in het onderzoekjaar de macrofauna tweemaal is bemonsterd. Tevens is de fysisch-chemische samenstelling van het oppervlaktewater onderzocht; per monsterpunt is iedere parameter minstens driemaal bepaald. Een voorbeeld van het fysisch-chemisch onderzoek is als volgt:

Provinciale Waterstaat van Noord-Holland

Monsterpunt nr: 41007 Duingebied op Texel De Muy
Onderzocht door: PWS
Kaartblad: 9B coörd: 11474 57070
soort onderzoek: waterinventarisatie

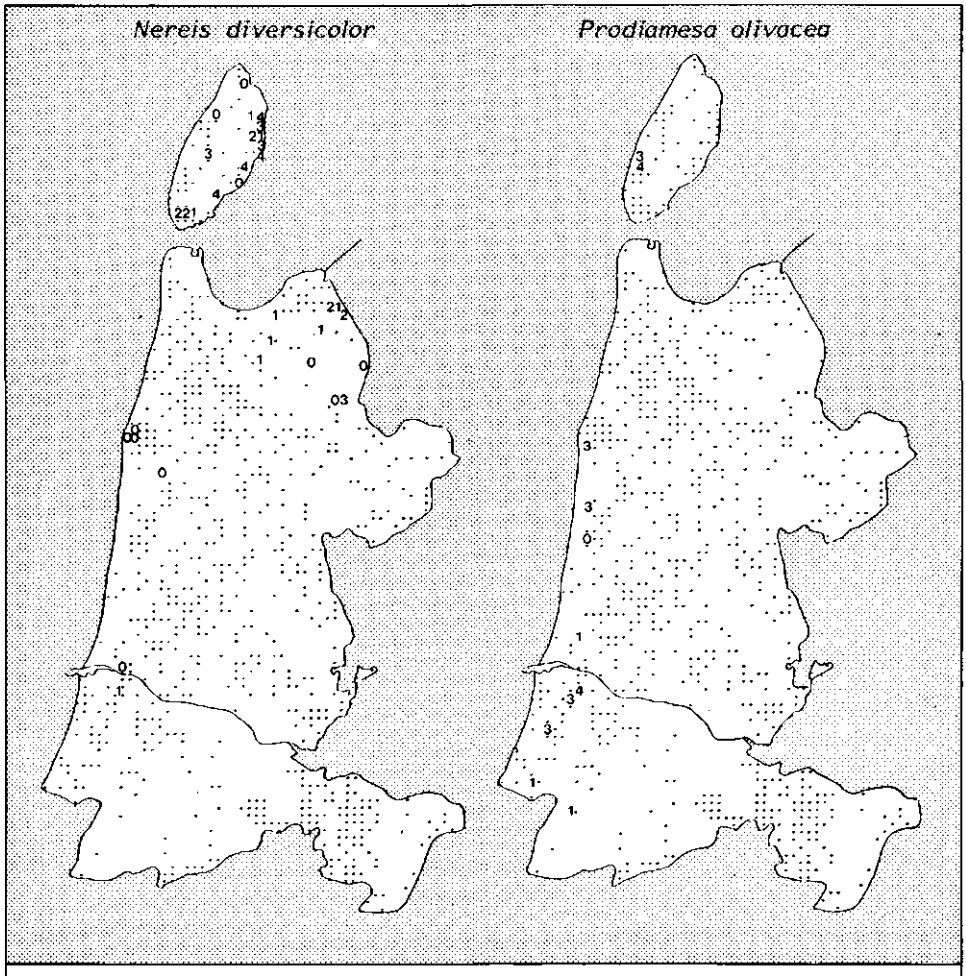
datum	tijd	temp °C	O2 mg/l	ZVP Z	NO_3^--N mg/l	NH_4^+-N mg/l	kj-N mg/l	t-N mg/l	o-P mg/l
26 mei 85	12.00	6,5	11.0	90	0,0	0,1	1,5	1,5	0,03
12 jun 85	10.14	12,8	8,3	79	0,0	0,1	1,5	1,5	0,03
23 sep 85	10.14	16,0	6,3	64	0,2	0,5	2,4	2,6	0,52

datum	t-P mg/l	Cl^- mg/l	K^+ mg/l	Ca^{2+} mg/l	Mg^{2+} mg/l	Ch-A µg/l	Ch-A Eaeo	pH	doorzicht cm
26 mei 85	0,06	99	0,16	2,45	0,74	8	16	8,0	> 40
12 jun 85	0,07	116	0,17	2,05	0,82	20	28	8,7	60
23 sep 85	0,52	123	0,20	2,70	0,90	2	7	7,8	> 50

Beleidstoepassing

Inzicht in verspreiding en milieu-eisen van macrofauna-organismen is gewenst om hierop ecologische adviezen van uiteenlopende aard te kunnen baseren. In de on-

derstaande kaart wordt het verspreidingspatroon getoond van twee organismen die gebonden zijn aan specifieke milieuomstandigheden.



0= 1 exemplaar

1= 2- 4 exemplaren

2= 5-12 exemplaren

3= 13-33 exemplaren

4= 34-90 exemplaren

5= 91- 244 exemplaren

6= 245- 665 exemplaren

7= 666-1808 exemplaren

8= ≥ 1809 exemplaren

. =bemonsterd, niet aangetroffen

Een van de toepassingen is de aanwijzing van zogenaamde aquatisch-ecologische aandachtsgebieden ten behoeve van het Provinciaal Waterkwaliteitsplan (1983). In deze aandachtsgebieden zal het beleid erop gericht zijn de bijzondere ecologische waarden en structuren in stand te houden. Thans worden de resultaten van de eerste inventarisatieronde bewerkt om te komen tot een typologie van wateren in Noord-Holland. Op basis hiervan kan een referentiekader worden vastgesteld ten behoeve van de biologische waterbeoordeling.

Biologisch meetnet

Naast het actueel houden van het gegevensbestand is in 1987 begonnen met de uitvoering van een biologisch meetnet. De functie hiervan is het tijdig signaleren van veranderingen in het natuurlijk milieu en het controleren van genomen beleidsbeslissingen. Het hydrobiologische onderdeel van dit meetnet bestaat uit onderzoek naar macrofauna, epifytische diatomeeën en fysisch-chemische parameters (voornamelijk nutriënten en macro-ionen). De volgende projecten worden uitgevoerd:

- het opzetten van een permanent aquatisch meetnet bestaande uit 50 monsterpunten verspreid over Noord-Holland (volgens aanbevelingen van de Interprovinciale Ambtelijke Werkgroep Milieu-inventarisatie);
- het volgen van effecten van vermindering van grondwateronttrekking in duingebied;
- het volgen van effecten van vermindering van grondwateronttrekking en maatregelen ter verbetering van de waterkwaliteit in het Vechtplassengebied;
- onderzoek naar het belastingniveau van microverontreinigingen in waterlevensgemeenschappen.

De opzet van dit laatste project dient nog nader bepaald te worden. Door vooronderzoek is analyse-ervaring opgedaan voor de bepaling van zware metalen, polychloorbifenylen, polycyclische aromatische koolwaterstoffen en extraheerbare organohalogeenverbindingen aan weefsels van Unionidae, Dreissena, Bithynia en Hirudinea.

Verschillen tussen genormaliseerde beken en weteringen op ecologische basis

R. Torenbeek, A. Paarlberg en J.J.P. Gardeniers

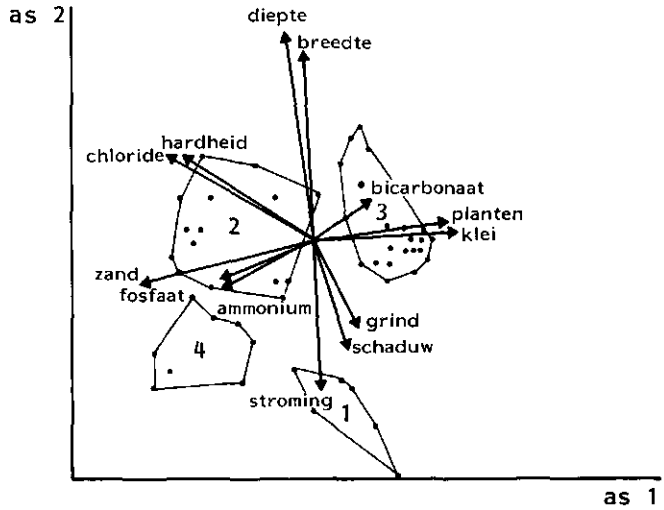
Doel van het onderzoek
Het aangeven van ecologische verschillen tussen diverse (typen van) stromende wateren.

Onderzoekgebied
Het onderzoekgebied beslaat de zuidelijke Achterhoek, de Liemers en het Montferland (Gelderland). In dit gebied zijn macrofaunabemonsteringen uitgevoerd in 19 watergangen met in totaal 58 locaties.

Onderzoekmethode
- bemonsteren van de macrofauna;
- beschrijven van milieukarakteristieken (o.a. afmetingen, stroomsnelheid, vegetatie, beschaduwing, bodemsamenstelling);
- chemische wateranalyse.

Verwerking van gegevens
De gegevens zijn verwerkt met behulp van de computerprogramma's FLEXCLUS en CANOCO betreffende classificatie en canonische ordinatie.

Resultaten
Op basis van de macrofaunasamenstelling zijn de bemonsteringslocaties gegroepeerd. In het volgende diagram zijn deze groepen aangegeven, alsook hun relatie met de belangrijkste milieuvariabelen. Er worden vier groepen bemonsteringslocaties onderscheiden, gelegen in:
- bovenlopen van beken en bronbeken (1),
- gereguleerde midden- en benedenlopen van beken (2),
- weteringen (3),
- periodiek droogvallende en/of vervuilde bovenlopen van beken (4).



De karakteristieken van deze groepen zijn hieronder weergegeven.

	bovenlopen beken en bronbeken	gereguleerde beken	weteringen	periodiek droogvallende en vervuilde bovenlopen
stroomsnelheid	hoog	laag	laag	laag/geen
bodem	zand/grind	zand	klei	modder
vegetatie	geen	weinig	veel	geen
soortendiversiteit	laag	hoog	hoog	laag
kenmerkende macrofauna	enkele specifieke soorten o.a. Amphinemoura standfussi, Sericostoma personatum	weinig specifieke soorten	soorten gerelateerd aan vegetatie (slakken, kevers, haften)	soorten kenmerkend voor modder, o.a. Chironomus gr. thummi, Psectrotanypus varius

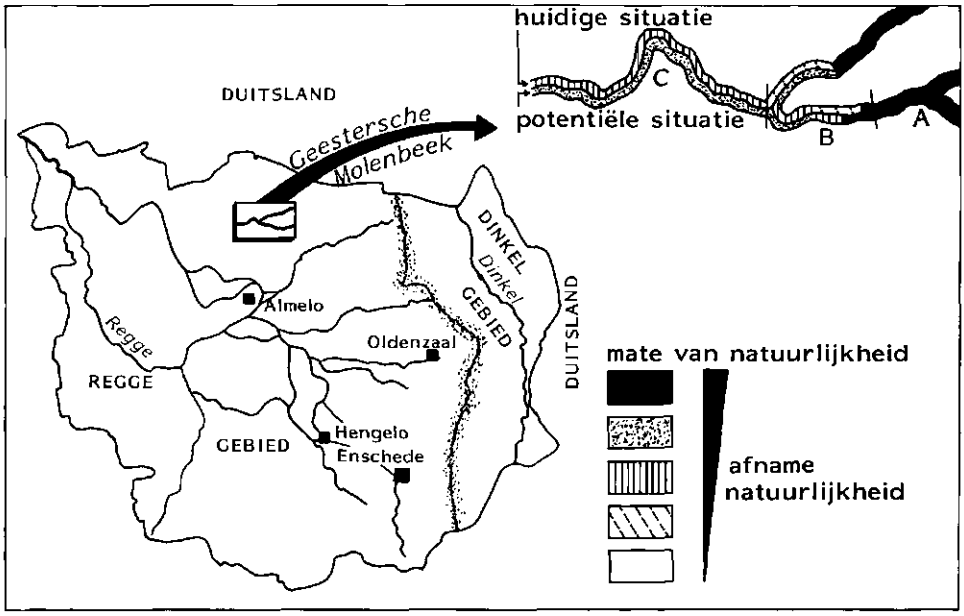
Conclusie
Hoewel gereguleerde beken en weteringen in de Achterhoek en de Liemers veel overeenkomsten vertonen wat betreft hun afmetingen, stroomsnelheid en mate van beschaduwing, verschillen de macrofaunagemeenschappen van de wateren sterk van elkaar, met name door verschillen in bodemsamenstelling, en daaraan gekoppeld het voorkomen van vegetatie.

Onderhoudsplannen voor oppervlaktewater

Waterschap Regge en Dinkel

provinciale verantwoordelijkheid ↑ — waterschapsverantwoordelijkheid ↓

Onderzoek, inventarisatie	* EKOO-onderzoek, provincie Overijssel
Functietoekenning	* Inventarisatie Waterschap - biologisch (beekkarakterindex) (kwaliteitsindex) - chemisch (toetsing aan normen) - abiotisch (regulatie-index)
Doelstellingen	* Per type oppervlaktewater (beek, kanaal) formuleren
Maatregelen vastleggen in onderhoudsbeheersplannen	* Actief b.v. - onderhoud - waterinlaat - zuiveringsinstallaties * Passief - vergunningverlening
Toetsing	* Financieel * Technisch * Maatschappelijk
Uitvoering	



Onderhoudsplan Geesterse Molenbeek

	toe te kennen functie	doelstellingen	maatregelen
A.	1. afvoer, berging, doorvoer van water 2. natuurlijk milieu voor organismen	- afvoer binnen de boorden - inundaties toegestaan - natuurlijke levensgemeenschap	- Ib / Hho/Ko
B.	1. afvoer, berging, doorvoer van water 2. natuurlijk milieu voor organismen 3. agrarische functie	- afvoer binnen de boorden - beperkte inundaties toegestaan - behoud en ontwikkeling houtwalbeek	- rechteroever II 1,5 r /Ho - linkeroever III 1,5 R Mmo/Ho - stuwen verwijderen - lozingen beperken
C.	1. afvoer, berging, doorvoer van water 2. natuurlijk milieu voor organismen 3. agrarische functie	- drooglegging max 40 cm - behoud/ontwikkeling houtwalbeek	- linkeroever II-III O(r) /M - rechteroever II-III 1,5 R Mmo/H - afvoeren >0,7 m^3/sec afleiden - lozingen beperken - stuwen veranderen in cascades

Verklaring beheerscode

	1 2 3 4	
voorbeeld	II 3 H 2	inrichting
	Mmo/Km	onderhoud
	5 6 7 8 9	

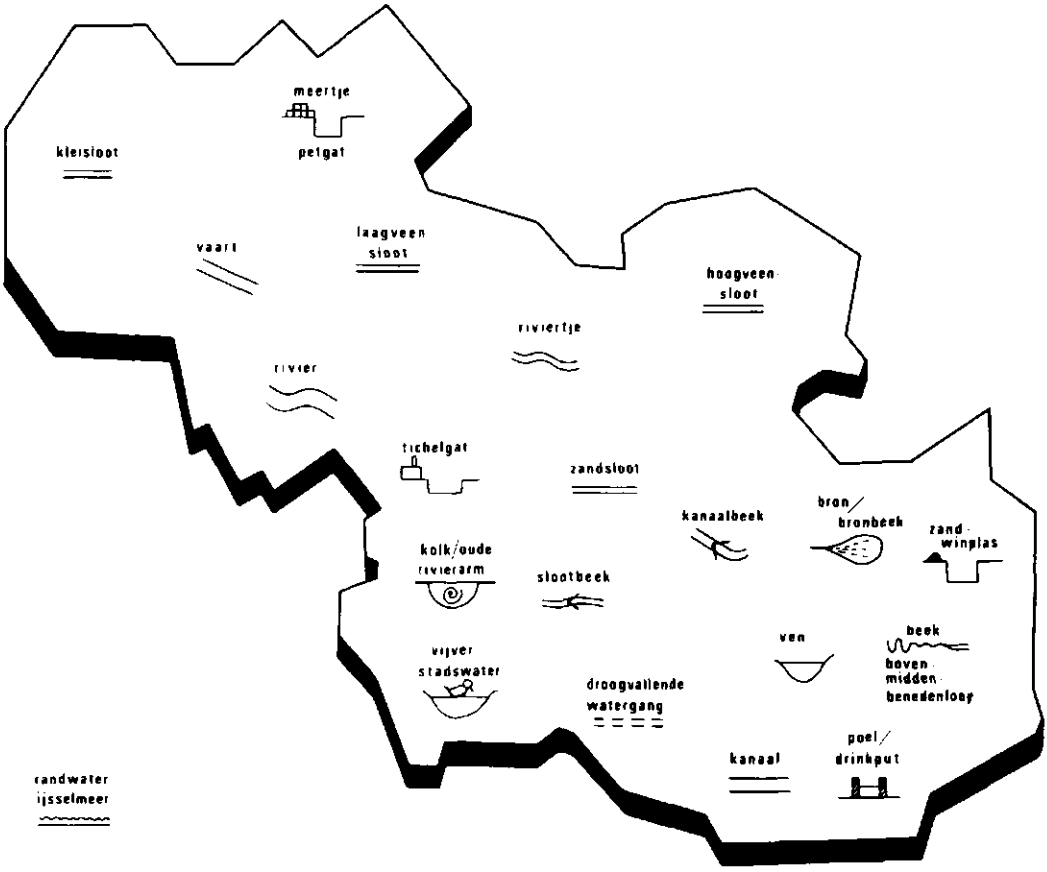
1. mogelijkheid tot meandering: I = goed, II = vrij goed, III = matig, IV = meandering niet mogelijk;
2. aankoopbreedte in m, gerekend vanaf de insteek;
3. aanbrengen/handhaven van beplanting: B,H,R respectievelijk bos, houtwal, bomenrij aanbrengen;
   b,h,r respectievelijk bos, houtwal, bomenrij handhaven;
4. nieuwe breedte houtwal;
5. groot onderhoud; M = machinaal, H = in handkracht;
6. klein onderhoud; m = machinaal, h = in handkracht;
7. waterplantenbestrijding; w = bestrijding noodzakelijk, o = geen noodzaak;
8. beheersvorm beplanting; K = als opgaande beplanting handhaven, periodiek dunnen, H = als hakhout beheren, om de tien jaar afzetten
9. maaibeheer taluds en bermen; M = machinaal maaien, H = in handkracht maaien, o = niet maaien

Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel (EKOO)

Provincie Overijssel en Rijksinstituut voor Natuurbeheer

Doel: opstellen van een regionale watertypologie

Overijssel: een provincie met een grote variatie in watertypen



Typologie van beekbovenlopen:
Indeling op basis van karakteristieke soortencombinaties

Verwacht resultaat:
Maatgevend voor de invulling van ecologische kwaliteitsdoelstellingen op het niveau van levensgemeenschappen
Richtinggevend ten aanzien van (potentiële) ontwikkelingsmogelijkheden in samenhang met functies en beheer.
Winstgevend voor de integratie van biologische kwaliteitsaspecten in beleid en planvorming met betrekking tot de waterhuishouding.

Typologie van beekbovenlopen

Indeling op basis van karakteristieke soortencombinaties

beschaduwing

natuurlijk profiel

afvoerpatroon

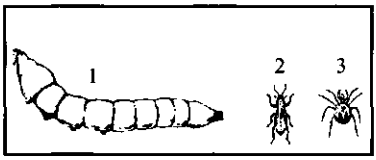
watervoering

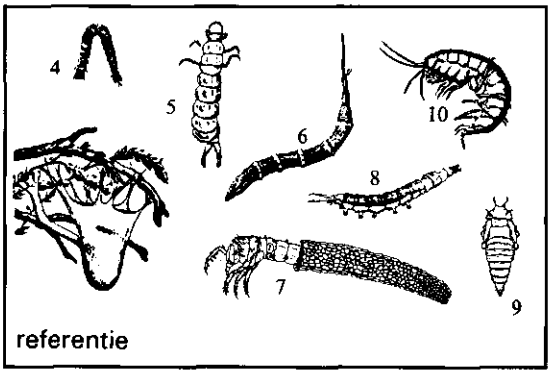
organisatie belasting

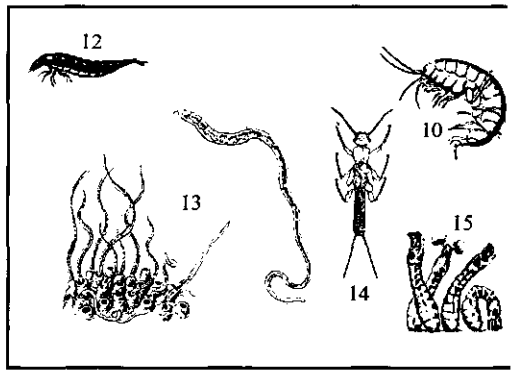
nutriënten

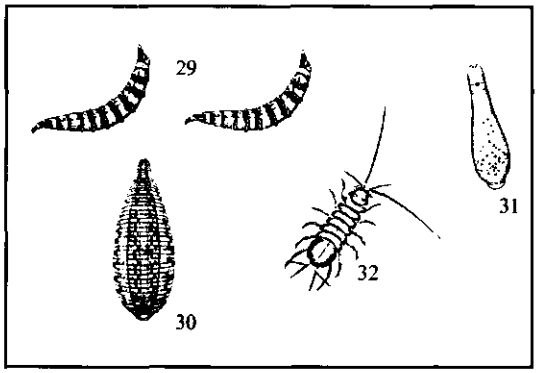
monsterpunten ⟶

soorten ↓



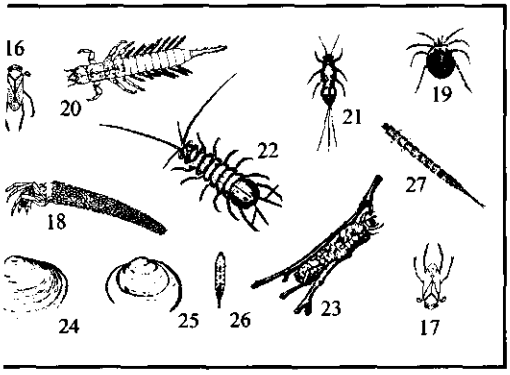


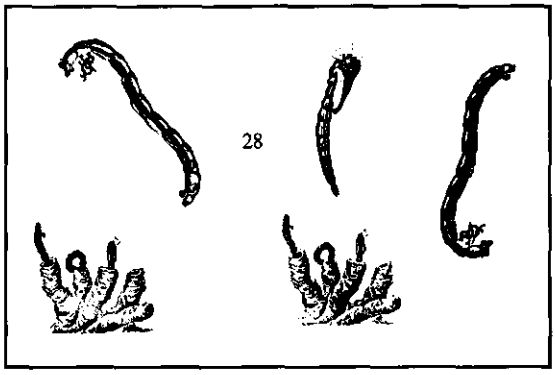




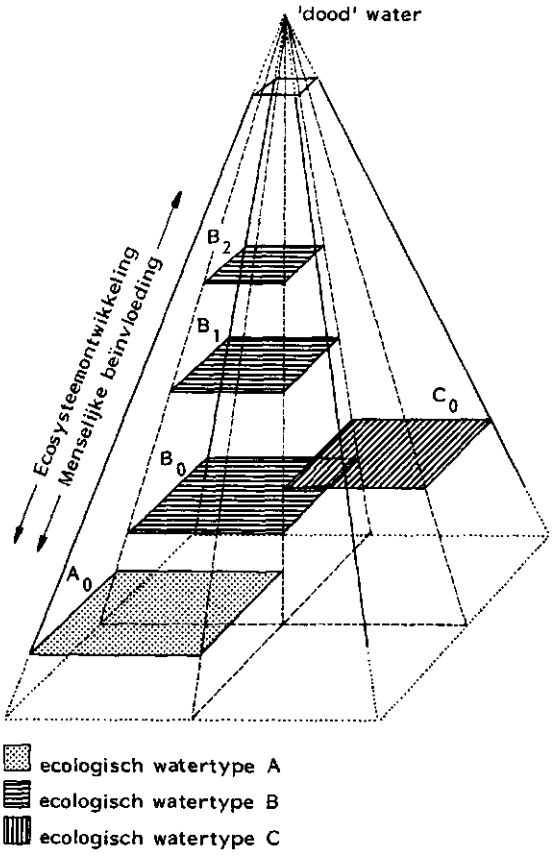
Beïnvloeding ⟶ ⟶ ⟶ ⟶ ⟶ ⟶ ⟶ ⟶ ⟶ ⟶ samenstellin

1 Pedicia rivosa
2 Hydraena riparia
3 Sperchon squamosus
4 Dixa maculata
5 Plectrocnemia conspersa
6 Ptychoptera sp.
7 Sericostoma personatum
8 Dicranota bimaculata
9 Helodes minuta
10 Gammarus pulex
11 Tipulidae
12 Agabus sp.
13 Tubifex tubifex
14 Nemoura cinerea
15 Simulium sp.
16 Sigara distincta
17 Sigara striata
18 Athripsodes aterrimus
19 Hygrobates longipalpis
20 Sialis lutaria
21 Caenis horaria
22 Asellus aquaticus
23 Anabolia nervosa
24 Pisidium sp.
25 Sphaerium sp.
26 Psychoda sp.
27 Haliplus sp.
28 Chironomus sp.
29 Tabanus sp.
30 Glossiphonia complanata
31 Helobdella stagnalis
32 Proasellus meridianus





en opzichte van de referentie → → → → → → → →



Mogelijke toepassing:
Normstelling en beheer
Integratie ecologische en mensgerichte kwaliteitsdoelstellingen
Regionale differentiëring van referentieniveaus per watertype (biologisch en fysisch-chemisch)

Beoordeling
Toetsing effectiviteit maatregelen
Directe kwaliteitsbewaking

Monitoring
Permanent aquatisch meetnet voor de lange termijn (in landelijk kader)

Literatuur

Alderdice, D.F. 1972. Responses of marine poikilotherms to environment factors acting in concert. In: O.Kinne (ed.), Marine Ecology Vol. 1, part 3: 1659-1723.

Ant, H. 1971. Die Gewässertypen Westfalens. Naturk. Westf. 7: 73-84.

Behning, A. 1928. Das Leben der Wolga. Die Binnengewässer 5. 162 p.

Berger, C. 1986. De kans op blauwalgenbloeien in de randmeren van de Markerwaard. Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad. Flevobericht 268, 90 p.

Boer, P.J. den 1968. Spreading of risk and stabilization of animal numbers. Acta Biotheoretica 18: 165-194.

Boer, P.J. den 1983. De betekenis van dispersie voor het overleven van soorten. Vakblad voor Biologen 63: 344-348.

Braak, C.J.F.ter 1987. CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis and redundancy analysis. TNO Inst. Appl. Computer Sc., Wageningen.

Brinley, F.J. 1942. Biological studies, Ohio River Pollution Survey. Sewage Works Journal 14: 147-159.

Butcher, R.W. 1933. Studies on the ecology of rivers. I. On the distributiom of macrophytic vegetation in the rivers of Brittain. J. Ecol. 21: 58-91.

Butcher, R.W. 1955. Relation between the biology and the polluted condition of the Trent. Verh. Int. Ver. Limnol. 12: 823-827.

Cairns, J., D.W. Albaugh, F. Busey & M.D. Chaney 1968. The sequential comparison index - a simplified method for non-biologists to estimate relative differences in biological diversity in stream pollution studies. J. Wat. Pollut. Control Fed. 40: 1607-1613.

Campbell, M.S.A. 1939. Biological indicators of intensity of stream pollution. Sewage Works Journal 11: 123-127.

Carpenter K.E. 1928. Life in inland waters. Sidgwick & Jackson, London. 267 p.

Caspers H. & C.W. Heckman 1982. The biota of a small standing water ecosystem in the Elbe flood plain. Arch. Hydrobiol. Suppl. 61, 3: 227-316.

Caspers H. & L. Karbe 1966. Trophie und Saprobität als stoffwechseldynamischer Komplex. Arch. Hydrobiol. 61: 453-470.

Caspers H. & L. Karbe 1967. Vorschläge für eine saprobiologische Typisierung der Gewässer. Int. Revue ges. Hydrobiol. 52: 145-162.

Cate, L. ten & G. Schmidt 1986. Macrofaunagemeenschappen in beekbovenlopen. Basisrapport EKOO-project 16. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum. 163 p.

Chandler, J.R. 1970. A biological approach to water quality management. Wat. Pollut. Control 69: 415-422.

Claassen, T.H.L. 1987. Typologie en normstelling. Een aquatisch-oecologisch onderzoek in Friesland. Proefschrift Nijmegen. 238 p.

Coesel, P.F.M. 1981. Distribution and ecology of desmids in a Dutch broads area. Proefschrift Universiteit van Amsterdam; 198 p.

Costlow Jr., J.D., C.G. Brookhout & R. Monroe 1960. The effect of salinity and temperature on larval development of Sesarma cinereum (Bosc.) reared in the laboratory. Biol. Bull. 118: 183-202.

CUWVO 1986. Ecologische kwaliteitsdoelstellingen voor Nederlandse oppervlakterwateren. Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren. 205 p.

Dam, H. van 1977. Waarom biologische waterbeoordeling? In: L. de Lange & M.A. de Ruiter (red.), Biologische waterbeoordeling. Instituut voor Milieuhygiëne en Gezondheidstechniek TNO; 7-24.

Dresscher, Th.G.N. 1978. Historische flitsen betreffende planktononderzoek en hydrobiologie. De Levende Natuur 81: 34-41.

Dresscher, Th.G.N. & H. van der Mark 1976. A simplified method for the biological assessment of the quality of fresh and slightly brackish water. Hydrobiologia 48: 199-201.

Eisma, D. 1965. Shell-characteristics of Cardium edule L. as indicators of salinity. Neth. J. Sea Res. 2: 493-540.

Elster, H.J. 1958. Das limnologische Seetypensystem. Rückblick und Ausblick. Verh. int. Ver. Limnol. 13: 101-120.

Elster, H.J. 1962. Stoffkreislauf und Typologie der Binnengewässer als zentrale Probleme der Limnologie. Naturwiss. 49: 49-55.

Fisher, R.A., A.S. Corbet & C.B. Williams 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. J. Anim. Ecol. 12: 42–58.
Fjerdingstad, E. 1964. Polllution of streams estimated by benthal phyto-micro organisms. 1. A saprobic system based on communities of organisms and ecological factors. Int. Rev. ges. Hydrobiol. 49: 63–131.
Forel, F.A. 1901. Handbuch der Seenkunde. Engelhorn, Stuttgart.
Funk, J.L. & R.S. Campbell 1953. The population of larger fishes in Black River, Missouri. Univ. Mo. Stud. 26: 69–82.
Gauch, H.G. Jr. 1982. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge University Press, Cambridge. 298 p.
Gezondheidsraad 1984. Advies inzake een begrippenlijst ten behoeve ecologische normen waterbeheer. 's-Gravenhage; 50 p. + bijlagen.
Goedmakers, A. 1985. Ecological water quality policy: An attempt at concept clarification and a plea for the use of biological ecosystem parameters. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 2277–2280.
Grassle, J.F. & J.P. Grassle 1974. Opportunistic life-histories and genetic systems in marine benthic polychaetes. J. mar. Res. 32: 253–284.
Gray, J.S. 1979. Pollution-induced changes in populations. Phil. Trans. Roy. Soc. (Ser. B) 286: 545–561.
Gray, J.S. 1981. Detecting pollution-induced changes in communities using the log-normal distribution of individuals among species. Mar. Pollution Bull. 12: 173–176.
Gray, J.S. & F.B. Mirza 1979. A possible method for detecting pollution-induced disturbance on marine benthic communities. Mar. Pollution Bull. 10: 142–146.
Gijsen, M.E.A. van, M. Jansen & O. Driessen 1988. Ecologische effecten van gebiedsvreemd water in de Aalder- en Westerstroom. Zuiveringschap Drenthe, Assen.
Heimans, E. & J.P. Thijsse 1895. In sloot en plas. Thieme, Zutphen.
Hellawell, J.M. 1978. Biological surveillance of rivers; a biological monitoring handbook: collaboration between Natural Environment Research Council, Water Research Centre, and Regional Water Authorities, NERC, Stevenage. 333 p.
Herder, S.J. 1975. Een onderzoek naar enige aspekten van trofie. Doctoraalverslag Vrije Universiteit, Amsterdam.
Higler, L.W.G. & A.W.M. Mol 1984. Ecological types of running water based on stream hydraulics in The Netherlands. Hydrobiol. Bull. 18: 51–57.
Higler, L.W.G. & H.H. Tolkamp 1984. Karakterisering van stromende wateren met behulp van bioindicatoren: het geslacht Hydropsyche (Trichoptera). In: E.P.H. Best & J. Haeck (red.) Ecologische indicatoren voor de kwaliteitsbeoordeling van lucht, water, bodem en ecosystemen. Pudoc, Wageningen; 155– 166.
Hoog, A. de & A. Span 1980. Onderzoek in enkele beken in de Gelderse Vallei. Stud. verslag nr. 80–7, Vakgroep Waterzuivering, L.H. Wageningen.
Hoogheemraadschap van Delfland 1985. Macrofauna als waterkwaliteitsaspect in Delflands Boezem.
Hoogheemraadschap van Rijnland 1984. Rapport betreffende het onderzoek naar de effecten van fosfaatverwijdering op de rwzi's Gouda, Bodegraven en Nieuwveen.
Hoogheemraadschap van Rijnland 1986. Resultaten planktononderzoek 1985 in het Hoogheemraadschap van Delfland.
Hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen 1986. Waterkwaliteitsbeheersplan, Deelplan boezemwateren, paragraaf 4.6.
Hovenkamp-Obbema, I.R.M., S.P. Klapwijk & J.E.F. Landman 1983. Biologische beoordeling van de waterkwaliteit in Noord- en Zuid-Holland. H2O 15: 406–412.
Hovenkamp-Obbema, I.R.M., S.P. Klapwijk & J.E.F. Landman 1983. Nogmaals: Wat is waterkwaliteit? H2O 16: 177.
Hueck-van der Plas, E.H. 1984. Zware metalen in aquatische systemen. Overzicht van het onderzoek en conclusies. Staatsuitgeverij 's-Gravenhage. 42 p.
Huet, M., E.Leclerc, J.A. Timmermans & P. Beaujean 1955. Recherche des correlations entre l'analyse biologique et l'analyse physicochimique des eaux polluées par matières organiques. Bull. Centr. Belg. Etude Doc. Eaux 30: 216–237.
Hutchinson, G.E. 1970. The chemical ecology of three species of Myriophyllum (Angiospermae, Haloragaceae). Limnol. Oceanogr. 15: 1–15.
Hynes, H.B.N. 1960. The biology of polluted waters. Liverpool University Press, Liverpool.
Illies, J. 1955. Der biologische Aspekt der limnologischen Fliesswassertypisierung. Arch. Hydrobiol. Suppl. 22: 337–346.

IMP 1980. Indicatief Meerjaren Programma Water 1980–1984. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
IMP 1985. Indicatief meerjarenprogramma water 1985–1989. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
Jansen, Ph. 1964. Eigenschappen van het water in Zuid-Limburg. Publ. Natuurhist. Genootschap Limburg, 13: 3–44.
Kemmers, R.H. & P.C. Jansen 1980. De invloed van chemische factoren in grondwater en bodem op enkele vegetatietypen in het CRM-reservaat 'Groot Zandbrink'. Nota 1181. ICW, Wageningen. 37 p.
Klapwijk, S.P. 1982. Hydrobiologisch onderzoek naar het waterkwaliteitsklassensysteem van Caspers en Karbe in Zuid-Holland. Hoogheemraadschap van Rijnland. 118 p.
Kolkwitz, R. & M. Marsson 1902. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitt. Prüfungsanst. Wasserversorg. Abwasserreinig. 1: 33–72.
Kolkwitz, R. & M. Marsson 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. Ber. dtsch. bot. Ges. 26: 505–519.
Kolkwitz, R. & M. Marsson 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. Int. Rev. Hydrobiol. 2: 126–152.
Koulman, J.G. & W.J. Wolff 1977. The Mollusca of the estuarine region of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt in relation to the hydrography of the area. V. The Cardiidae. Basteria 41: 21–32.
Kroes, H.W. 1983. Achtergronden van milieuhygiënische normstelling voor oppervlaktewater. H2O 16: 281–284.
Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung NW & Landesamt für Wasser und Abfall NW 1985. Bewertung des ökologischen Zustandes von Fliesswasser Teil I. Bewertungsverfahren; 26 p. + bijlagen. Teil II. Grundlagen für das Bewertungsverfahren. Lölf, Recklinghausen; LWA, Düsseldorf. 65 p.
Lange, L. de & M.A. de Ruiter (red.) 1977. Biologische waterbeoordeling. Methoden voor het beoordelen van Nederlands oppervlaktewater op biologische grondslag. Werkgroep Biologische Waterbeoordeling. TNO, Delft.
Lange, L. de & J.C.J. van Zon 1973. Proposal for a numerical description of the development of aquatic macrophytic vegetation as an aid for the assessment of water quality. Wasser- und Abwasser-Forschung 4: 125–128.
Lauterborn, R. 1916–1918. Die geographische und biologische Gliederung des Rheinstromes I–III. Sitz. Ber. Heidelberger Acad. Wiss. Math. Naturwiss. Kl. Abt. B. I–III.
Leeuwen, C.J. van 1986. Ecotoxicological aspects of dithiocarbamates. Proefschrift RU Utrecht.
Liebmann, H. 1951. Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie. Band I. Oldenbourg, München.
Liebmann, H. 1960. Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie. Band II. Oldenbourg, München.
Liepolt, R. 1953. Lebensraum und Lebensgemeinschaft des Liesingbaches. Wett. u. Leben, Sonderheft 2: 64–102.
Livingstone, D.A. 1963. Chemical composition of rivers and lakes. U.S. Geol. Surv. Prof. Paper 440: 1–56.
Loogman, J.G. & L. van Liere (eds.) 1986. Proceedings of the water quality research Loosdrecht Lakes symposium. Hydrobiol. Bull. 20: 3–259.
Maenhout, A.M.A.T. 1986. Continue zuurstofmetingen. Rapport Provinciale Waterstaat in Zuid-Holland.
Margalef, R. 1951. Diversidad de especies en las comunidades naturales. Publnes Inst. Biol. apl. Barcelona 6: 59–72.
Mauch, E. 1976. Leitformen der Saprobität für die biologische Gewässeranalyse. Cour. Forsch. - Inst. Senckenberg 21, Frankfurt am Main.
McEwen, F.L. & G.R. Stephenson 1979. The use and significance of pesticides in the environment. Wiley, New York. 538 p.
McIntosh, R.P. 1967. An index of diversity and the relation of certain concepts to diversity. Ecology 48: 392–404.
McIntyre, A.D. & J.B. Pearce 1980. Biological effects of marine pollution and the problems of monitoring. Rapp. P.v. Rein Cons. internat. Explor. Mer. 179. 346 p.
Ministerie van Verkeer en Waterstaat 1981. Indicatief Meerjarenprogramma Water 1980–1984. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
Ministerie van Verkeer en Waterstaat 1986. Omgaan met water, naar een integraal waterbeleid. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage. 63 p.
Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer 1986. De waterkwaliteit van Nederland/Indicatief Meerjarenprogramma Water 1985–1989. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.

Ministerie VROM 1985. Indicatief Meerjarenprogramma Milieubeheer 1986-1990. Tweede Kamer der Staten-Generaal, 1985-1986, 19204, nrs. 1-2.
Ministeries van VROM en van V&W 1985. Indicatief Meerjarenprogramma Water 1985-1989. 's-Gravenhage, Tweede Kamer der Staten-Generaal, 1984-1985, 19153, nrs. 1-2.
Ministeries van VROM en van V&W 1983. Besluit kwaliteitsdoelstellingen en metingen oppervlaktewateren. Staatsblad 606: 4 p.
Mol, A.W.M. 1985. Hydrobiologische districten in Nederland. RIN-rapport 85/7. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum. 50 p.
Moller Pillot, H.K.M. 1971. Faunistische beoordeling van de verontreiniging in laaglandbeken. Proefschrift Nijmegen. Pillot- Standaardboekhandel, Tilburg. 286 p.
Molt, E.L. 1961. Verontreiniging van het Rijnwater. In: Drinkwatervoorzieningen. Moormans periodiekenpers Den Haag; 46-71.
Mouthon, J. & M. Coste 1984. Qualité hydrobiologique de la Loire. Etat de référence du site de Villerest. Rapp. CEMAGREF, Div. Qual. Eaux/Pêche/Pisc. Lyon. 107 p. + bijl.
Naumann, E. 1921. Einige Grundlinien der regionalen Limnologie. Lunds Universitets Arsskrift N.F. 17.
Naumann, E. 1932. Grundzüge der regionalen Limnologie. In: Die Binnengewässer, Bd. 11, Stuttgart.
Nowak, W. 1940. Über der Verunreinigung eines kleinen Flusses in Mähren durch Abwasser von Weissgerbereien, Leder-, Leimfabriken und anderen Betrieben. Arch. Hydrbiol. 36: 386-423.
Nygaard, G. 1949. Hydrobiological studies on some Danish ponds and lakes II. The quotient hypothesis and some new and little known phytoplankton organisms. Kongl. Danske Vid. Selsk. Biol. Skr. 7: 1-293.
Odum, H.T. 1956. Primary production in flowing waters. Limnol. & Oceanography 1: 102-111.
Odum, E.P. 1971. Fundamentals of ecology. Saunders, Philadelphia, London, Toronto.
Overbeck, J., K. Anagnostidis en A. Economou-Amilli 1982. A limnological survey of three Greek lakes: Triconis, Lyssima- chia and Amvrakia. Arch. Hydrobiol. 95: 365-394.
Pannekoek, A.J. & L.M.J.U. van Straaten (red.) 1982. Algemene geologie. Wolters-Noordhoff, Groningen. 598 p.
Pantle, E. & H. Buck 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. Gas- und Wasserfach 96: 604.
Parma, S. 1967. Het onderscheiden van watertypen. Vakblad voor Biologen 47: 141-150.
Pianka, E.R. 1978. Evolutionary ecology. Harper & Row, New York. 397 p.
Piper, A.M. 1944. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analyses. Am. Geophys. Union Trans. 25: 914-923.
Popma, J. 1982. Numerieke classificatie van macrofaunagemeenschappen van sprengen en beken op de Veluwe. Werkgroep Sprengen en Beken, Arnhem.
Preston, F.W. 1948. The commonness, and rarity, of species. Ecology 29: 254-283.
Provinciale Waterstaat van Noord-Holland 1983. Waterkwaliteitsbeoordelingsmethodiek. Haarlem.
Provinciale Waterstaat van Noord-Holland 1984. Provinciaal Waterkwaliteitsplan van Noord-Holland. Haarlem.
Provinciale Waterstaat van Noord-Holland 1986. Het waterkwaliteitsbeheer in Noord-Holland en enkele daarmee verband houdende aspekten; periode 1983 tot en met 1985. Haarlem.
Provinciale Waterstaat in Zuid-Holland 1973. Nota Waterkwaliteitsbeheer in Zuid-Holland.
Provinciale Waterstaat in Zuid-Holland 1976. Notitie met betrekking tot de kwaliteitsklasse-indeling van het oppervlaktewater in Zuid-Holland. Notitie dec. 1975, herzien juni 1976.
Provinciale Waterstaat in Zuid-Holland 1986. Provinciaal Waterkwaliteitsplan Zuid-Holland 1985-1995.
Raddum, G.G. & A. Fjellheim 1984. Acidification and early-warning organisms in freshwater in western Norway. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 1973-1980.
Raunkiaer, C. 1934. The area of dominance, species diversity and formation dominants. The life forms of plants and statistical plant geography being the collected papers of C. Raunkiaer. Clarendon Press, Oxford.
Redeke, H.C. 1948. Hydrobiologie van Nederland. Backhuys & Meesters, Amsterdam. 580 p.
Resh, V.H. & J.D. Unzicker 1975. Water quality monitoring and aquatic organisms: the importance of species identification. Journal WPCF 47: 9-19.
Rigler, F.H. 1975. Nutrient kinetics and the new typology. Verh. Internat. Verein. Limnol. 19: 197-210.
Ringelberg, J. 1954. De giftigheid van koper en zink op jong snoekbroed. Doct. verslag, Rijksuniversiteit Utrecht.
Russev, B. 1966. Das Zoobenthos der Donau zwischen den 845 und 375 Flusskilometer 1. Zusammensetzung, Verteilung und Oekologie Acad. Bulg. Sci. 20: 55-131.

Schroevers, P.J. 1966a. Some observations on micro-coenoses in a bog-region influenced by man. Wentia 15: 163-190.
Schroevers, P.J. 1966b. Kontakt zwischen oligotroph und eutroph in einem Hochmoorgebiet. Verh. Internat. Verein. Limnol. 16: 612-618.
Schroevers, P.J. 1968. Nogmaals: Typologie van wateren. Vakblad voor Biologen 48: 76-81.
Schroevers, P.J. 1977. Beoordeling van de waterkwaliteit op basis van het mikrofytenbestand. In: L. de Lange & M.A. de Ruiter (red.), Biologische waterbeoordeling. TNO, Delft; 26-89.
Schroevers, P.J. 1985. Geschiedenis van de Werkgroep Biologische Waterbeoordeling. Nieuwsbrief 1 Werkgroep Biologische Waterbeoordeling: 3-6.
Shannon, C.E. 1948. A mathematical theory of communication. Bell Systems Tech. J. 27: 379-423.
Sheehan, P.J., D.R.Miller, G.C. Butler & P. Bourdeau 1984. Effects of pollutants at the ecosystem level. Scope 22, Wiley, Chichester. 443 p.
Shelford, V.E. 1913. Animal communities in temperate America as illustrated in the Chicago region. Geogr. Soc. Chicago Bull. 5: 1-362.
Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. Nature Lond. 163: 688.
Skulberg, O.M. 1975. Observation and monitoring of water quality by use of experimental biological methods. Verh. Internat. Verein. Limnol. 19: 2053-2063.
Sládecek, V. 1973. System of water quality from the biological point of view. Arch. f. Hydrobiol. Beih. Ergebnisse der Limnologie 7: 1-218.
Sládecek, V. 1978. Continental systems for the assessment of water quality. In: A. James & L. Evison (eds), Biological indicators of water quality. Wiley, Chichester; 3-1/3-32.
Sládecek, V. 1981. System of the acute toxicity. Verh. Internat. Verein. Limnol. 21: 1147-1150.
Slooff, W. 1983. Biological effects of chemical pollutants in the aquatic environment and their indicative value. Proefschrift Rijksuniversiteit Utrecht.
Smit, H. 1983. Het ecosysteem van de Nederlandse grote rivieren. De Levende Natuur 86: 162-167.
Srámek-Husek, R. 1958. Die Rolle der Ciliatenanalyse bei der biologischen Kontrolle von Flussverunreinigungen. Verh. Internat. Verein. Limnol. 13: 636-645.
Steinmann, P. 1907. Die Tierwelt der Gebirgsbäche. Eine faunistisch-biologische Studie. Annls. Biol. lacustre 2: 30-150.
Thienemann, A. 1912. Biologische Seetypen und die Gründung einer hydrobiologischen Anstalt am Bodensee. Arch. Hydrobiol. 13: 347.
Thienemann, A. 1922. Der Bergbach des Sauerlandes. Int. Revue ges. Hydrobiol. Hydrogr. Suppl. 4: 1-125.
Thienemann, A. 1925. Die Binnengewässer Mitteleuropas. Die Binnengewässer 1: 54-83.
Thomas, E.A. 1944. Versuche über die Selbstreinigung fliessenden Wassers. Mitt. Lebensm. Hyg. Bern 35: 199-216.
Tolkamp, H.H. 1975. De hydrobiologische kwaliteitsbeoordeling van de beken in de zuidelijke Achterhoek op basis van macrofaunaonderzoek. Rapport 269 Vakgroep Natuurbeheer, LH Wageningen. 52 p + bijlagen.
Tolkamp, H.H. 1985. Using several indices for biological assessment of water quality in running water. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 2281-2286.
Tolkamp, H.H. 1985. Biological assessment of water quality in running water using macroinvertebrates: a case study for Limburg, The Netherlands. Wat. Sci. Tech. 17: 867-878.
Tolkamp, H.H. 1987. Toepasbaarheid ecologische waterkwaliteitsdoelstellingen. Waterschapsbelangen 72: 135-140.
Tolkamp, H.H. & J.J.P. Gardeniers 1977. Hydrobiological survey of lowland streams in the Achterhoek by means of a system for the assessment of waterquality and stream character based on macroinvertebrates. Mitt. Inst. Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landwirtschaft TU Hannover 41: 215-235.
Torenbeek, R., P.F.M. Verdonschot & L.W.G. Higler 1987. Biologische gevolgen van vergroting van waterinlaat in de provincie Drenthe. RIN-rapport 87/20. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum. 178 p.
Trouwborst, T. 1986. Normen voor de kwaliteit. Handboek voor Milieubeheer, deel 1: Waterbeheer, F 1100-1 t/m F 1100-95. Samsom, Alphen aan den Rijn.
Urk, G. van & F.C.M. Kerkum 1986. Misvormingen bij muggelarven uit Nederlandse oppervlaktewateren. H2O 19: 624-627.
Urk, G. van & F.C.M. Kerkum 1987. Nogmaals de ecologische gevolgen van 'Sandoz'. H2O 20: 50-51.
Urk, G. van & J.M. Marquenie. Het voorkomen van driehoeksmosselen in de Rijn en het metaalgehalte van het water. In voorbereiding.

Vanhooren, G. et al. 1979. Kaart van de biologische kwaliteit van de waterlopen in België. Ministerie van volksgezondheid en van het gezin, Brussel. 60 p.
Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing 1980. The river continuum concept. Can. J. Fish. aquat. Sci. 37: 130–137.
Venice System 1959. Final resolution of the symposium on the classification of brackish waters. Arch. Oceanogr. Limnol. 11: 243–245.
Verdonschot, P.F.M. 1983. Ecologische karakterisering van oppervlaktewater in Overijssel. H2O 16: 574–579.
Verdonschot, P.F.M. 1984. The distribution of aquatic oligochaetes in the fenland area of N.W. Overijssel (The Netherlands). Hydrobiologia 115: 215–222.
Verdonschot, P.F.M. & J. Laseur 1983. Stromend water in Overijssel. Aanbeveling voor het toepassen van natuurtechnische natuurbouw bij de herinrichting van genormaliseerde beken. Provinciale Waterstaat in Overijssel, Zwolle.
Verkooijen, R.G.V.A., J.H. Hoogendoorn & P. Grootjans 1985. Hydrochemie van de provincie Gelderland. Dienst Waterbeheer prov. Gelderland, Dienst Grondwaterverkenning TNO. 55 p. + bijl.
Verwey, J.H.P. 1970. Molybdeenovermaat bij het rund door luchtverontreiniging. Proefschrift Rijksuniversiteit Utrecht.
Warwick, R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. Mar. Biol. 922: 557–562.
Waterschap Zuiveringschap Limburg 1986. Biologische waterbeoordeling op grond van macrofaunaonderzoek met behulp van diverse saprobiesystemen. De belangrijkste Limburgse waterlopen in 1985. Roermond. 120 p.
Welch, P.S. 1952. Limnology. McGrawhill, New York. 538 p.
Werkgroep Hydrobiologie Holland 1984a e.v. Determinatievoorschrift fytoplanktonanalyse.
Werkgroep Hydrobiologie Holland 1984b e.v. Een methode voor het standaardiseren van macrofaunamonstername ten behoeve van routinematig waterkwaliteitsonderzoek.
Werkgroep Hydrobiologie Holland 1986. Ecologische aspecten van het storten van bagger en zuiveringsslib in diepe plassen.
Werkgroep Relatie kwantiteit-kwaliteit 1986. Naar een samenhangend oppervlaktewaterbeheer. Rapport Unie van Waterschappen. 38 p + bijlagen.
Whipple, G.C. 1947. The microscopy of drinking water. John Wiley & Sons, New York.
Wirdum, G. van 1981. Linking up the natec subsystem in models for the water management. In: Committee for Hydrological Research TNO, Water resources management on a regional scale. Proceedings and Informations 27, The Hague; 108–128.
Wolf, P. de 1984. Bioindicatoren en de kwaliteit van de Waddenzee. In: E.P.H. Best & J. Haeck (red.), Ecologische in dicatoren voor de kwaliteitsbeoordeling van lucht, water, bodem en ecosystemen. Pudoc, Wageningen; 180–192.
Wolff, W.J. 1973. The estuary as a habitat. An analysis of the data on the soft-bottom macrofauna on the estuarine area of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt. Zoöl. Verh., Leiden 126: 1–242.
Woodiwiss, F.S. 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. Chem. Ind. 2: 443–447.
Wright, J.F., D. Moss, P.D. Armitage & M.T. Furse 1984. A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. Freshwater Biol. 14: 221–256.
Zelinka, M. & P. Marvan 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fliessender Gewässer. Arch. Hydrobiol. 57: 389–407.
Zuiveringschap Amstel- en Gooiland 1978. Waterkwaliteitsplan tot 1982.
Zuiveringschap Amstel- en Gooiland 1986. Voortgangsverslag 1985.
Zuiveringschap Amstel- en Gooiland 1987. Macrofauna-inventarisatie Amstel- en Gooiland.
Zuiveringschap Hollandse Eilanden en Waarden 1986. Baggeren in poldergebieden; relatie met waterkwaliteit.
Zuiveringschap Hollandse Eilanden en Waarden 1987. Hydrobiologisch onderzoek nabij een aantal lozingspunten van afvalwater.
Zuiveringschap Veluwe 1984. Jaarverslag 1983. Apeldoorn. 61 p.
Zuurdeeg, B.W. 1979. De natuurlijke samenstelling van de Neder landse wateren. Rapport Vening Meinesz Lab. Geochemie, Rijksuniversiteit Utrecht.
Zuurdeeg, B.W. 1980. De natuurlijke samenstelling van Maaswater. H2O 13: 1–7.

Wijze van bestellen: franco toezending na overschrijving van *f* 35,— op postbanknummer 516 06 48 van het Rijksinstituut voor Natuurbeheer te Leersum, onder vermelding van BW.

colofon
zet-, druk- en bindwerk: Drukkerij Casparie, Heerhugowaard
omslag: Theo Dudock
foto's: RIN
de figuren zijn getekend door Arjan Griffioen of voor zover nodig door hem aangepast.