

BIOLOGISCHE WATERBEOORDELING

Een theoretische beschouwing

Door Pieter Schroevers

oktober 1991

Een uitgave van de Werkgroep Ecologisch Waterbeheer

INHOUDSOPGAVE

Ble

1.	HISTORIE VAN DE BIOLOGISCHE WATERBEOORDELING	
1.1	Biologische waterbeoordeling in het waterbeheer	4
1.2	De inhoudelijke ontwikkeling van de biologische waterbeoordeling	7
2.	DE THEORIE VAN DE BEOORDELING VAN WATERKWALITEIT	
2.1	Inleiding	12
2.2	Sturende en volgende krachten	13
2.3	Belangrijke stuurvariabelen	16
2.4	Naar een totaalbeeld	18
2.5	Doelstellingen en handelingsperspectief	23
3.	TYPOLOGIE ONTWIKKELING	
3.1	Inleiding	26
3.2	Vroegere manieren voor typologie bedrijven	28
3.3	Een modernere aanpak voor typologie-ontwikkeling	29
3.4	De belangrijke rol van een referentiekader	30
3.5	Typen van typologieën	32
3.6	Hoofdindelingen	33
3.7	Indelingen naar morfometrie en bestaanswijze	36
3.8	Poly-, meso- en oligotype	36
3.9	Volgtypologieën	38
3.10	Stuurtypologieën	39
4.	BEOORDELINGSSYSTEMEN	
4.1	Inleiding	40
4.2	Veranderingen in ecosystemen	41
4.2.1	Niet-taxonomische en taxonomische functie-kenmerken	43
4.2.2	Niet-taxonomische structuurkenmerken	44
4.2.3	Taxonomische structuurkenmerken	46
4.3	Te beoordelen ecosysteemeigenschappen	48
4.4	Systemen gebaseerd op indicatorsoorten	48
4.4.1	Saprobiesystemen	49
4.4.2	Trofiesystemen	50
4.4.3	Toxiciteitssystemen	51
4.4.4	Systemen voor andere specifieke werkingen	53
4.5	Biotische indices	53
4.6	Structuurindices	54
	Literatuurlijst	56

Voorwoord

Tien jaar geleden werd door Pieter Schroevers een voorstel gedaan om een nieuwe uitgave van het in 1977 verschenen "Handboek Biologische Waterbeoordeling" te maken. Dit viel bij iedereen van de Werkgroep Biologische Waterbeoordeling in goede aarde. Er werd een subgroep "Handboek" opgericht, die als een soort redactiegroep functioneerde.

Gaandeweg bleken er echter enige principiële verschillen van mening over de opzet van het boek te ontstaan. Niet alleen door de uitgesproken meningen die altijd in een groep van experts aanwezig zijn, maar toch ook door de bijzondere visie van Pieter op de maatschappelijke kanten van biologische waterbeoordeling en zijn liefde voor de meer theoretische benadering van de stof. Bij een aantal andere leden van de groep ging de voorkeur uit naar een meer praktisch gericht handboek, waarin behalve theorie ook veel plaats voor ecologisch en fysisch/chemisch feitenmateriaal zou worden ingeruimd.

Terwijl de produktie van het handboek in een impasse raakte, kwamen de ontwikkelingen op het gebied van het waterbeheer in een stroomversnelling, zodat steeds méér aspecten in het handboek zouden moeten worden opgenomen om het een nuttige rol in het waterbeheer te laten spelen. Ook dit was een reden voor vertraging. In 1990 werd door het bestuur van de werkgroep geprobeerd de knoop door te hakken. Als oplossing werd door de redactiegroep voorgesteld Pieter Schroevers de bestaande concepten te laten bewerken tot een consistent geheel, waarin de nadruk zou kunnen liggen op de theoretische grondslagen van biologische waterbeoordeling. Hoewel gebruik is gemaakt van bijlagen uit de redactiegroep, draagt dit werk duidelijk het stempel van Pieter's ideeën, zoals we die kennen uit de talloze discussies van de afgelopen decennia.

Daarom vormt het tevens een bekroning van zijn inspirerende en vaak eigenzinnige inbreng in de activiteiten van de Werkgroep Biologische Waterbeoordeling (sinds kort Werkgroep Ecologisch Waterbeheer geheten).

Dat is ook de reden waarom het bestuur van de werkgroep voor de uitgave van dit boekje heeft zorg gedragen. We hopen hiermee niet alleen de leden van de werkgroep en andere geïnteresseerden een plezier te doen, maar ook Pieter Schroevers, die één van de oprichters en jarenlang voorzitter van de werkgroep was.

De voorzitter van de Werkgroep Ecologisch Waterbeheer

Utrecht, september 1991

drs. M. Schreijer

Dankwoord

Voor de totstandkoming van dit boek ben ik veel dank verschuldigd aan Harry Tolkamp, Bert Higler, Jean Gardeniers, Piet Verdonshot, Ad Mol, Rob Suyckerbuyck, Roel Riegman, Bas v/d Wal en Klaas Everards. Zij waren leden van de redactiegroep, die in eerste instantie een nieuw handboek biologische waterbeoordeling wilden maken.

Zij hebben allen een zeer substantiële bijdrage geleverd aan de totstandkoming van dit boek, hetzij door tekstvoorstellen, hetzij door discussie en commentaar. De basisversie van de tekstvoorstellen is meestal niet meer direct herkenbaar door redactionele wijzigingen of andere interpretatie mijnerzijds.

Tot slot ben ik zeer veel dank verschuldigd aan Mary van den Berg, die onvermoeibaar mijn niet altijd even goed leesbare handschrift wist te vertalen.

1. HISTORIE VAN DE BIOLOGISCHE WATERBEOORDELING

1.1 Biologische waterbeoordeling en waterbeheer

Zo lang de mens bestaat, heeft hij bewust in zijn omgeving ingegrepen. Dat gebeurde lang niet altijd op een zachtzinnige manier. We hoeven ons slechts de grote ontbossingen voor de geest te halen uit de eeuwen voor Christus geboorte, rond het Middellandse-zee-gebied. Sinds de industriële revolutie, die zich in het begin van de vorige eeuw inzette, is de aard van die beïnvloeding echter principieel veranderd. Tot die tijd ging het toch in hoofdzaak om totale kringlopen die een meer of mindere beïnvloeding ondergingen van externe stof- en energiestromen. Nu verschuiven ze steeds meer naar regionaal en uiteindelijk mondiaal niveau; de lokale gebeurtenissen veranderen tot éénrichtingsstromen. Deze veranderingen hadden uiteraard hun implicaties voor de kwaliteit van de omgeving en toen men daar last van begon te krijgen, wist men dat er een samenlevingsprobleem ontstaan was: het milieuprobleem. Het was ongeveer 1850, toen deze gang van zaken ook voor het water ging gelden. Dat water kreeg op allerlei plaatsen een onaangename uiterlijk, het ging stinken; vissen stierven en andere direct ondervonden hinder deed zich gelden. Maar niet alleen deze beoordelingscriteria, ook de voorgestelde maatregelen stonden in het licht van een praktische, direct op de mens gerichte benadering. Vaak ging het hierbij om verdunning van de effecten, zodat men ze niet meer waarnam, of om verplaatsing van de problemen naar plaatsen waar dat getolereerd werd. De verschillende handelswijzen vielen onder heel verschillende competenties. Daardoor raakte in de eerste helft van deze eeuw de aanpak van de waterverontreiniging versplinterd over meerdere departementen en bestuursniveaus, met o.a. als gevolg dat de methoden van beoordeling en sanering vaak sterk uiteen liepen. Om dit te stroomlijnen trad in 1970 de Wet verontreiniging oppervlaktewateren (WVO) in werking. In het kader van deze raamwet stellen respectievelijk het Rijk, de Provincies en de Waterschappen werkprogramma's op van maatregelen. De algemene doelstelling van de WVO is "het tegengaan en voorkomen van verontreiniging van oppervlaktewateren". De werkprogramma's van maatregelen geven invulling aan deze doelstelling.

In 1975 verscheen een Indicatief Meerjaren Programma (I.M.P.) voor de sanering van het oppervlaktewater als een eerste bijdrage van rijkswege. Het was als richtlijn bedoeld voor het beleid van 1975 t/m 1979 en gericht op de sanering van organische lozingen. Voor de controle op de mate van verontreiniging en het succes van sanering was het meten en beoordelen van de waterkwaliteit noodzakelijk. Met eenvoudig meetbare fysische en chemische parameters werd de kwaliteit van het water - dat wil zeggen in termen van directe belasting en secundaire effecten - beoordeeld. Zuurstof, fosfaten, nitraten en de hoeveelheid organische stof waren deze parameters. Ze zijn alle sterk betrokken bij het functioneren van ecosystemen en geven daardoor over dat functioneren informatie. Veranderingen

in de waarden van deze parameters hebben hun effect op het functioneren en kunnen dan ook desgewenst als "verstoringen" worden aangemerkt. Zuurstof hoort in een evenwichtig opgebouwd ecosysteem met afstemming tussen opbouw en afbraak in de buurt van verzadiging te verblijven; fosfaat en stikstof zijn vooral van betekenis als beperkende factoren voor de intensiteit van assimilatie, daarmee voor het gehalte aan autochtoon gevormd organisch materiaal. Het biochemisch zuurstofverbruik (B.Z.V.) en in mindere mate het chemisch zuurstofverbruik (C.Z.V.) vormen een maatstaf voor de hoeveelheid biologisch c.q. chemisch te oxyderen organisch materiaal.

De praktische keuze van deze eenvoudig meetbare chemische parameters stoelde dus op inzicht in het functioneren van het achterliggende systeem. Ze zouden voor dit doel goed kunnen voldoen als ze de continue gang van zaken zouden weergeven. De praktijk van de waterbeoordeling dwingt echter tot een uiterst discontinuë, momentane waarneming. Door de fluctuerende aard voor de achterliggende processen zijn de waarnemingen dan ook heel wat minder betrouwbaar, vaak zelfs volledig onbetrouwbaar. Daar komt nog bij dat in de jaren, dat met deze werkwijze ervaring werd opgebouwd de gedachten over het ecologische functioneren sterk veranderden. Naast de praktische, mensgerichte benadering trad vooral een aspect op de voorgrond dat met behoud van soorten en van ecosystemen te maken had. Eén en dezelfde waarde der basisparameters kon op verschillende plaatsen een geheel verschillende betekenis hebben. Om daar achter te komen had men andere parameters, met name biologische, nodig. De in het I.M.P. gekozen chemische en fysische grenswaarden waren dus in verschillend opzicht arbitrair. Ze konden aan veranderde omstandigheden worden aangepast, en aangezien de overlast toenam, gebeurde dat ook. Maar niet alleen de beoordeling, ook het actieve beleid begon aan het eind der zeventiger jaren te stagneren. In tien jaar tijd had het actieve zuiveringsbeleid het grootste deel van de organische verontreiniging teruggedrongen. De meeste zuiveringsinstallaties waren inmiddels gereed gekomen. Men had hierop in die tijd alle aandacht gevestigd. Toch verslechterde het oppervlaktewater door toenemende eutrofiëring, door verontreiniging met systeemvreemde stoffen als zware metalen en herbiciden. Uit de beoordelingscijfers kwam dit onvoldoende naar voren; anderzijds bleek de WVO niet het geëigende instrument om daar actief op te reageren. Het gevolg was een algehele nivellering van de waterkwaliteit; de allerslechtste plekken verbeterden wel, maar de rest ging zienderogen achteruit. Het tweede I.M.P. 1980 - 1984 heeft door middel van het zogenaamde tweesporenbeleid een aanzet geprobeerd te geven tot een meer gedifferentieerde aanpak. Naast de voortzetting van het saneringsbeleid is een introductie van de waterkwaliteitsdoelstelling gegeven. Waterkwaliteit wordt in dit stuk gedefinieerd als de "toestand van oppervlaktewater in chemisch, fysisch en microbiologisch opzicht" (IMP 1980-84 p. 31). Men kan er over van mening verschillen of hierin de ecologische imperatief al of niet doorklinkt (de term "microbiologisch" is voor meerderlei uitleg vatbaar). Maar in de waterkwaliteitsdoelstellingen wordt ieder waterlichaam als een ecosysteem

beschouwd, d.w.z. als een open relatiestelsel. Dit maakt het mogelijk om de relatie tussen de menselijke beïnvloeding (d.i. de functie van het water) en de geïntroduceerde "algemene ecologische functie" (volgens dit I.M.P. geldt voor ieder oppervlaktewater in elk geval een ecologische doelstelling; (pag. 36)) op samenhangende wijze te beschrijven.

Dit behelst dus een samengaan van regionale verschillen op basis van de natuurlijke gesteldheid en menselijke gebruiksfuncties. Voor dit doel is ook een onderscheid gemaakt in basiskwaliteit (een doelstelling die in ieder water bereikt moet worden) en bijzondere kwaliteiten, die met bijzondere gebruiksfuncties samenhangen. De doelstellingen van de biologische waterbeoordeling komen in dit tweede I.M.P. dus beter aan hun trekken! Dit proces is verder voortgeschreden. In 1985 kwam een derde I.M.P. voor de jaren 1985-1989, tegelijk met een beleidsvisie, bekend als de Tweede Nota op de Waterhuishouding. De essentiële elementen van de beide stukken werden het meest kernachtig geformuleerd in de brochure "omgaan met water" uit datzelfde jaar. Centraal in de gedachten staat de notie van "integraal waterbeheer". Daaronder wordt verstaan een waterbeheer dat de onderlinge samenhang respecteert die er is tussen de verschillende manieren waarop het water in de Nederlandse samenleving een functie vervult. Zo'n doelstelling valt naar twee zijden uit te werken. Zo kan men voor ieder waterlichaam in Nederland een doelstelling aanwijzen, waarna men de functies van het water op elkaar afstemt. Men kan ook trachten de algemene beleidsrichtlijnen af te stemmen op die van andere sectoren, zoals Ruimtelijke Ordening, Milieubeheer, Natuurbehoud, Landbouw etc.

Regionalisatie, het toekennen van specifieke doelstellingen aan specifieke wateren is hiervan een logische consequentie. Men spreekt van "watersystemen", gebieden die hydrologisch als een eenheid zijn te beschouwen, en waarbinnen een zekere functionele samenhang te realiseren valt. Dit zou men kunnen opvatten als een variant op het tweede spoor uit het vorig I.M.P. Daarnaast is een derde spoor aangegeven. Dit is de brongerichte aanpak. Ze vormt een logische consequentie van het idee van integraal waterbeheer, waaruit immers randvoorwaarden moeten worden afgeleid. In de Derde Nota op de Waterhuishouding van 1990 wordt een strategie aangegeven waarmee aan deze ambitieuze doelstellingen recht kan worden gedaan. Voor de biologische waterbeoordeling heeft deze gang van zaken grote consequenties. Een eerste verheugende constatering is, dat de kwalitatieve aard van het ecosysteem water in de loop van de jaren steeds meer nadruk gaat krijgen. In de Derde Nota op de Waterhuishouding wordt over "garanties voor een duurzaam gebruik" van water gesproken, die zich uit in ontwikkeling en in stand houden van ecosystemen. Het is een verwijzing naar het bekende Bruntlandtrapport, en het valt praktisch samen met de centrale doelstelling van de biologische waterbeoordeling, die zich immers richt op het behoud van soorten en ecosystemen. Het derde spoor van waterbeleid, de brongerichte aanpak lijkt een verwijdering van deze filosofie te zijn. De aandacht gaat hier immers naar de stuuraspecten, terwijl biologische waterbeoordeling zich vooral om de volgaspecten bekommert. Dit is echter maar schijn. De bedoeling van de beleidsvisie is

immers om tot randvoorwaardenbeleid te komen; dat wil zeggen een brongerichte aanpak die gebaseerd is op kennis over de gevolgen van handelwijze, niet door kennis van causale verbanden, maar door empirische ervaring te velde, een doelstelling die juist voor biologische waterbeoordeling heel essentieel is. Tenslotte is er dan nog de kwestie van de regionalisatie. Ieder watersysteem hoort zijn eigen doelstelling te hebben. Elk van deze systemen kent dus zijn eigen referentie, zijn eigen oordeel over de afwijking ten opzichte van die referentie. De Biologische Waterbeoordeling moet in staat zijn om deze te leveren. Belangrijk en maatgevend is, dat meer en meer het ecologische denken maatstaf gaat worden voor de wijzen waarop met water wordt omgegaan. Ecosystemen - en dus ook de organismen in deze systemen - passen zich aan de fluctuerende processen aan. De levende elementen van het ecosysteem reguleren op hun beurt het evenwicht. Hun aanwezigheid vormt een gevoelige indicatie voor de processen in het ecosysteem. De waterbeoordeling met biologische parameters is dus een totaalbeoordeling van het watersysteem, een beoordeling waar alle processen in betrokken zijn; organische, toxische, fysische en andere. Zo'n beoordeling is gebaseerd op de fundamentele regels van de ecologie; van evenwicht en versterking, van energie en informatie, van kringlopen, beperkende factoren en tegenkoppelingen. Hoe moeilijk de wegen naar concrete normering ook mag zijn, de biologische waterbeoordeling, die zich expliciet richt op volg-aspecten is de enige activiteit die hier licht in de duisternis weet te brengen.

1.2. De inhoudelijke ontwikkeling van de biologische waterbeoordeling

Omstreeks de eeuwwisseling werd door Kolkwitz en Marsson (1908, 1909) het effect van de lozing van organische stof op het leven in het water bestudeerd. Zij zagen hoe het soortenspectrum zich wijzigde onder de invloed van deze externe factor. Ze constateerde karakteristieke verschillen tussen sterk en minder sterk belaste rivieren en ze namen tevens waar, hoe tengevolge van afbraak van de organische stof gradiënten ontstonden die deze zelfde verschillen ook in de ruimte lieten zien. Naar aanleiding hiervan onderscheidde ze een aantal klassen van organische verontreiniging, van oligosaproob of weinig verontreinigd naar polysaproob of sterk verontreinigd. De klassen zijn te herkennen aan indicatorsoorten. Ze zijn tot op de dag van vandaag nog in gebruik; zij het, dat het aantal indicatorsoorten sindsdien sterk is uitgebreid. Voor een overzicht zie men Sládeček 1973.

De aldus opgedane ervaring leidt tot drie belangrijke constatering:

- a. er bestaat een "biologische zelfreiniging". Dat wil zeggen de levensgemeenschap verzorgt de afbraak van het te veel aan organische stof. Soorten spelen een rol bij het afbraakproces. Is dit proces tot een zeker punt voortgeschreden dan verdwijnen ze om plaats te maken voor andere soorten die het proces verder doen verlopen;
- b. men kan op deze basis de soortensamenstelling gebruiken als een middel om de mate van belasting, resp. de mate

van zelfreiniging te "meten". Een indeling in verontreinigingscategorieën is in feite al een meting;

- c. deze meting geeft normaliter niet de hoeveelheid organische stof weer - bijv. in quanta energie, of in aantallen veradembare koolstofatomen, doch fungeert als een "biologisch bemiddelde" maat, een maat voor het functioneren van het ecosysteem onder invloed van een verstorende factor, c.q. de aanwezigheid van afbreekbare stof. Daarmee is zo'n meting een kwaliteitsbeoordeling geworden. Ze registreert de respons van de levensgemeenschap op vervuiling. Nog steeds worden door veel onderzoekers de begrippen "saprobie" en "waterkwaliteit" in meer of mindere mate als synoniem aan elkaar gebruikt. Men zie hiervoor b.v. de overzichten van Tolkamp en Hellawell.

In het decennium ná de onderzoeken van Kolkwitz en Marsson werd een tweede fundamenteel begrip voor karakterisering van wateren geïntroduceerd. Het was het trofiebegrip, voortgekomen uit de onderzoeken van Naumann (1921) en Thienemann (1921, 1931). In dit denkmodel ging het om een indeling van wateren naar de mate van voedselrijkdom. Net als bij het saprobiesysteem kan ook hier weer gewezen worden op een structurele benaderingswijze: indelingen van wateren op grond van hun soortensamenstelling. En een meer functionele beschouwingwijze, waarbij de relatie wordt gelegd tussen soortensamenstelling, intensiteit van de primaire productie en mineralenhuishouding. Ook hier werd een klasse-indeling gehanteerd, van oligotroof of voedselarm tot eutroof of voedselrijk.

Zo op het eerste gezicht lijkt het, alsof het verschil tussen beide systemen voortkomt uit aandacht voor organische stof respectievelijk productiebepalende mineralen (fosfaat en nitraat) als stuurfactoren.

In veel gevallen ziet men dat verband ook wel. Maar, hoe onmiskienbaar de beide denksystemen ook een natuurlijke wetmatigheid representeren, de samenhang ertussen blijkt van een complexere aard te zijn. Zo kan bijvoorbeeld eutrofiëring (toedienen van fosfaat en nitraat) leiden tot saprobieverschijnselen. Caspers en Karbe (1967) hebben een functioneel model geschetst waarin saprobie en trofie als afgeleiden van de biologische kringloop worden beschouwd. Trofie zou dan de opbouwfase, saprobie de afbraakfase representeren. Door onderscheid te maken in autosaprobie en allosaprobie kunnen diverse stadia van saprobiëring worden herkend. Schroevers (1965, 1967, 1968) heeft een verwant, maar toch iets afwijkend idee. Bij hem is het optreden van saprobieverschijnselen vooral gekoppeld aan disharmonie tussen opbouw en afbraak. Saprobie is een factor van de korte, trofie van de lange termijn; saprobie is externe werking, trofie vooral interne (gebruik van zonne-energie).

Iedere toestand op aarde zou in één figuur zijn in te passen (fig. 1):

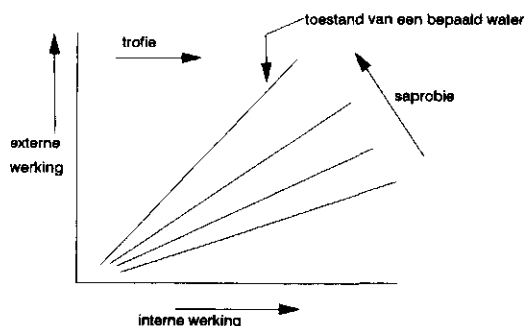


Fig. 1: Relatie tussen trofie en saprobie in het model van Schroevers (zie tekst)

Het is overigens zonneklaar, dat zulke integratiepogingen in stromend water heel anders uitvallen dan in stilstaand. In stromend water is immers de externe werking inherent aan het functioneren van het systeem. De afbraak van wat in de opbouw-fase tot stand is gekomen vindt op een heel ander gedeelte van de stroom plaats. In stilstaand water is met deze modellen zeker te werken. De waarnemingen van Schroevers in de Peel en NW-Overijssel kunnen als voorbeeld dienen. Hovenkamp-Obbema, Landman, Klapwijk (1982) hebben methoden ontwikkeld om het denkmodel van Caspers en Karbe voor beoordeling geschikt te maken. Zij hebben daar in West Nederland bevredigend mee gewerkt.

Nederlandse saprobie-systemen bestaan in verschillende vormen. Bekend is het systeem van Moller Pillot (1971) op basis van macrofaunasamenstelling en refererend aan organische belasting. Gardeniers en Tolkamp (1976) koppelden hier een cijfermatige benadering aan. Dresscher en Van der Mark lanceerden een saprobiequotiënt op basis van planktongroepen als een simpele en doeltreffende beoordelingsmethode voor stilstaand water.

Voor trofiebeoordelingen kan men denken aan de quotiënt van Schroevers (1969) voor het plankton. Coesel (1981) beschreef het trofische karakter van laagveenmoerassen met behulp van soortengroepen. De Lange en Van Zon (1971) gebruikten een gecombineerde trofie- en saprobie-indicatie voor hogere waterplanten. Zo langzamerhand bestaan er heel wat systemen voor waterkwaliteitsbeoordeling. Een éénduidig systeem, waarin alle aspecten op een éénduidige wijze zijn geïntegreerd lijkt niet te bestaan. Dat wordt in dit boekwerk dan ook niet voorgestaan. Stromende en stilstaande wateren, regionale verscheidenheid, aard van de verontreinigingen en hun werkingen, doelstellingen van de onderzoekers, zij leggen alle een claim op de wijze, waarop een probleem wordt aangepakt. Er moet daarom met voortvarendheid gezocht worden naar het theoretisch kader, waarbinnen de beoordelingsmethoden hun plaats kunnen vinden en waaraan ze hun zin ontleenen.

De Werkgroep Biologische Waterbeoordeling heeft in 1977 het

rapport "Biologische waterbeoordeling" uitgebracht. Dit rapport vormt een beoordeling van de verschillende visies op en methoden voor de beoordeling van water naar biologische maatstaven. Het rapport is een weergave van de stand van zaken op het moment van verschijnen. De fundamentele vraag, welke kwaliteit men wenst te meten is in de diverse hoofdstukken verschillend benaderd. Zo werden heel verschillende criteria voor kwaliteit gehanteerd, de basisfilosofieën der hoofdstukken waren niet op elkaar afgestemd en de methoden waartoe gekozen werd liepen ver uiteen, zonder dat de noodzaak daartoe duidelijk werd gemaakt. De praktische hantering van het handboek werd daardoor in haar waarde beperkt. Zonder twijfel is het boekwerk van betekenis geweest om de genoemde stand van zaken helder te krijgen en het heeft velen geïnspireerd om over de basisvragen van biologische waterbeoordeling na te denken. Op een symposium in 1987, ter gelegenheid van het 20-jarig bestaan der Werkgroep Biologische Waterbeoordeling werd de stand van zaken op dat moment gerecapituleerd. Men bekommerde zich vooral om de vraag, hoe de opgedane ervaringen voor waterbeheer te gebruiken waren.

Essentieel in de voordrachten was vooral de constatering dat twee velden van waterbeoordeling, één gebaseerd op vooral functionele kenmerken, één op de aan- of afwezigheid van organismen of levensgemeenschappen, de afgelopen jaren dichterbij elkaar gekomen waren. Van belang was daarbij de erkenning, dat het veld dat zich tussen stuur- en volgvariabelen bevindt in principe onkenbaar is, desondanks van betekenis voor het leveren van randvoorwaarden voor het beleid. Over de uitwerking van deze beginselen bestond echter nog verschil van mening: hoorden stuurvariabelen en functionele parameters in een biologische beoordeling thuis of niet?

Het in 1989 gelanceerde rapport van de Gezondheidsraad over parameters voor ecologische normstelling lijkt te kiezen voor de eerste van deze twee wegen. Het rapport geeft een uitgebreide opsomming van alle parameters die bij het functioneren van aquatische ecosystemen een rol spelen. Het doel van deze handelwijze is misschien het duidelijkst verwoord door Kroes tijdens het symposium bij de openbaarmaking van het rapport (1990). "Omdat in de natuur alles met elkaar samenhangt is het noodzakelijk tot een zo volledig mogelijke beschrijving van het ecosysteem te komen." Zo'n uitspraak is maar ten dele waar. Voor het kennen en begrijpen van de functionele aspecten van ecosystemen en hun reacties op de werking van stuurvariabelen is gedifferentieerde kennis van alle aspecten van dat functioneren een vereiste. Het rapport levert hiervoor een belangrijke bijdrage. Maar voor de beoordeling van kwaliteit geldt een ander adagium. Dat van de Biologische Waterbeoordeling zou men kunnen omschrijven als: "hoe zijn we in staat om met zo weinig mogelijk gegevens zo veel mogelijk te kunnen zeggen over de wijze waarop ecosystemen reageren op stuurwerkingen?" De bemiddelde respons staat hierin centraal. We zouden graag een zeer beperkt aantal soorten of levensgemeenschappen willen aanwijzen, die ons in staat stellen na te gaan hoe het met storing en ontwikkeling, met mate van rijpheid, met saprobie en trofie staat. Er zijn natuurlijk grenzen aan dit streven, maar om zover mogelijk hier in te gaan, is de

tendens in dit boek. Getracht wordt de biologische waterbeoordeling op basis van de verschillende organismengroepen als één integraal geheel te presenteren. Hierbij worden algemene ecologische principes als uitgangspunt genomen. Dit houdt in, dat beoordeling van de waterkwaliteit zich baseert op de structuur van het ecosysteem, maar deze kennis tracht te relateren aan functionele aspecten. Hiermee moet het mogelijk zijn om de verschillende schaal- en tijdsaspecten die logischerwijs voortvloeien uit een benadering met behulp van microfyten, microfauna, macrofyten en macrofauna te overbruggen. Het is dus niet het sturen naar één beoordeling dat voorop staat, veeleer naar één concept. Daarnaast is het natuurlijk van belang, om een duidelijk onderscheid te maken in de inwendige dynamiek van de systemen zelf (zoals successie in de loop van het jaar) en de fluctuaties zoals die door uitwendige werkingen tot stand komen. Om die laatste is het in de praktijk van het waterbeheer meestal te doen.

2. DE THEORIE VAN DE BEOORDELING VAN WATERKWALITEIT

2.1 Inleiding

Onder het begrip "biologische waterbeoordeling" zouden al die manieren kunnen worden verstaan, waarmee biologen tot uitspraken komen over de vraag of de toestand van een water acceptabel is of niet. Werk in deze geest wordt al vele jaren gedaan op tientallen manieren. Er valt echter in de aandacht voor specifieke methoden een verandering waar te nemen die het waard is hier te signaleren. In principe laten zich al die manieren tot een drietal categorieën herleiden:

- Men gebruikt biologische hulpmiddelen om uitspraken te doen met betrekking tot de menselijke gezondheid ("zalmen in de rivieren vertellen ons dat van dit water nog goed drinkwater kan worden gemaakt").
- Men beoordeelt de levenskansen van bepaalde soorten of levensgemeenschappen op welker behoud men prijs stelt ("zalmen zijn een sieraad voor de rivier; we willen ze niet kwijt en doen ons best om ze te behouden").
- Men tracht uitspraken te doen over de aanvaardbaarheid van het functioneren van ecosystemen, gerekend naar ecologische uitgangspunten ("de zalm in de rivier is expressie van een functioneren waarin ook haften, steenvliegen, fonteinkruiden enz. thuishoren en waarvoor een ongestoord achterland borg staat").

Het is deze derde categorie die in de praktijk van de waterbeoordeling een nieuw element betekent in vergelijking met de vertrouwde fysische en chemische methoden. We zien hoe in de loop van de tijd de aandacht voor deze categorie is gegroeid; zozeer, dat dit haast vanzelfsprekend bedoeld wordt als over biologische waterbeoordeling gesproken wordt. Het is dan ook in dit gebied dat het waterbeheer uitspraken van biologen verwacht.

Het geven van waardeoordelen is in principe een maatschappelijke, geen wetenschappelijke bezigheid. En als biologische waterbeoordeling zo wordt opgevat als in de aanhef van dit hoofdstuk is gebeurd, dan valt niet anders te zeggen dan dat het waarde-element sterk vertegenwoordigd is. Dat geldt wel in het bijzonder de derde categorie van beoordelingsmanieren, waarin de waardering zo impliciet in de beoordeling wordt betrokken. Sommige beoordelingsmethoden achten biologische hoedanigheid van een water, gerekend naar de aanwezigheid van indicerende organismen, zelfs synoniem met kwaliteit. Het feit dat hier desondanks van een wetenschappelijke activiteit gesproken kan worden, valt op meerdere overwegingen te baseren. Een tweetal hiervan is met name van belang:

1. Biologen kunnen over de consequenties van keuzen uitspraken doen. De conflicten die er tussen mensen kunnen bestaan, hebben te maken met de verschillende functies die aan het water worden toebedacht. Maar die functies vertonen onderlinge samenhang. De vervulling van de ene functie heeft gevolgen voor die van de andere, hetzij op

dezelfde plaats, hetzij op een andere, hetzij nu, hetzij in de toekomst. Een niet erkennen van die samenhang zou er wel eens toe kunnen leiden dat processen in gang gezet worden die uiteindelijk het water voor iedere functie ongeschikt maken. Om dit soort redenen is er een beoordeling gewenst die met alle gebruiksfuncties rekening houdt. Dat is een ecologische beoordeling, waarin het water als samenhangend geheel beschouwd wordt.

2. De relatie tussen de werking van stuurvariabelen en de aard van het water is in het algemeen zeer complex. Als aan de constatering van de geschiktheid van water voor zekere functies ook handelingsperspectief moet worden verbonden - dat wil zeggen als men wil weten hoe een water aan zijn functie kan blijven voldoen, en hoe eventuele consequenties in de hand gehouden kunnen worden - dan is inzicht in die relatie onontbeerlijk. Ook dat vraagt om een ecologische beoordeling die de totaliteit van het ecosysteem als uitgangspunt heeft.

2.2 Sturende en volgende krachten

Als gesteld wordt dat in de natuur alle dingen relatie met elkaar onderhouden, dan betekent dat dat ieder element op een tweevoudige manier met zijn omgeving te maken heeft: het wordt erdoor beïnvloed, maar het beïnvloedt zelf ook. Zo kent ieder fenomeen in de natuur zijn stuur- en zijn volgaspect. Maar sommige elementen in de natuur hebben meer "stuur" in zich, andere meer "volg": fosfaat stuurt meer dan Closterium, zuurstof en graskarper staan daar min of meer tussen in (Fig. 2).

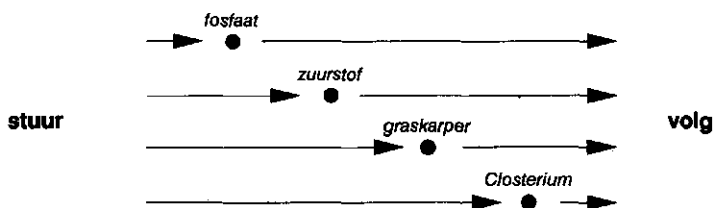


Fig. 2 (zie tekst)

Ecologie kan worden beschouwd als de studie die het verband wil leggen tussen sturen en volgen. Op het niveau van het organisme (individu, populatie) bezien, ligt dit duidelijk. In een gegeven situatie is iets wat op iets anders afkomt de stuurkant, en de reactie daarop is de volgkant. Dit wordt gedemonstreerd in de bekende tolerantiecurve, het basismodel voor de ecologie (Fig. 3).

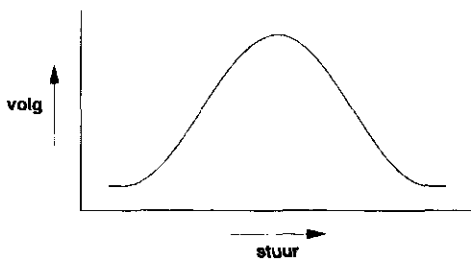


Fig. 3

Voor ecosystemen kan deze gedachte worden geëxtrapoleerd. Er is een centripetale werking: een systeem staat onder invloed van zekere condities en kan zich alleen handhaven als het aan die condities is aangepast. In de aard van die aanpassing valt een centrifugale werking te herkennen. Het is de zelfordening, de opbouw van een stelsel "ter verdediging" tegen aanslagen van buitenaf; een activiteit die zelf weer die omgeving beïnvloedt. "Stuur" is hier alles wat van buitenaf inwerkt op het functioneren van ecosystemen (Fig. 4).

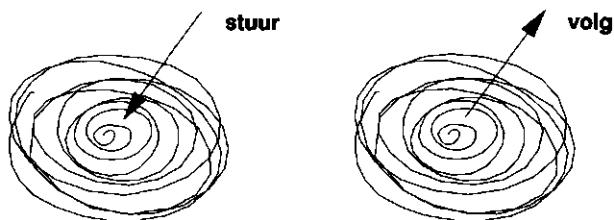


Fig. 4

Er is in het bovenstaande op twee manieren naar het koppel "sturen-volgen" gekeken: een element is onderhevig aan de werking van een ander element, maar daarnaast is er ook de werking van een element onder invloed van externe factoren (Fig. 5).



Fig. 5

We kunnen deze ook verbinden: een element functioneert onder invloed van zijn omgeving op een bepaalde manier en oefent daarmee een specifieke invloed uit op andere elementen. Het wordt daarmee tot een intermediair tussen andere stuurders en volgers.



Fig. 6

Het is het netwerk dat "natuur" of "zelfordening" genoemd kan worden. In uiterste instantie stelt S in figuur 6 de grote sturende werkingen voor, zoals geologische krachten en het economisch handelen van mensen. V is de zichtbare weerslag hiervan, met name in de samenstelling van de levensgemeenschap te vinden. In werkelijkheid is natuurlijk niet van scherpe grenzen sprake. Het onderscheid impliceert in belangrijke mate een manier van kijken. Dat geldt vooral binnen het netwerk. Elementen daarbinnen kunnen nu eens als stuurverschijnselen, dan weer als volgverschijnselen worden gezien. Men spreekt wel van "conditionerend", omdat ze de "condities" van een zekere plaats weergeven: een gedempte weerslag van de grote overheersende stuurwerkingen, maar zelf de voorwaarden scheppend voor andere elementen in het systeem. De vraag of men ze aan de stuur- of aan de volgzijde plaatst, hangt alleen van de bedoelingen af: functioneel (gaat het om volksgezondheids-, productie- of natuurbehoudsaspecten of nog iets anders); ruimtelijk (wanneer moet een factor als extern beschouwd worden?) of tijdelijk (welke dynamiek heeft men op het oog, van dag-nachtrythmiek tot geologische processen). Ook bewuste ordeningen kunnen als conditioneel worden beschouwd; men denke b.v. aan zuiveringsinstallaties in een groeimaatschappij.

Er zit in al deze werkingen een zekere hiërarchie: de lagere werkingssferen worden meer aan de stuurzij, de hogere aan de volgzij gevonden. Interessant is de omkering daarvan door de bewuste ordening der mensen. Dit is een filosofisch belangwekkend punt, maar ze is voor het effect niet van betekenis: een inundatie tengevolge van een dijkdoorbraak na een novemberstorm laat geen andere processen zien dan als de doorbraak door oorlogshandelingen had plaatsgevonden. Daarom is de vraag of er al of niet een bewuste planning aan de sturing ten grondslag ligt, voor het verloop van dit betoog niet essentieel. Essentieel is wel de constatering dat handelingsperspectief alleen aan de stuurzijde te vinden is, terwijl wenselijkheden alleen uit de volgzijde te halen zijn.

De relatie tussen sturen en volgen kan nooit eenduidig zijn. Wat ertussen zit, het netwerk uit Figuur 6, is het leven zelf, de "black box" van wetenschappelijke bevindingen. Dat levert een principiële barrière tussen wenselijkheid en handelingsperspectief en daarmee tevens de noodzaak om volgnormen van stuurnormen te onderscheiden. Dit staat echter los van de vraag of een verschijnsel als stuur- of als volgverschijnsel beschouwd dient te worden. Ieder verschijnsel kan op zijn tijd in beide categorieën een plaats krijgen, maar vervult dan wel een verschillende functie. De respons op de sturende variabelen is "bemiddeld" door het werkingsstelsel van de natuur en daardoor niet zomaar causaal te ontrafelen. Er bestaat zo langzamerhand wel een min of meer gefundeerd oordeel over.

In eerste instantie is er het "gezonde verstand" dat de weg aangeeft. Het is goed om daar aandacht op te vestigen. Ecologisch redeneren begon op het moment dat de mens bewust in de natuur ging ingrijpen; met andere woorden zich een cultuur begon te vormen; er ligt duizenden jaren ervaring aan ten grondslag. Wetenschappelijk onderzoek kan bij verdere verdieping van kennis te hulp komen. Causale analyse van bewust geselecteerde stuur-volgrelaties vormt bij de ontwikkeling van het denkmodel een nuttig hulpmiddel, maar deze is niet in staat de aard van de "bemiddeling" te begrijpen. Voor dat laatste is vooral behoefte aan onderzoek dat zich baseert op de beschrijving van volgaspecten, op de systematiek die daarin gevonden kan worden, op de correlatieve verbanden die deze systematiek vertoont ten opzichte van de stuurvariabelen en tenslotte op de wijzen waarop de daarin aan te treffen verschillen op een sluitende en consistente manier te interpreteren zijn.

Biologische waterbeoordeling hoort al haar overwegingen uiteindelijk op kwalitatieve en kwantitatieve verhoudingen binnen de levensgemeenschap te baseren; op het voorkomen van soorten en soortencombinaties. Ze moet principieel een weg kiezen van redenering vanuit de volg-aspecten. Dat vloeit al logischerwijs voort uit haar opdracht: te oordelen over de aanvaardbaarheid van toestanden in het water, het leveren van een waardeoordeel. Maar er zijn ook fundamentele overwegingen. De ingewikkelde, door het leven zelf bemiddelde samenhang tussen de grote sturende werkingen en de verdeling van het leven op aarde en de daaruit voortvloeiende betekenissen voor de mens wordt ervaren als een belangrijke reden om de bestudering van deze kant uit te ondernemen. Op deze wijze hoopt ze een fundamentele, wetenschappelijk onderbouwde bijdrage te kunnen leveren aan de kwaliteitsbeoordeling van water, in overeenstemming met de twee aan het eind van paragraaf 1 gegeven motieven.

2.3 Belangrijke stuurvariabelen

Omgevingsvariabelen hebben op de verspreiding van organismen altijd een directe invloed. De aanwezigheid van chloride-ionen bijvoorbeeld in grote concentraties is bepalend voor osmotische processen en kan daarmee zekere soorten het leven mogelijk, andere onmogelijk maken. Maar de variabelen kunnen naast deze werking ook een indirecte werking hebben. Ze beïnvloeden de omgeving van het organisme, waardoor dit kan reageren, ook als directe relaties daar geen aanleiding toe geven. Het zijn vooral deze indirecte, bemiddelde werkingen die afwijkingen ten opzichte van laboratoriumsituaties doen ontstaan en die de verspreidingspatronen van organismen in het water hun karakteristieke wetmatigheden geven. Een enkele maal is de respons van een organisme bijna uitsluitend het gevolg van primaire, directe werkingen, volledig in overeenstemming met laboratoriumbevindingen en volledig voorspelbaar (bijv. PO_4 als maximumfactor bij *Dinobryon*); een andere maal is van zo'n direct verband niets te merken en levert een golf zout water bijvoorbeeld alleen maar vervuilingsindicatoren op. In de meeste

gevallen gaat het om iets wat hiertussen ligt; een directe relatie met Ph, Cl-gehalte, PO_4 -gehalte is niet aan te geven, maar er zijn wel wetmatigheden in de verspreiding aan te wijzen die met de aard van de beïnvloeding samenhangen. Het loont nu de moeite om eens na te gaan, welke omgevingsvariabelen in Nederland de meeste invloed uitoefenen op de variatie aan leven, en het is op dit punt dat de typologie uitkomst kan brengen. We hebben voor dit doel de behoefte aan een strikt **biologische** typologie, d.w.z. een onderscheiding van eenheden en hiërarchische verbanden die uitsluitend is gebaseerd op de aanwezigheid en eventueel abundantie van soorten en die zich principieel niet bekommert om de werkzaamheid van omgevingsvariabelen. Relatie daarmee wordt pas achteraf gelegd, als de typologie al gereed is, ter verklaring van de verschijnselen. Zulk werk is al vele malen uitgevoerd, vroeger uit het blote hoofd, tegenwoordig met hulp van computers.

Van oudsher staat een drietal stuurvariabelen in de belangstelling als wezenlijk voor het onderscheid in watertypen in Nederland. Dat zijn: stroming, invloed van de zee en voedselrijkdom. In later tijd is ook het al of niet tijdelijk of periodiek karakter van wateren naar voren geschoven als sterk bepalend, met name voor macrofauna. Door botanici is verder gewezen op de betekenis van calcium, en ook de Ph is nogal eens in het centrum van de belangstelling geplaatst. Naast deze voor het gehele Nederlandse gebied geldende, maar overal op hun eigen manier werkende factoren moeten echter nog enkele categorieën van omgevingsvariabelen worden genoemd, die ofwel sterk manipuleerbaar zijn, en daardoor vooral bij plaatselijke onderscheiding een rol spelen, ofwel bepaald zijn door de positie van Nederland in de wereld, zoals geologische werking en klimaat. En tenslotte moet hier nog gewezen worden op datgene wat gemakshalve maar als "grauwsluier" moet worden omschreven; de omstandigheid dat zoveel van de Nederlandse binnenwateren hun plaats in een typologie voor het overgrote deel danken aan de nivellerende inwerkingen op bestaande verschillen door verstoringen, meestal door menselijke activiteit. In deze categorie van relaties is echter de bemiddelde werking al zo groot en zo sterk aanwezig dat relatie met de effectieve stuurvariabelen vaak moeilijk te leggen is. Dit geldt trouwens ook al in belangrijke mate voor datgene wat hierboven als "voedselrijkdom" werd aangeduid. Hiermee wordt in typologische zin de respons op produktiebepalende werkingen bedoeld. Dit uit zich in het optreden van specifieke soorten of soortencombinaties. Zo kunnen bijvoorbeeld de werking van calcium of Ph invloed hebben doordat ze gradiënten creëren in de beschikbaarheid van nutriënten.

Samenvattend komen we tot het volgende overzicht van de voor verscheidenheid van leven in water belangrijke factoren:

1. Geografische verdeling (met name klimaatsinvloed)
2. Vormaspecten van het waterbekken
(morfometrische karakteristieken als diepte, talud, aanwezigheid van een spronglaag e.d. en openheid of geslotenheid van systemen)

3. Specifieke inwerkingen
 - a. fysisch - stroming, opwarming, periodiek droogvallen, zuurgraad
 - b. chemisch - invloed van de zee, aanwezigheid van nutriënten, calcium, organische stof
4. Trofie en saprobie als de bemiddelde respons op productiebepalende en produktie/consumptiebeïnvloedende effecten van specifieke werkingen. Met deze categorie raken we al aan hetgeen in de volgende paragraaf aan de orde zal worden gesteld.

Volgnormen (zie pag. 12) kunnen op basis van typologische kennis worden opgesteld. De wenselijkheden zijn daarmee aan te geven. Voor waterbeheer is het echter noodzakelijk deze wenselijkheden met de mogelijkheden te verbinden. Daartoe kan het bovenstaande hulp bieden. Er zijn verschillende betekenistoe-kenningen mogelijk:

1. naar ruimte. Onderscheid is gemaakt naar plaatselijk verschillende en naar landelijke werking. Dit leidt tot een driedeling van de vier categorieën, waarbij categorie 3 en 4 worden samengenomen.
2. naar tijd. Essentieel is hierbij de veranderbaarheid van het systeem. Is het mogelijk door aanpassingen een situatie zó te creëren dat gewenste ontwikkelingen plaatsvinden? De verdeling wordt dan: cat. 1 / cat. 2 en 4 saprobie / cat. 3 en 4 trofie.
3. naar functie. Hierbij gaat het er vooral om of we te maken hebben met direct-functionele betrekkingen tussen stuur- en volgfactor; de verdeling wordt dus cat. 1, 2, 3 / cat. 4

Afgrenzingen van deze aard maken het duidelijk dat de biologische waterbeoordeling wél in staat is om richtlijnen voor normering te geven, maar niet om een voor alle situaties geldend normenpakket samen te stellen. Iedere regio, iedere termijnplanning vereist haar eigen invulling van wat haalbaar en wat wenselijk is.

2.4 Naar een totaalbeeld

De ingewikkelde weg van stuurvariabele naar volgvariabele is in de voorgaande passages op verschillende manieren aan de orde geweest. Naast de werkingen waarin een relatie met de specifieke aard van de stuurvariabele kan worden aangetoond bestaat er altijd de "bemiddelde" werking, vaak zozeer, dat een rechtstreeks verband met de aard der stuurvariabele in het geheel niet meer te zien is -bijvoorbeeld bij saprobiërings-verschijnselen als gevolg van een overmaat aan nitraat of de aanwezigheid van een toxische stof. Natuurlijk is het goed de aandacht op specifieke directe relaties te richten. Maar voor een integrale beoordeling zijn de veranderde interne werkingen van meer belang. Hier moet overigens een precisering worden aangegeven. Indirecte werkingen kunnen zuiver abiotisch van aard zijn. Zo kan bijvoorbeeld de aanwezigheid van calciumionen via haar invloed op de zuurgraad van het water de opneembaarheid van andere stoffen bevorderen of verhinderen. Maar het zijn de biotisch bemiddelde werkingen, werkingen dus die

door de interacties van levende wezens tot stand komen, die de emergentie van een systeem uitmaken. Zij zijn het die het als een geheel reageren van een systeem representeren en het zal aan hen zijn, dat een algemeen ecologisch kwaliteitsmodel moet worden verbonden.

Datgene wat in figuur 6 als "netwerk" stond aangeduid, kan bij de beoordeling van de relatie tussen een specifieke stuurfactor en een soort verschillende gedaanten aannemen. In figuur 7 zijn deze schematisch weergegeven: open cirkels geven hier de stuurwerkingen weer, dichte de volgwerkingen. Heeft een verschijnsel zowel stuur als volgwerking, dan zijn twee cirkeltjes aangegeven.

Het is de bemiddelde respons van de levensgemeenschap op de werking van stuurvariabelen die biologische waterbeoordeling legitimeert. Zonder deze bemiddeling zouden we immers niet veel anders doen dan op een omslachtige manier stuurvariabelen meten. De aard en complexiteit kunnen heel verschillend zijn (vgl. fig. 5). Datgene wat daar als "netwerk" stond aangeduid, kan bij de beoordeling van de relatie tussen een specifieke stuurfactor (a) en een soort (b) verschillende gedaanten aannemen. Schematisch wordt dat in fig. 7 aangeduid.

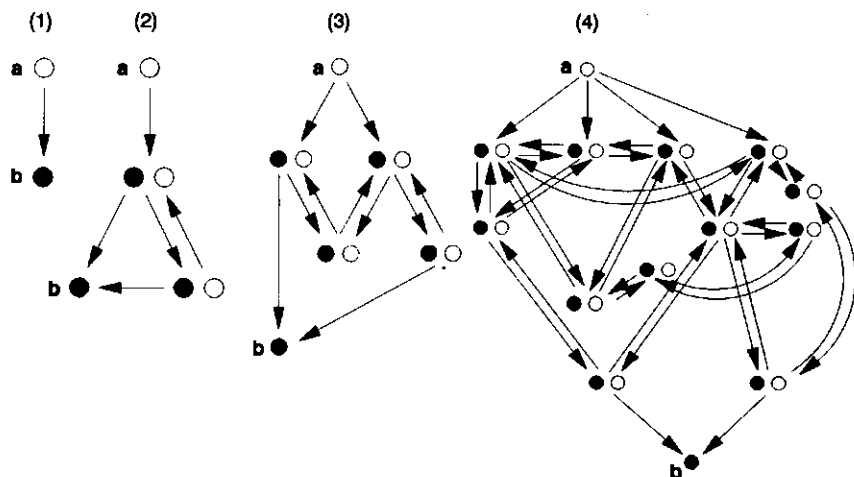
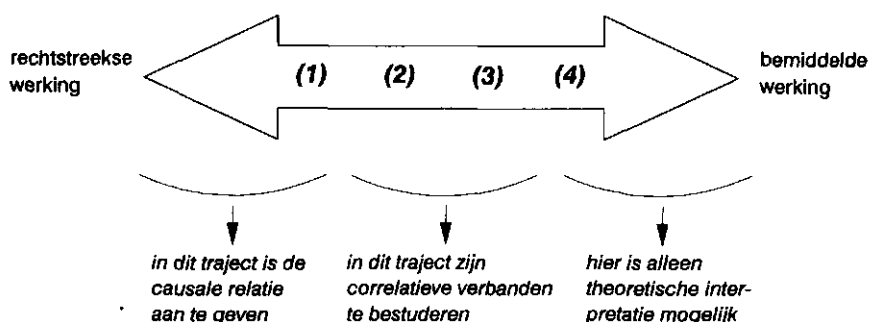


Fig. 7: Relatie tussen een stuurvariabele (a) en een soort (b). Schematisch beeld van de mogelijkheden.

In geval (1) is van een directe causale relatie sprake; veranderingen in a leiden tot een voorspelbaar gedrag van b. In geval (2) is de relatie een bemiddelde. Er is verband tussen factor a en soort b; maar de werking hangt af van andere werkingen in het systeem. De causale relatie is veel ingewikkelder, maar na enkele jaren van onderzoek nog wel te achterhalen. In geval (3) is dat veel moeilijker. Bovendien gaan hier nieuwe, systeemgebonden eigenschappen meespelen, zodat

uitkomsten, gebaseerd op een studie een zeer dubieuze voor-
 spelbaarheidswaarde hebben. In geval (4) ten slotte is causale
 analyse helemaal onmogelijk. Wat ons hier rest is interpreta-
 tie op basis van concordanties in de werkingen van a en het
 gedrag van b. En, zoals gezegd, dit is het eigenlijke domein
 voor de biologische waterbeoordeling. Hier ervaren we bijvoor-
 beeld het verschil tussen een metatrofe en een mesotrofe
 situatie; iets wat uit louter meten van stuurvariabelen niet
 valt af te leiden, maar wel voor ons handelen van groot ge-
 wicht is. We kunnen ons een reeks voorstellen, waarmee de
 relatie tussen stuur- en volgvariabele is weergegeven:



Zo'n reeks kan ten aanzien van iedere milieuvariabele of ieder complex van milieuvariabelen worden gegeven, zoals:

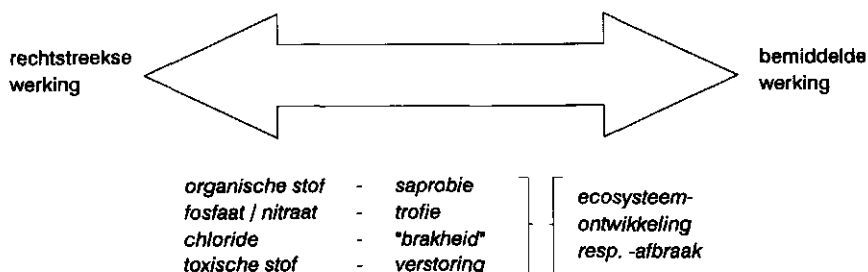


Fig. 8

Hoe meer naar rechts we in dit schema gaan, hoe meer de ver-
 schijnselen gaan overwegen naar algemene ecosysteemkwalitei-
 ten. Eigenlijk komt het er op neer, dat we ten aanzien van de
 genoemde werkingen altijd met een drietal interpretatieniveaus
 te maken hebben. Er is een niveau dat zich richt op directe
 effecten van stuurwerkingen; er is een niveau waarin de be-
 langrijkste ecologische werkingen, als trofie, saprobie,
 stroming, invloed van de zee tot uiting komen en ten slotte is
 er een niveau waarin ontwikkeling en verstoring van ecosyste-
 men gelden. Voor uitspraken op het eerste niveau kunnen alleen
 soorten uitsluitel geven. Bij het derde niveau gelden alleen

structuurkenmerken, terwijl de tweede categorie van beide gebruik kan maken.

Eén van de eerst in het oog springende karakteristieke eigenschappen van deze categorie van werkingen is dat ze sterk energetisch bepaald is. Hoe ook de aard van inwerkende stuurvariabelen mag zijn, het effect van die inwerking verloopt altijd via competitie, concurrentie, predator-prooi-relaties, verschuivingen in het consumptiepatroon en andere fenomenen die energiestromen binnen het systeem voorstellen. Processen van buitenaf hebben invloed op de kanalisatie van energiestromen zoals die zich door zelfordening binnen het systeem hebben gevormd. Veranderingen in de aard van die processen leiden tot veranderingen in deze kanalisatie en dat laat zich vervolgen in de samenstelling van de levensgemeenschap. De zelfordening, het verschijnsel dat alle betrekkingen in de natuur zich tot één netwerk aaneenrijgen - het netwerk van Figuur 5 - valt dan ook te omschrijven als een proces van kanalisatie van energiestromen. Het bestand aan primaire producenten stelt zich in naar de voor het assimilatieproces beschikbare mineralen; het dierenleven past zich op dezelfde wijze aan de groene organismen en de andere werkzame factoren. Ontwikkeling van ecosystemen gaat gepaard met toename in efficiëntie van het energiegebruik en met opslag van mineralen in de biomassa. Deze efficiëntie is terug te vinden in de taakverdeling tussen organismen en daarmee in de rijkdom aan soorten binnen het systeem. In het algemeen gesteld ziet men eerst een uitbreiding van het aantal verschillendsoortige betrekkingen en daarmee rijkdom aan soorten, maar ze neemt na het bereiken van een optimum weer af. Verandering in de externe omstandigheden kan deze ontwikkeling stagneren of zelfs terug doen gaan. Op deze wijze zijn "informatorische" kenmerken (diversiteit, gelaagdheid, zeldzaamheid van soorten, etc.) zowel als energetische (trofie, saprobie) in relatie te brengen met ontwikkeling en verstoring van ecosystemen.

De energetische activiteit van de meeste milieuvariabelen behelst hun invloed op de conditionele werkingen binnen het systeem. Het is onder deze omstandigheden vanzelfsprekend dat de "trofie" - de aanpassing van de levensgemeenschap aan de intensiteit van het proces van primair produktie - een sterk dominerende factor is voor de handhaving of vestiging van soorten. De dynamische verhoudingen zijn nu eenmaal in voedselarme omstandigheden veel subtieler dan in voedselrijke, zodat die eerste kwetsbaarder zijn en specifieke storingsverschijnselen zich al bij bescheidener ingrepen vertonen. Het optimum van structuurrijkdom ligt echter niet bij de hoogste produktie, de beide optima vallen niet samen. Dat is een bekend gegeven. In onze streken geldt in het algemeen dat verlagings van de produktiviteit tot verhoging van de diversiteit aanleiding geeft. Maar dit is geen wet van Meden en Perzen.

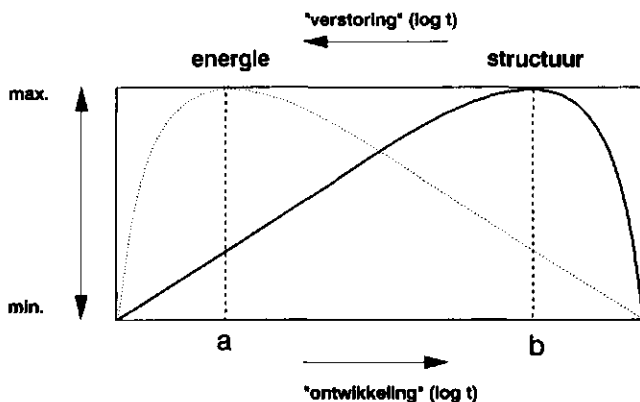


Fig. 9

N.B. Deze figuur stelt géén gekwantificeerde beschrijving van concrete situaties voor, maar een denkmodel, een abstractie die de vele variaties in zich tracht te verenigen. Bij transponeren ervan naar concrete situaties moet met een aantal complicaties rekening worden gehouden, zoals:

- iedere ontwikkeling kent een eigen aanvangssituatie, waarbij abiotische voorwaarden al bij voorbaat bepaald zijn, met grote onderlinge verschillen.
- Als fosfaat en nitraat in het geding zijn, mineralen met een directe invloed op het productieproces, dan verloopt de zaak anders dan als dit niet het geval is.
- Ontwikkelingen beginnen in het algemeen zeer snel om daarna te vertragen. Omgekeerd kan men stellen dat verstoringen tot volledige afbraak niet gauw zullen gebeuren. Dit figuur moet dus van links naar rechts (pijl "ontwikkeling") anders worden gelezen dan van rechts naar links (pijl "verstoring"). Daarom wordt in de figuur van "log t" gesproken.

Kernbegrippen in het geschetste model zijn met name trofie en saprobie. Zij vormen de meest directe brug met hetgeen er over stuurvariabelen en de respons daarop werd gezegd in de vorige paragrafen. In paragraaf 2.3 werden ze gedefinieerd als de "bemiddelde respons op produktiebepalende resp. de verhouding produktie/consumptiebeïnvloedende effecten van specifieke werkingen". De nadruk aldaar werd gegeven aan het verband met die specifieke werkingen, b.v. toename van fosfaat, leidend tot meer eutrofe situaties, of de lozing van organische stof, met saprobieverschijnselen als gevolg. Hier, in deze paragraaf is vooral de "bemiddelde respons" het aandachtspunt. Hoe ook de sturende werkingen mogen zijn, het ecosysteem is een open systeem dat gekenmerkt is door in- en output van energie en door kanalisatie van energiestromen binnen het systeem. Van belang zijn hier de intensiteit van energiestromen (trofie) en de wijze waarop onderdelen van het systeem aan elkaars energietransmissie zijn aangepast (saprobie).

Trofie zowel als saprobie zijn vaak gedefinieerd naar de aard van hun stuurwerkingen. In paragraaf 2.3 van dit hoofdstuk is

een andere begripsomschrijving gevolgd; daar werd naast een directe werking van nutriënten gelet op het optreden van specifieke soorten of soortencombinaties, als een bemiddelde respons. Men zou zelfs dáárin nog een directe verwijzing kunnen proeven van soort of soortencombinaties naar de stuurvariabele, precies als bij brak of zuur water: "als factor A aan goed omschreven eisen voldoet, dan verhindert ze niet het voorkomen van de soorten p, q, en r". Hier, in deze paragraaf is de lijn nog verder doorgetrokken. Trofie en saprobie worden hier beschouwd als emergente systeemeigenschappen die samenhangen met ontwikkeling en verstoring, en die zich dan ook uitsluitend in volg-eigenschappen laten herkennen.

2.5 Doelstelling en handelingsperspectief

"Biologische waterbeoordeling tracht uitspraken te doen over de aanvaardbaarheid van het functioneren van ecosystemen, gerekend naar ecologische uitgangspunten", zo werd een algemene doelstelling in de aanhef van dit hoofdstuk geformuleerd. Een tweetal voorwaarden werd daarvoor aangegeven:

- Er moet getracht worden tot een uitspraak te komen die de totaliteit van het ecosysteem als uitgangspunt heeft.
- De relatie met stuurvariabelen moet worden beschreven.

Pas met inachtneming van deze beide voorwaarden is aan de uiteindelijke bedoeling van de beoordeling, het geven van richtlijnen voor waterbeheer, inhoud te geven. In de paragrafen 2, 3 en 4 zijn deze voorwaarden nader gepreciseerd en de uitdaging aan de praktijk van de waterbeoordeling is om met deze zaken rekening te houden. Men dient zich te baseren op een algemeen kwaliteitsprincipe - samenhangend met ontwikkeling en verstoring van ecosystemen, maar met inachtname van de manier waarop stroming, zeeïnvloed, periodiek droogvallen en andere belangrijke werkingen de zaak kunnen kleuren.

Maar hiermee is lang niet alles gezegd. De beschrijvingen hebben een abstract kader geleverd. Ze drukken de organisatie van werkingen in de natuur uit, ze beschrijven geen toestanden. De volgende stap zal het aangeven zijn van de relatie van waardecriteria met in het veld waar te nemen eigenschappen als diversiteit, zeldzaamheid, primaire produktiviteit, zuurstofhuishouding, enz. Om dit mogelijk te maken moet het model zijn allesomvattendheid prijsgeven. Het moet gereduceerd worden tot meetbare proporties. Omgekeerd moeten algemene principes in concrete situaties herkend kunnen worden. Het is dit proces van reductie waarin het subjectieve element een belangrijke rol speelt en waar de meeste tegenstellingen in opvatting hun oorsprong vinden. Zorgvuldigheid in de keuzen is dan ook een eerste vereiste. In principe gaat het om een drietal reducties, te weten:

- reductie naar functie
- reductie naar tijd
- reductie naar plaats

Deze drie categorieën zijn niet onafhankelijk van elkaar. Korte termijn doelstellingen dienen vaak sectorale belangen en zijn vaak voor een beperkte regio bedoeld. Hier kan op die samenhang niet te ver worden ingegaan en moet worden volstaan

met enkele opmerkingen.

a. reductie naar functie

In het beleid wordt gevraagd naar "gezond water". Maar wanneer is water gezond? In het licht van hetgeen betoogd is, gaat het daarbij om water dat acceptabel is naar door mensen gestelde voorwaarden, het is een anthropocentrisch begrip, niet een intrinsieke eigenschap van de natuur. Die voorwaarden kunnen wel zeer veel omvatten; ze kunnen gaan van pure overleving tot ethisch besef. Verschillende belangengroepen stellen verschillende eisen aan het water en verwachten daarmee van de water-beheerder verschillende vormen van kwalitatief beheer. Het model, geschetst in Fig. 6, suggereert een verband tussen deze functies. Beïnvloeding van de ene functie heeft invloed op de andere, en het hangt van maatschappelijke factoren af voor welke plaats op de lijn men kiest. Maar uit de gegeven beschouwing blijkt wel, dat deze keuzen vanuit ecologisch inzicht verschillendsoortige consequenties met zich dragen. Het is nu eenmaal gemakkelijker om een gewenste produktiviteit te krijgen dan een gewenste levensgemeenschap te creëren. En, gegeven het feit dat ethisch besef, door verantwoordelijkheid voor het leven op aarde, sinds de aanname van de Natuurbeschermingswet ook een zaak van politieke aandacht is geworden, verdient het alle overweging om het punt a in figuur 6 als een referentie te beschouwen. Dit is het punt waarbij de beste voorwaarden voor hoge diversiteit aan soorten en gemeenschappen gewaarborgd is. Het wordt in beleidsstukken van de laatste jaren dan ook in het algemeen gedaan, en het is ook hier dat Biologische Waterbeoordeling een essentiële bijdrage kan leveren, men zie hiervoor paragraaf 1.

b. reductie naar tijd

Essentieel is hier het begrippenpaar "ontwikkeling" en "verstoring" als resp. centrifugaal en centripetaal proces (Fig. 3), en beide met hun eigen tijdsas, zoals aangegeven in Fig. 6. Maar de vraag of we specifieke gebeurtenissen nu als een fase in de ontwikkeling, onderdeel van een dynamisch evenwicht dan wel als een verstoring moeten beschouwen, vereist een keuze in de tijd; een antwoord op de vraag of we ons met korte termijn- of met lange termijn-strategieën wensen bezig te houden. De meeste waterorganismen ontwikkelen zich zeer snel. Een successie, aanpassing aan vigerende omstandigheden en respons daarop, kan bijvoorbeeld bij fytoplanktongemeenschappen met gemak binnen het raam van één seizoen geëffectueerd zijn. Zulke gemeenschappen zijn derhalve zéér manipuleerbaar. Dat men tóch algemene en zeldzame planktongemeenschappen kan onderscheiden en de maakbaarheid maar heel bescheiden is, komt doordat de omstandigheden voor hun vestiging op de ene plaats meer gerealiseerd zijn dan op de andere. Met andere woorden het is de dynamiek van de omgeving, een dynamiek van groter adem die hier bepalend is. De vraag of wij een zekere dynamiek nu als verstoring wensen te classificeren of juist als een levensnoodzaak is door onderzoek niet te beantwoorden.

Een voorbeeld: in paragraaf 4 werd saprobie als disharmonie tussen produktie en consumptie beschreven, als een "strain" op

het niveau van de levensgemeenschap. Men zou met evenveel recht zoiets voor een geleidelijke eutrofiëring kunnen stellen. De Desmidiaceeën van een door ontginningswater beïnvloed ven zouden dan als storingsindicator moeten worden beschouwd. Voor lange termijn-strategieën is trofie veel wezenlijker dan saprobie, voor korte juist niet.

c. reductie naar ruimte

Ging de vorige reductie in op "vervangbaarheid in de tijd", hier staat vervangbaarheid in de ruimte centraal, en het zal ondertussen duidelijk zijn hoe veel die twee met elkaar te maken hebben.

Het zijn gradiënten die de rijkdom van een landstreek aan levende elementen bepalen. Maar gradiënten bestaan op allerlei schalen. Een te beoordelen water is samengesteld uit een aantal gradiënten, maar maakt op zijn beurt weer deel uit van meerdere gradiëntsystemen van hoger orde. De planten en dieren die in of rond dat water voorkomen zijn expressie van deze gradiënten, de ene soort meer van de ene, de andere meer van de andere, maar alle in meerdere of mindere mate van alle gradiënten. Het is dus van belang zich af te vragen in welk ruimtelijk kader een beoordeling dient te geschieden. Elementen van de levensgemeenschap kunnen op de ene schaal als een bijdrage aan biologische rijkdom worden beschouwd, terwijl ze het op een andere beslist niet zijn, toename van diversiteit in de ene organismengroep kan tot nadeel zijn van die binnen de andere als gevolg van schaalwerking; soorten kunnen als storingsindicatoren worden opgevat, terwijl ze tegelijk representant zijn van zeer subtiële grootschalige gradiënten.

Het is door deze omstandigheden dat de kwestie van "vervangbaarheid" of "veranderlijkheid" van een ecosysteem ook een ruimtelijk aspect heeft. Wat op de ene plaats heel gemakkelijk kan, gaat op de andere veel moeilijker, of helemaal niet. Dit is een van de belangrijkste overwegingen om géén overal geldende normen te hanteren, maar al naar gelang de omstandigheden variëren voor iedere regio eigen, aan die regio aangepast normen te formuleren.

Waterinsecten, diatomeeën, hogere waterplanten representeren alle een stukje van het functionerend geheel dat het water vormt. Ze zijn daar alle op hun manier indicierend voor. Maar die manier is wel zeer verschillend. Het zijn de functionele, ruimtelijke en temporaire beperkingen die dit verschil uitmaken, en die de betekenis van opgedane informatie bepalen. Macrofauna-elementen bijvoorbeeld vormen de consumerende zijde van de kringloop der stoffen, groene planten de producerende. Macrofauna zal daarmee gauwer iets over saprobie zeggen, groene planten over trofie. Macrofauna in een beek is sterk afhankelijk van voedsel dat van bovenstrooms wordt aangevoerd verschaft informatie over werkingen op een grotere schaal in de ruimte. Bij iedere door de praktijk gegeven probleemstelling hoort een eigen, zorgvuldige afweging welke elementen in de beoordeling moeten worden betrokken en op welke wijze hun aan- of afwezigheid voor een eindoordeel van belang is.

3. TYPOLOGIE ONTWIKKELING

3.1 Inleiding

Biologisch beoordelen van water komt neer op de vergelijking van een actueel, in de natuur aangetroffen toestand met een referentie, een standaardtype, een soort ideaaltoestand. De aard van een beoordeling wordt in sterke mate bepaald door de aard van die referentie, die hypothetisch is en voor veel uitleg vatbaar. Het zou natuurlijk het gemakkelijkste zijn als er één referentiebeeld was, één absolute kwaliteit waar al het andere aan gespiegeld zou kunnen worden. Maar dat is, gezien het hypothetische karakter ervan een volslagen onmogelijkheid. Het zou ook in strijd zijn met de redenen, waarom aan biologische waterbeoordeling gedaan wordt: het bijdragen aan een waterbeheer dat een zo groot mogelijke verscheidenheid aan soorten en ecosystemen waarborgt. Strikt genomen zou dat laatste er juist op neerkomen dat iedere in de natuur aangetroffen toestand z'n eigen referentie zou moeten hebben, anders dan alle andere referenties. Maar daarmee vervallen we dan weer in een ander uiterste, waar evenmin mee te werken valt. Er is dan immers geen zinnige redenering meer te geven over hoe zo'n referentie er uit moet zien. Uit de praktijk van de waterbeoordeling weten we ook, dat zo'n gedachtengang niet gevolgd hoeft te worden. Heel vaak weten we best, wat er in een bepaald gebied voor mogelijkheden liggen als we op een andere manier met het water omgaan.

Het komt er op neer, dat verschillende manieren waarop het water in het landschap is opgenomen tot verschillende referenties leiden en dat deze ook in verschillende delen van ons land uiteenlopend kunnen zijn. Zo dient zich de behoefte aan een typologie aan. Maar wanneer voldoet een typologie nu aan het gestelde doel?

In het hooggebergte van Centraal Europa komen soorten en soorten combinaties voor, die we van Nederland niet kennen. Alhoewel de redenen daartoe in causale lijnen niet verklaard zijn, weten we dat dit te maken heeft met grote omgevingsverschillen. Er heerst een ander klimaat, er is naakt gesteente en er is een groot verval in reliëf. We zouden ook in Nederland een berg kunnen maken; technisch zijn we daar best toe in staat. Wij doen er beter aan genoeg te nemen met het feit dat zulke verschillen bestaan en we moeten constateren dat er in ons landje andere referenties nodig zijn dan in Zwitserland of, om het wat kleinschaliger te zeggen: in Vlaanderen anders dan in de Ardennen. Met dit laatste geven we te kennen dat nationale grenzen voor dit soort overwegingen in feite niet zo belangrijk zijn. Nederland is ontstaan onder de invloed van een aantal geologische werkingen. Klimaatomstandigheden hebben zich tijdens en na de laatste ijstijd constant gewijzigd. Dat heeft de invloeden van de zee en de grote rivieren hun structuur gegeven, wat op zijn beurt de verdeling van grondsoorten en de bewegingen van het water heeft bewerkstelligd; scheidingen tussen land en water heeft bepaald; en al zouden we het kunnen, we zouden het niet willen veranderen. Zo valt een aantal criteria te bedenken op grond waarvan naar verschillen-

de referenties gezocht kan worden. Zij vormen een "ecologische hoofdstructuur" voor het water van Nederland en zijn als zodanig in een natuurbeluid in te passen.

Maar er is meer. Het zijn niet alleen het klimaat en de daarmee samenhangende geologische werkingen die Nederland het gezicht hebben gegeven. Al duizenden jaren gebeurt dit in enge samenhang met de manieren waarop mensen van het landschap gebruik hebben gemaakt. Dat geldt niet in het minst ook voor het water. Voor heel veel wateren kunnen we zelfs zeggen dat ze niet hadden bestaan als al die menselijke gebruiksvormen er niet waren geweest. Men denke bijvoorbeeld aan onze sloten, wielen, petgaten, laagveenplassen. Er zou in principe gezegd kunnen worden dat alles wat in het verleden door mensen is gemaakt ook in de toekomst te maken valt. De verschijningsvormen van het water zijn in dit opzicht maakbaar, manipuleerbaar. Maar dat is te gemakkelijk gezegd. Veel van de oude anthropogene structuren zijn zeer onvervangbaar. Dat komt in de eerste plaats door hun ouderdom. Onttrekking van voedingsstoffen bijvoorbeeld, ter bemesting van andere plaatsen kost veel tijd. Maar doordat dit in verschillende beschavingsperiodes op verschillende manieren gebeurde hebben anthropogene gradiënten zich over andere anthropogene gradiënten gelegd, die op hun beurt weer van natuurlijke gradiënten afhankelijk waren. Zo hebben zich in de loop van de eeuwen ingewikkelde structuren gevormd die een stuk sociale geschiedenis weerspiegelen en die tegelijk verantwoordelijk zijn voor een rijkdom aan soorten die anders in een vlak land als Nederland welhaast ondenkbaar zou zijn. Daar komt nog bij, dat veel van de technieken waarvan mensen zich bij de inrichting van het land bedienden gebonden waren aan hun tijd. We hebben daar weinig weet van, veel kennis daarover is zelfs definitief verloren. Hoe we ook tot nieuwvorming over zullen gaan, het zal altijd anders worden dan het geweest is en waarschijnlijk veel minder aantrekkelijk. Ook in dit opzicht zullen we dus naar meerdere referenties moeten zoeken en ook dit aspect hoort bij de keuze van typologie ter hand te worden genomen.

Er is nog een derde aspect te noemen. Dit is een aspect wat in tegenstelling tot de beide vorige, eerder met de toekomst te maken heeft dan met het verleden. In de Derde Nota op de Waterhuishouding vormt het begrip "Integraal Waterbeheer" een sleutelfunctie. Volgens de grondgedachte die hiermee samenhangt wordt Nederland opgesplitst in een aantal "watersystemen", hydrologisch als één gebied te beheren. Ze krijgen ieder een eigen doelstelling, waarin meerdere functies gecombineerd worden. Het is zaak die functies op een zodanige wijze met elkaar te combineren dat ze elkaar het bestaan niet onmogelijk maken. Functionele samenhang vereist hier dus een ruimtelijke scheiding. Het houdt logischerwijs in, dat ons referentiebeeld per "watersysteem" verschillend zal moeten zijn. Wij zullen in onze typologie ook de mogelijkheden en onmogelijkheden moeten betrekken voor onze toekomstige omgang met de natuur. Een goede gekanaliseerde beek zal bijvoorbeeld onze referentie moeten zijn in gebieden waar het geïntegreerde waterbeheer noodzaakt tot een strikte peilbeheersing. Het lijkt een verliespost voor onze hoofddoelstelling, behoud en ontwikkeling van biologische verscheidenheid. Maar dat hoeft

niet. Een voordeel is, dat natuurwaarden een onlosmakelijk onderdeel van het beleid gaan vormen en dat de doelstelling per watersysteem daar rekening mee houdt. Dit geeft de natuur ook nieuwe kansen doordat nieuwe gradiënten dankzij dit beleid kunnen ontstaan. En laten we niet vergeten: het is altijd de economische ontwikkeling geweest die de omgang van de mens met de natuur bepaald heeft. Het is onjuist om te verwachten dat dit in de toekomst anders zou zijn. In dit beleid vinden wij de mogelijkheid onze eigen referenties te bouwen waarmee voorwaarden aan het beleid te stellen zijn.

Kort samengevat komt alles hier op neer: wij vinden in de sturende werkingen kenmerken die wij niet kunnen of niet willen veranderen. Zij vormen een absolute voorwaarde voor te verwachten ontwikkelingen en verwijzen daarmee naar streefkwaliteiten -aangenomen dat er over dit verband uitspraken gedaan kunnen worden- en ze zijn van gebied tot gebied verschillend, afhankelijk van geologie, historie of nagestreefde functionele afbakening. Hiernaar dienen referenties te worden geformuleerd, in overeenstemming met de beleidsverwachtingen van het Natuurbeleidsplan (ecologische hoofdstructuur), Milieubeleidsplan (emissienormen) en Derde Nota Waterhuishouding (geïntegreerde doelstelling per watersysteem).

3.2 Vroegere manieren voor typologie bedrijven

In de voorgaande paragraaf is getracht een aantal afgrenzingen aan te geven die van belang zijn bij de keuze van onze referenties. Geconstateerd werd dat een ruimtelijke indeling van Nederlandse wateren noodzakelijk is, die steunt op een drietal peilers en die zich in laat passen in het ruimtelijk beleid zoals dat de laatste jaren gestalte heeft gekregen. Min of meer stilzwijgend is daarbij van een premisse uitgegaan die helemaal niet zo vanzelfsprekend is en waarvoor de twijfel juist het kernthema van het vorige hoofdstuk vormde. De bedoeling van een typologie is in de eerste plaats om tot kwaliteitsuitspraken te komen. De eerste zin van dit hoofdstuk zegt ons daartoe precies waar het op staat. Het gaat om een ecologisch gericht kwaliteitsoordeel en dat baseert zich per definitie op volgaspecten: het voorkomen of ontbreken van soorten, het eerste daarvan al of niet in samenhang met kwantitatieve verhoudingen. Maar de motieven voor ruimtelijke verdeling worden gevonden in de sturende werkingen die door de natuur en de mens geleverd worden: het klimaat, de grondsoorten, de werking van de zee, vergravingen, onttrekken of toedienen van mineralen etc. Wij gaan er dus stilzwijgend van uit, dat we die betrekkingen kennen. Als we ons oordeel ook handelingsperspectief mee willen geven -dat wil zeggen indicaties voor beleid- dan moeten we dat ook wel. Maar de relatie tussen datgene wat stuurt en datgene wat volgt is niet meer en niet minder dan de kerndoelstelling van de ecologie als wetenschap. Wordt hier niet van een veel te pretentieuze gedachte uitgegaan?

In zekere zin is dat wel zo. Als men tot beleid wil komen dan is het haast niet mogelijk om dit dilemma te ontwijken. Maar het valt evenmin vol te houden dat typologie ten behoeve van beheer van wateren principieel onmogelijk zou zijn. Roeien met

de riemen die men heeft kan heel goed, dankzij de hiërarchie in stuurwerkingen waarvan in hoofdstuk 2 sprake is geweest. Er zijn nu eenmaal belangrijke en minder belangrijke stuurwerkingen en met enige veldervaring leert men deze scheiden. Nu is er in Nederland zo langzamerhand zéér veel veldervaring voorhanden en we twijfelen niet meer zo erg aan de juistheid van gemaakte keuzen. We halen ons hiermee echter wel het verwijt op de hals, dat deze keuzen wetenschappelijk niet voldoende onderbouwd zouden zijn. Bovendien worden er in de praktijk fouten mee gemaakt. Op beide punten willen we hierna terugkomen.

De oudste typologie voor Nederlandse wateren (Redeke, 1944) kan men in zekere zin beschouwen als een strikt biologische typologie.

Ze is gebaseerd op volgkenmerken. Maar min of meer impliciet werd aan de onderscheiden eenheden een overheersend stuuraspect verbonden: voedselrijkdom, waterbeweging, invloed van de zee. Eigenlijk zijn dit allemaal de werkingen die door de mensen door de eeuwen op hun merites werden gewogen en waarvan ze afhankelijk waren; waar ze dus op hebben geanticipeerd. Ze zijn voor het hiervoor gestelde doel dus heel zinnig. Helaas is ze in de loop van de jaren door een ander soort van benadering min of meer opzij gedrukt. Het RIVON besteedde in de jaren zestig veel aandacht aan de zogenaamde typeninventarisaties, globale beschrijvingen van landschapstypen. Ook het hydrobiologische aspect werd hierbij betrokken. De "RIVON-code" waaronder alles gedocumenteerd werd vermeldde een aantal basistypen zoals vennen, laagveenplassen, wielen, petgaten, enz. In later jaren is een dergelijke indeling als basis gebruikt voor het ontwikkelen van beleid (CUWVO). Op zich is daar geen bezwaar tegen. De beschreven typen vertegenwoordigen ook om hun geomorfologische of historische eigenaardigheden een waarde en veel biologische verschijnselen laten zich daarmee correleren. Maar het is geen fundamentele basis, omdat de kern van zo'n typologie niet te vinden is in gemeenschapsbeschrijving. Er is à priori gekozen voor een combinatie van stuurvariabelen, die nergens aan ontleend is. Het verband met de eerdergenoemde criteria is niet of onvoldoende gelegd en de typologie kan nooit als een fundamentele basis dienen, noch voor beleid, noch voor verder onderzoek. Dat laatste gebeurt wel veelvuldig. Men neemt dan de indeling min of meer als vaststaand aan en gaat dan veldgegevens op deze basis interpreteren. Als dan de indeling met de gevonden gegevens in strijd blijkt, gaat men een soort scholastiek bedrijven om toch maar de gegeven indeling te kunnen handhaven. Zo komen we niet verder! Maar hoe moet het dan wel?

3.3 Een modernere aanpak van de typologie-ontwikkeling

In eerste instantie lijkt het verstandig om te beginnen met een scherp onderscheid tussen "stuurtypologieën" en "volgtypologieën". Men kan proberen Nederland in te delen naar de werking van à priori belangrijk geachte stuurvariabelen zonder zich te bekommeren om de organismen die de betrokken wateren bevolken. Men kan kaarten produceren die telkens één van die

de relatie tussen aangetroffen waarden en gevonden levensgemeenschappen een soort grootste gemene deler vinden. Dit kan op een theoretische basis gebeuren (vergelijk gradiënten van verschillende plaatsen en probeer tot een sluitende redenering te komen die de overeenkomsten en verschillen kan verklaren); het kan ook op een statistische manier (grenzen van de werkingen in relatie tot het voorkomen van soorten of soortencombinaties). Als het goed gedaan wordt, dan gebeurt dit door alle belangrijke stuurwerkingen er tegelijk in te betrekken: dan herkent men de afwijkingen die de werking van de ene factor op die van de andere uitoefent; dan herkent men ook de hiërarchie in die werkingen. Met name dit laatste vereist onoverzienbare hoeveelheden rekenwerk. De laatste tijd hebben we de computer als een hulpmiddel voor dit soort werk leren kennen. Het is jammer dat moderne technieken niet op vroegere gegevens zijn in te zetten. De mogelijkheden voor deze technieken om tot een systeem voor alle tijden en voor alle plaatsen te komen worden daardoor bemoeilijkt. Zo is bijvoorbeeld opvallend hoe de trofie in de hiërarchie van stuurwerkingen steeds meer verdwijnt, een gevolg van het verdwijnen van trofiegradiënten.

3.5 Typen van typologieën

In het voorgaande zijn een tweetal zwakheden geconstateerd in de pogingen om naar plaatsgebonden referenties te zoeken. Dat zijn:

1. de relaties tussen stuur- en volgaspecten zouden voor het verbinden van wenselijkheden en mogelijkheden bekend moeten zijn. Ze zijn het echter altijd maar ten dele. Dit is een aan het werk inherente kwaal, die dan ook door onderzoek niet kan worden opgelost;
2. onderzoek kan wel een aantal verbanden blootleggen. Maar daarbij wreekt zich de beperking dat slechts de huidige betrekkingen worden verhelderd, niet de potenties aangegeven, die toch de bedoeling van een referentie vormen.

Tegenover dit alles staat echter, dat we beschikken over een theoretische onderbouwing die in overeenstemming is met een consensus van ervaring, en die een zekere mate van voorspelbaarheid in zich heeft. Het is op die basis dat we aan typologieën toch betekenis kunnen toekennen, ondanks de beide inherente zwakheden.

Er zijn drie uitgangspunten genoemd voor een indeling van Nederlandse wateren:

1. Men baseert zich louter en alleen op stuurfactoren. Een combinatie van stuurwerkingen leidt tot een karakteristieke habitat en daarmee tot de ontwikkeling van een specifieke levensgemeenschap. Hoe die gemeenschap eruit ziet is een punt van later zorg.
2. Men baseert zich louter en alleen op volgfactoren, zoekt dus naar een referentie voor kwaliteit. Hoe deze zich verhoudt tot stuurwerkingen is dan een punt voor later zorg.
3. Van stuurwerkingen over welker betekenis consensus bestaat wordt nagegaan hoe deze zich verhouden tot speci-

fieke gemeenschappen; met b.v. een indeling in oligo-, meso- en polytype.

Natuurlijk is de driedeling niet zo strikt als hier wordt voorgesteld. Iemand die levensgemeenschappen beschrijft binnen een regio waar de invloed van de zee aanzienlijk is hecht vanzelfsprekend waarde aan een brakwatertypologie, combineert, aldus de uitgangspunten (2) en (3). En het indelen op grond van louter abiotische kenmerken heeft bewust of onbewust te maken met de verwachting dat deze kenmerken van belang zijn voor de richting waarin flora en fauna zich ontwikkelen.

(1) en (2) zou men de meest fundamentele benaderingen kunnen noemen. Ze stellen de relatie tussen sturende en volgende eigenschappen eerder ter discussie dan dat ze deze als uitgangspunt nemen. (3) doet dat wel, is daarmee niet fundamenteel, maar wel pragmatisch. Verreweg de meeste typologische systemen waarvan men zich in de praktijk bedient horen tot deze categorie.

3.6 Hoofdingelingen

Over hiërarchie in stuurvariabelen is in § 2.3 reeds gesproken. Daar werd vooral ingegaan op de aard van die hiërarchie. Enkele "masterfactoren" worden daar genoemd. De stuurkenmerken van Redeke: stroming, voedselrijkdom en invloed van de zee zijn als masterfactor wel algemeen erkend. Het fenomeen trofie is echter in onze dagen veel belangrijker als storingsverschijnsel, naast saprobie. Daartegenover worden als belangrijke stuurfactoren tegenwoordig ook de diepte van het water en de permanentie - de fluctuatie van droogvallen - genoemd, met name voor macrofauna. Het toekennen van betekenis aan deze factoren hangt ongetwijfeld samen met de belangstelling voor morfometrische indelingen. De biologische evidentie ervan lijkt wel aanwijsbaar. Het zijn echter referenties die zich meer met de toekomst dan met het verleden inlaten: ze zijn in grote mate manipuleerbaar, en ze zijn nooit zo wezenlijk geweest als nu. Van trofie bijvoorbeeld kan precies het omgekeerde worden gezegd.

In tabel wordt een overzicht gegeven van de variabelen die in de Nederlandse praktijk van betekenis geacht worden.

Tabel 1

chloridegehalte
trofie
stroming (verval/reliëf)
zuurgraad/hardheid
morfometrie
permanentie
diepte
openheid geslotenheid bovengronds
openheid geslotenheid ondergronds (kavel etc.)
ontstaanswijze
bodentype
klimaat

Men zou zich het hoofd kunnen buigen over de hiërarchie die er tussen al deze stuurvariabelen te vinden is. Welke geeft nu de hoofdklassen aan, welke is ondergeschikt?

In de literatuur vinden we alle mogelijke oplossingen voor dit probleem wel terug. Diepte, talud, permanentie en andere op morfometrie gerichte kenmerken zijn meestal zeer plaatselijk en manipuleerbaar (natuurlijke meren komen in Nederland niet voor), kunnen dus een lage prioriteit in een indeling krijgen. Landschapsecologische overwegingen leiden de aandacht vooral naar trofie, en daarmee ook naar de toevloed van mineralen. Eutrofiëring heeft het water niet "viezer" (d.w.z. meer saproob) gemaakt; althans niet voor de langere duur. Ze heeft wel een enorme invloed op de biologische rijkdom gehad. De trofie-gradiënten die in oude tijden zo bepalend waren voor die rijkdom zijn volkomen onder de voet gelopen, wat met name voor plantaardige levensvormen desastreus is geweest. De gradiënten voor deze factor waren zeer sterk verweven met de sociale geschiedenis. De onomkeerbaarheid van het verdwijningsproces is groot, al bestaan er nog steeds mogelijkheden voor de ontwikkeling van nieuwe gradiënten.

Een centrale plaats voor trofie als hoofdcriterium voor indeling is dus zeker gerechtvaardigd, ook al moet men voor begrip van het verschijnsel eerder naar waarnemingen uit het verleden dan naar het heden kijken. Daar is het ook een referentie voor!

Tegenwoordig gaat de belangstelling veel meer uit naar de factor stroming als een hoofdcriterium. Men kan in ieder geval stellen, dat beweging van water wél invloed kan uitoefenen op de verdeling van mineralen, terwijl het omgekeerde niet geldt. Stromende wateren zijn minder door hun trofie bepaald dan stilstaande -in het algemeen is sprake van een duidelijke zonatie met het meest eutrofe deel aan de monding. En tenslotte moet ook nog in gedachte genomen worden, dat onderdelen van een beekloop zeer open systemen vormen. De plaats waar primaire productie plaats vindt, is een heel andere dan die, waar de geproduceerde biomassa door dieren wordt geconsumeerd. En de mineralen die uiteindelijk vrijkomen worden gebruikt door plantaardige organismen die met de vormers van de biomassa niets meer te maken hebben. Trofie is dus in een beek een veel slechtere karakteristiek dan in stilstaand water. Dat houdt tevens in, dat planten slechte hulpmiddelen zijn voor het karakteriseren van beken. De aandacht is hier vooral op macrofauna gericht. Voor brak water gelden overwegingen, die hier wel wat aan doen denken. Daar waar zee-invloed aanwijsbaar is - het brakke gebied - is deze factor zo allesoverheersend, dat elke verdere onderverdeling altijd deze factor als hoofdcriterium moet nemen. Stromend brakwater kennen we eigenlijk niet. Brakwater is altijd eutroof; dus ook ten aanzien van trofie is onderverdeling niet van belang.

Naar deze overwegingen gerekend, is van de drie in fig. 8 geschetste mogelijkheden mogelijkheid A de meest handzame voor gebruik.

stromend	stilstaand		
	eutroof		oligotroof
	zoet	brak	

Fig. 8A

brak	zoet		
	stromend	stilstaand	
		oligo- troof	eutroof

Fig. 8B

oligotroof	eutroof		
	brak	zoet	
		stromend	stilstaand

Fig. 8C

Fig. 8A, B, C: stroming, trofie en zeeïnvloed als bouwstenen voor een typologisch model.

Het landschapsecologische pleidooi gaat vooral in de richting van een typologie in fig. 8C, het systeem van Redeke volgt fig. 6B.

3.7 Indelingen naar morfometrie en ontstaanswijze

Zoals al eerder gezegd vormt een indeling naar morfometrie en ontstaanswijze een indeling, die het leeuwedeel van alle gehanteerde typologieën vormt. Dat komt, omdat ze misschien het minst fundamenteel, het meest pragmatisch is. Natuurlijke landschapsvormen van hoge ouderdom zijn alleen om die reden al een zo kostbaar bezit, dat ze in ere dienen te worden gehouden, los van welke biologische eigenaardigheden die ze ook zouden mogen hebben.

Ze geven handvat voor beleid. Of dat werkelijk natuurbelied is - dat wil zeggen, of de biologische diversiteit ermee gediend is kan vaak betwijfeld worden, met name als de relatie met de hiervoor aangegeven stuurwerkingen ontbreekt.

Het creëren van flauw aflopende taluds -om een voorbeeld te noemen- kan de vestiging van waterplanten bevoordelen. Dat is voor die waterplanten plezierig, maar het kan ook tot gevolg hebben, dat in die gedeelten zoveel fosfaat wordt onttrokken, dat zich andere micro-organismen kunnen vestigen, in het bijzonder van arm milieu. De werkwijze houdt in dat geval rekening met trofiegradiënten en is in feite een verkapt vorm van typologie volgens de vorige categorie.

Ook de aanwezigheid van kwel, of de overgang tussen grondsoorten kunnen op deze wijze hun consequenties hebben. Hoe in de praktijk met overwegingen van deze aard wordt omgesprongen zal van geval tot geval dienen te worden gezien. Het nut van indelingen in deze geest ten behoeve van biologische waterbeoordeling staat en valt ermee. De afbakening van de typen zelf heeft geen fundamentele betekenis. In de praktijk blijkt ze ook tamelijk willekeurig te zijn (tabel 2).

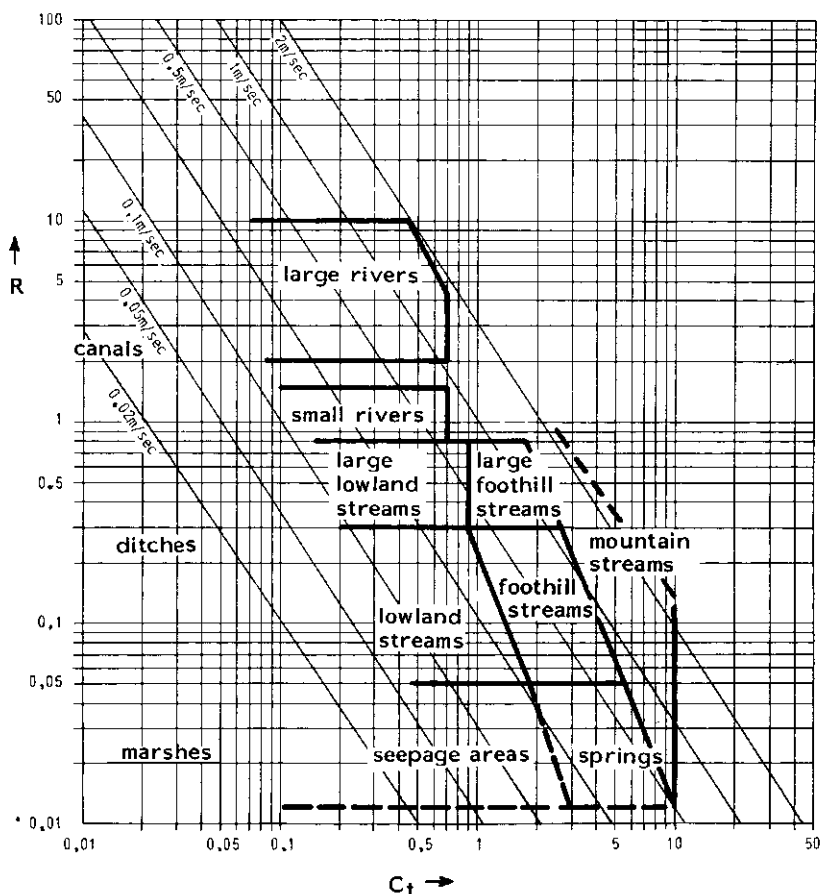
3.8 Poly-, meso- en oligotype

Het gaat hier om de indelingssystemen op grond van één belangrijk ervaren stuurwerking waarvan het halobiensysteem, de indeling van brakke wateren, zeer bekend is. In het algemeen wordt een drietal klassen onderscheiden: een poly-, een meso- en oligotype, waarin de betreffende factor sterk, matig sterk of zwak vertegenwoordigd is, gescheiden door arbitraire grenzen. Als er aanleiding toe bestaat kan zo'n indeling genuanceerd worden door onderverdelingen (genoemd α -, β -, enz.) in te voeren en de reeks uit te breiden naar een 0-type en een hypertype aan beide zijden van het spectrum. Vaak is dit echter gevaarlijk, omdat het meer nuanceren suggereert dan in werkelijkheid te geven valt. Van belang is het hierbij om te bedenken dat andere stuurwerkingen het beeld kunnen kleuren, waardoor het lijkt dat nuances mogelijk zijn. Heel vaak zien we hoe door verschillende auteurs verschillende grenzen tussen de klassen worden aangehouden.

Tabel 2: Een overzicht van gehanteerde morfologische indelingen.

	RIVON- code	CUWVO	Claassen	RIN '89	Van Tol
vormen	x	x	x	x	x
oude rivierlopen	x	x	x		
tichelgaten	x				
wielen	x	x	x	x	
(loog van)plassen	x		x	x	
kreken en oude kreken	x	x	x	x	
sloten	x	x	x	x	
kanalen	x	x	x		
rivieren	x	x			x
bergbeken	x				
laaglandbeken	x				
bronnen	x	x			x
beken algemeen		x	x	x	x
stadswateren		x			
drinkpoelen		x			
duinmeren		x		x	
zand-, grind-, kleigaten	x	x			
petgaten		x	x		
meren en plassen		x			
getijdewateren		x			x
vaarten			x		
meren			x	x	
greppels			x		
poelen			x		
slotgrachten			x		
estuaria				x	
ondergrondse wateren					x
overige stromende wateren					x
stilstaande lijnvormige wateren					x
natuurlijke grote plassen					x
grote diepe ontgrondingen					x
plassen in urbane omgeving					x
kleine plassen, niet op de heide					x
watertonnen e.d.					x

Die grenzen worden dan gekoppeld aan de waarde van een kwantificeerbare grootheid als chloride- of zuurstofgehalte. Eerder is al opgemerkt, dat zo'n gang van zaken op verkeerde premissen berust. De typenindeling pretendeert ecologisch van aard te zijn. Ze dient dus de ecologisch bemiddelde werking van de stuurfactor te omvatten en kan alléén voor de theoretische onderbouwing van een op die wijze verkregen kader gebruikt worden. Van de factor stroming kennen we zo'n indeling in de oligo-, meso- en polytype niet. Maar het principe geldt hier natuurlijk evenzeer als bij trofie of bij de invloed van de zee. De indeling van beken naar bronverval () kan als een specifieke vorm hiervan gezien worden (Higler en Mol, 1984) (zie fig. 10).



R : hydraulische straal

C_t : terreinfactor

Fig. 10: (Higler en Mol, 1984)

Natuurlijk is het ook mogelijk om vergelijkbare klasseverdelingen te maken voor andere, minder dominante stuurvariabelen. Dat is echter moeilijker, doordat het beeld door andere werkingen wordt verstoord. Tenslotte kan hier nog worden opgemerkt dat de op deze wijze verkregen indelingen gebruikt kunnen worden als verfijningen van de beide vorige indelingsmethoden; uiteraard met het gevaar, dat slechts een schijnnuancering verkregen wordt.

3.9 Volgtypologieën

Dik gezaaid zijn deze typologieën niet. Met zeker voorbehoud zouden we de oude typologie van Redeke als behorend tot deze categorie kunnen rekenen. Een beperkt aantal levensgemeenschappen is hierin onderscheiden. Verfijning, door het invoeren van het associatiebegrip uit de vegetatiekunde is in vroeger tijden wel nagestreefd, maar dit werk stuitte op enorme methodische problemen. Vergelijkbare opnamen vereisen vergelijkbare selectie- en analysemethoden, en dat is bij

levensgemeenschappen van het water een heel wat moeilijker te verwezenlijken ideaal dan in de vegetatiekunde. De aandacht ervoor is verslapt. De indeling van Nederland in hydrobiologische districten, te vinden in het Handboek Biologische Waterbeoordeling (1974), kan men als een tweede weg in deze categorie beschouwen. Op basis van een regionale verdeling van microfytengemeenschappen. Het systeem is later hier en daar genuanceerd. Bewerking van alle in Nederland bekende jaarcycli van microfytengemeenschappen leverde vergelijkbare resultaten op.

Naast deze landelijk georiënteerde pogingen moeten nog streekgebonden typologieën worden genoemd, met name die studies waarvoor de samenstelling der levensgemeenschap het uitgangspunt vormde, die dan achteraf met stuurvariabelen vergeleken werd (Utrecht, Overijssel, Zeeland, Noord-Holland, Drenthe). Met zekere restricties moet het mogelijk zijn om deze streektypologieën te combineren en aldus tot een landelijke beschrijving te komen.

3.10 Stuurtypologieën

In feite zouden stuurtypologieën het beste kunnen aansluiten bij de notie van integraal waterbeheer. De ecologische betekenis ervan is echter alleen aan te duiden als zo'n typologie wordt vergeleken met de resultaten van de hiervoor vermelde werkwijzen. Men zou voor dat doel een aantal stuurwerkingen kunnen selecteren ontleend aan de in de aanhef van deze paragraaf vermelde uitgangspunten. Regionale verdelingen van ieder van de werkingen kan men op een kaart weergeven. Combinatie van deze kaarten leidt dan tot een verdeling van Nederland in een aantal "districten", waarbinnen belangrijk geachte werkingen gelijk zijn, zodat de referenties per district zijn aan te geven. (zie Mol 1985)

In principe kan men voor dit doel natuurlijk alle stuurwerkingen hanteren die in dit hoofdstuk aan de orde zijn gekomen (zie tabel 1).

4. BEOORDELINGSSYSTEMEN

4.1 Inleiding

"Een belangrijk voordeel van waterbeoordeling op grond van de aquatische levensgemeenschap is gelegen in het feit dat deze levensgemeenschap gedurende langere tijd is blootgesteld geweest aan de werkingen van variabelen uit de omgeving. Uit de geïntegreerde reactie op veranderingen in die werkingen kan een indruk worden verkregen van deze veranderingen; een indruk die op basis van fysisch-chemische analyses slechts na zeer uitgebreide en wellicht geautomatiseerde bemonstering voor de dag gekomen zou zijn. De levensgemeenschap kan dienen als een gevoelige "recorder" van kritische omstandigheden en alle informatie hierover zou kunnen worden verkregen, wanneer een geschikte vertaalsleutel gevonden zou kunnen worden.

Op dit moment moeten we ons nog behelpen met methoden die alleen de sterkere signalen weergeven, met veel achtergrondruis. Bij het voortschrijden van het onderzoek naar aquatische systemen en door de toepassing van geavanceerde data-analysetechnieken komt de fijnere afstemming van de biologische ontvanger steeds directer onder handbereik." Zo beschreef, enigszins vrij vertaald, Hellawell in 1976 het belang van de biologische waterbeoordeling en voor een belangrijk deel kunnen we daar nog mee instemmen. In ieder geval ervaren we al jarenlang als een sterk punt, dat biologen in één overzicht, verzameld op één moment veel over de historie van een plek op aarde kunnen geven, over werkingen van milieuvariabelen en veranderingen daarin, zonder dat die variabelen zijn gemeten. Maar er vallen veel kanttekeningen bij te maken.

Hellawell stelt dat de toepassing van geavanceerde data-analysetechnieken de fijnere afstemmingen tussen de sturende variabelen en de "biologische ontvangers" meer en meer onder handbereik zal brengen. Impliciet wordt hier de gedachte verwoord van een rechtstreekse causale relatie tussen sturende factoren en organisme, slechts verstoord door "ruis", d.w.z. de aanwezigheid van andere stuurwerkingen. Dat is echter een denkwijze die bestreden moet worden. De relatie tussen stuur- en volgaspecten is een zeer complexe, en het is zeker niet zo, dat bepaalde kwantitatieve verschuivingen aan de stuurzijde een éénduidig effect aan de volgzijde te zien zullen geven; zo'n "fijne afstemming" als Hellawell zich voorstelt, is er niet en zal ook nooit gevonden worden. In hoofdstuk 2 is daar uitvoerig op ingegaan. De betekenis van de biologische waterbeoordeling ligt dan ook niet in het "op een andere manier meten van stuurvariabelen", al zal dat in sommige gevallen best mogelijk en nuttig kunnen zijn, maar vooral in de omstandigheid dat ze zich baseert op volgkenmerken. Verandering in de werking van stuurvariabelen leidt tot verandering in de levensgemeenschap, maar die verandering is ecologisch bemiddeld en de aard van die bemiddeling valt alleen te begrijpen langs interpretatieve weg. Ze kan van plaats tot plaats zeer verschillen, afhankelijk van samenhang tussen milieufactoren, van stabiliteit en ontwikkelingsduur, van openheid en geslotenheid van ecosystemen. Daarnaast zijn de volgvariabelen onze "doelparameters". Al naar het doel anders omschreven is, hebben we behoefte aan

een andere beoordelingsmethode. Dit alles heeft tot gevolg, dat we beschikken over een veelheid van beoordelingsmethoden. Voor de onderzoeker is het de kunst om uit die veelheid de methode te vinden, die het beste aansluit bij de bedoelingen die hij ermee heeft.

4.2 Veranderingen in ecosystemen

Veranderingen binnen ecosystemen kunnen het gevolg zijn van eigen, interne werkingen. We spreken dan van rijping of successie. Biologische Waterbeoordeling is in het algemeen echter meer geïnteresseerd in de veranderingen die het gevolg zijn van veranderde inwerkingen van buitenaf. Uit het bovenstaande blijkt, dat die twee categorieën niet altijd even gemakkelijk uit elkaar te houden zijn. De externe omstandigheden kunnen zelf inherent zijn aan de plaats waar een ecosysteem zich bevindt, los van alle menselijk activiteiten. Uiteindelijk gaat het daarbij altijd om invloeden die door het klimaat gestuurd worden. Is dit laatste niet het geval, dan hebben we in principe altijd te maken met veranderingen die direct of indirect met menselijk handelen verbonden zijn. Voor al die veranderingen is het uiteraard van het grootste belang, of ze schoksgewijs of geleidelijk plaats vinden. Zo komen we tot een vierdeling van invloeden, waaraan een levensgemeenschap wordt blootgesteld, schematisch samengevat in tabel (1).

Tabel 1: Schematische voorstelling van veranderingen in omstandigheden, waarin ecosystemen verkeren met voorbeelden.

	Sprongsgewijs	Geleidelijk
Niet-anthropogeen	Schoning/hoog water klimaat (neerslag, temperatuur). Levenscycli Groei-explosies	Verlanding, meandering, sub- straattransport. Successie Mutatie
Anthropogeen	Puntlozing chemi- sche fysische of thermische veront- reiniging. Uitzetten organis- men (vissen).	Diffuse toe- of afname van stof- fen, eigenschap- pen, gebeurtenis- sen (kwel). Uit-/inspoelen toxische stoffen, nutriënten. Uitzetten exoten (waterpest)

Ecosystemen zijn gekenmerkt door structurele en functionele eigenschappen en we zullen effecten dus in structurele en functionele kenmerken terugvinden. Onder structuur verstaan we de aard en hoedanigheid van de samenstellende delen van het

systeem; onder functie de aard en hoedanigheid van de wisselwerkingen tussen die onderdelen (vgl. Begrippenlijst Gezondheidsraad, met name commentaar op pag. 26).

Odum (1962) geeft als structurele kenmerken:

- De samenstelling van de levensgemeenschap met soorten, aantallen, biomassaverhoudingen, levenscycli en verspreiding in de ruimte van populaties.
- De kwantiteit en verspreiding van niet-levende onderdelen van het systeem als nutriënten, water, etc.
- De range of gradiënt van de existentiële condities als temperatuur, licht, etc.

Als functionele kenmerken worden door Odum genoemd:

- De mate van biologisch energietransport door het systeem, d.w.z. de produktie- en respiratiesnelheden van de populaties en levensgemeenschappen.
- De snelheid van nutriëntenkringlopen en andere stofkringlopen, d.w.z. de biogeochemische cycli.
- Biologische of ecologische regulatie (zoals b.v. in fotoperiodiciteit) en regulatie van de omgeving door organismen (zoals b.v. stikstoffixatie door micro-organismen).

Kort samengevat kunnen we zeggen, dat de structurele kenmerken hoedanigheden representeren die zich op een zeker moment in de ruimte openbaren, terwijl het bij functionele kenmerken vooral om temporele aspecten gaat. Zowel functionele als structurele parameters kunnen al of niet een expressie zijn van genotypische aanpassing. Matthews et al (1982) spreken van "taxonomische en niet-taxonomische parameters", zoals uit tabel 2 blijkt.

Tabel 2: Structuur- en functiekenmerken van aquatische ecosystemen (naar Matthews et al 1982)

Structuurparameters	
Taxonomisch	def.: organisme of analyse op soortsniveau. v.b.: soortenlijst, diversiteitsindices, verspreidingspatroon, dichtheid, indicatorsoorten.
Niet-taxonomisch	def.: chemische, fysische, biochemische of biologische analyses zonder identificatie van de organismen die de levensgemeenschap vormen. v.b.: biomassa, chlorofyl, carotenoiden, ATP, DNA.
Functieparameters	
Taxonomisch	def.: organisme of analyse op soortsniveau. v.b.: kolonisationsnelheid van een soort, herstelsnelheid van het evenwichtsaantal soorten na verstoring.
Niet-taxonomisch	def.: chemische, fysische, biochemische of biologische processen in het ecosysteem. v.b.: primaire productie- of respiratiesnelheid, sulfaat-reductiesnelheid bij verademing.

4.2.1 Niet-taxonomische en taxonomische functiekenmerken

In het spraakgebruik worden kwantificeerbare, het geheel van het ecosysteem betreffende eigenschappen, zoals zuurstof- of fosfaatgehalte van het water of biomassa van de levende have wel als functionele grootheden aangeduid. Dit is in het licht van het bovenstaande niet zo'n gelukkige benaming. Het zijn structuurgrootheden, want ze geven een toestand weer, een doorsnede door de tijd. Functieparameters zijn parameters die zich baseren op reeksen van metingen, die zélf weer structureren, toestanden aangeven. Dat is belangrijk, want het geeft aan, hoe de verschijnselen van sturen en volgen in de beoordelingen verdisconteerd zitten. Toestandsvariabelen zijn altijd volgvariabelen. Ze zijn de reflectie op wat er binnen het systeem gebeurt of gebeurd is. Ze bestaan bij de gratie van het functioneren en zijn daar dus in meerdere of mindere mate indicatief voor. Zij vertegenwoordigen daardoor de totaliteit van het systeem. Dat geldt niet alleen voor zulke eigenschappen als zuurstofgehalte of biomassa, het geldt nog veel

nadrukkelijker voor de aanwezigheid van soorten, die er bij een iets andere aard der werkingen niet geweest zouden zijn. Beoordeling op basis van het soortenbestand is de meest "holistische" benadering van een systeem, de meest gedifferentieerde afspiegeling van het geheel van werkingen dat we ons als natuur voorstellen. Functionele kenmerken geven zo'n afspiegeling ook, maar ze representeren zelf ook een stukje van die bemiddeling, die activiteit tussen het sturen en volgen; geven daarmee per definitie minder informatie over die totaliteit. Er bestaan zeker omstandigheden waarbij een biologische beoordeling, die zich op functionele kenmerken baseert van nut kan zijn. We denken hier b.v. aan oordelen met betrekking tot duurzaamheid (in hoeverre kan het functioneren van een ecosysteem in de toekomst schade ondervinden van datgene dat er nu gebeurt?) of tot produktiviteit in verband met voedselvoorziening. De biologische waterbeoordeling is echter meestal meer geïnteresseerd in het geheel van werkingen, dat van betekenis is voor alle functies tegelijk. Kwaliteitsbeoordelingen van water zijn daar in het algemeen op gericht; daar verplicht zelfs de wet ze toe. In die context kunnen functioneel gerichte beoordelingen niet veel meer dan trivialiteiten signaleren, zoals b.v. dat meer mineralen leiden tot hoger productie of tot het vaststellen van deelprocessen. Voor kwaliteit in de zin die men zich in het waterbeleid voorstelt (een algehele toestand, vergeleken met een referentie) zijn gevoelige indicatoren nodig, en die vindt men met name in de samenstelling der levensgemeenschap. Daar is dan ook de aandacht vooral op gericht.

4.2.2 Niet-taxonomische structuurkenmerken

Alvorens tot de levensgemeenschap over te gaan, willen we hier nog enige aandacht wijden aan de niet-taxonomische structuurkenmerken, zoals die door Matthews et al (1982) zijn genoemd. Het gaat hier om zowel abiotische als biotische kenmerken en het lijkt zinnig om aan beide enige aandacht te besteden.

a. Abiotische kenmerken:

Bij deze term denken we uiteraard aan de vertrouwde lijsten van fysische en chemische gegevens die ons door waterschappen, waterstaten, drinkwaterbedrijven etc. geleverd worden, en waarvan de relevantie voor het functioneren van ecosystemen in het rapport van de Gezondheidsraad (1989) wordt aangegeven. Ze vallen in een aantal categorieën uiteen, waarvan sommige ons sterk, andere maar matig en weer andere ons helemaal niet interesseren. Dat zijn:

(1) Kenmerken die alleen stuurwerkingen demonstreren. Temperatuur is een voorbeeld. Temperatuur kan grote invloed hebben op levensprocessen, maar wordt zelf nauwelijks beïnvloed. Alleen als er veel warmbloedige dieren in de buurt zijn, kan dat anders zijn, maar dat vinden we in onze wateren niet. Onder deze categorie zouden we ook een aantal kenmerken kunnen rekenen, die bij typologisch onderzoek een meer of minder belangrijke rol spelen, zoals chloride. Brakwater kan beoordeeld worden op basis van chloridegehalte of op basis van de levensgemeenschap. In het eerste geval beoordeelt men stuur-

werkingen, in het tweede volgwerkingen. Voor beoordeling zijn alleen die laatste van belang.

(2) Kenmerken die met specifieke deelwerkingen samenhangen. Hier doelen we met name op toxische stoffen, waarvan het gedrag op de een of andere manier met het functioneren van ecosystemen in relatie te brengen is en daar informatie over kan geven. Te denken valt aan accumulatie binnen het ecosysteem. Het is vooral een ecotoxicologisch aspect waarop hier verder niet wordt ingegaan.

(3) Kenmerken die sterk verweven zijn met het functioneren van het ecosysteem en die daarvan ook een weerslag vertonen. In principe kan men zeggen dat alle biologisch actieve stoffen in het water onder deze categorie vallen, al is de grens met de vorige categorie niet scherp te trekken. Het meest in het oog springend is wel fosfaat; een belangrijke stuurvariabele, waarvan echter het gedrag in zeer sterke mate door interne werkingen van het systeem wordt beïnvloed. Metingen van fosfaatgehalten over de ruimte kunnen vaak patronen zichtbaar maken, die ecologisch bemiddeld zijn, en die dus informatie over de werkingen van het systeem geven. In die zin zou men dan ook van een "biologische beoordeling" van water kunnen spreken, als men zich alleen beperkt tot het meten van fosfaatgehalten. Maar dit is wel een moeilijk en tijdrovend karwei.

b. Biologische kenmerken

Alle interacties die zich tussen organismen van een ecosysteem afspelen, hangen samen met het fenomeen van eten en gegeten worden; hetzij direct (predator-prooi-relaties), hetzij indirect (exocriene werkingen, momentieverhoudingen). Het komt dus allemaal neer op energieoverdracht. Kenmerken die met die energieoverdracht samenhangen, kunnen met recht als meest overkoepelende beschouwd worden voor het functioneren van ecosystemen. Het is om die reden, dat we zuurstofgehalte als een biotisch kenmerk classificeren, al is de grens met wat over fosfaat is gezegd natuurlijk vaag. Een zuurstofmeting verwijst direct naar processen in het systeem, maar is toch ook als toestand redelijk goed gedefinieerd. Als er evenwicht tussen productie en consumptie is, dan moet het zuurstofgehalte in de buurt van het verzadigingspercentage zijn, en als dat niet het geval is, dus bij over- of onderverzadiging, dan weten we dat er iets aan de hand is. Interpretatie is niet altijd eenvoudig, maar in principe is deze gedachtengang hanteerbaar, en ook veelvuldig toegepast.

Kwantitatieve beschrijvingen met betrekking tot de hoeveelheden aan organische stof bestaan op zeer veel manieren, en ze hebben allemaal wel iets met het functioneren van ecosystemen te maken. Maar de manier waarop kan erg verschillen, en dat bepaalt de relevantie van een hierop gebaseerd oordeel. Dit laatste geeft ons de minste problemen als we de aandacht richten op de kwantiteit aan biologisch actief weefsel, de "biomassa" genoemd. In gestoorde systemen, waar disharmonie tussen opbouw- en afbreekfase van de kringloop een aandachtspunt vormt, maar ook in natuurlijke open systemen zou het de moeite waard kunnen zijn om de relatie tussen dierlijke en plantaardige biomassa te bestuderen. De foutenbronnen zijn

hiervoor echter heel groot. Meer ervaring bestaat met de meting van de biomassa van fytoplankton in grote ongestoorde stilstaande wateren. In principe zou zo'n maat informatie kunnen geven over de intensiteit van energiestromen door het ecosysteem; al zijn ook hier veel interpretatieproblemen. De biomassa van fytoplankton kan op verschillende manieren worden vastgesteld: door het meten van drooggewichten of door het bepalen van gehalten aan pigment, DNA, ATP of eiwit. De kans op misinterpretatie is echter enorm. Pigmentconcentraties blijken meer samen te hangen met lichttoevoer dan met celvolume, DNA-gehalte is sterk soortafhankelijk en het gehalte aan ATP kan door diverse externe omstandigheden binnen een fractie van een seconde een factor tien variëren!

Denken we daarnaast nog aan problemen bij de monsternamen, veroorzaakt door ongelijke verspreiding van algen in het water, dan beseffen we hoe twijfelachtig de waarde van zulke bepalingen is. De schaarse informatie die op dit moment voorhanden is, lijkt er op te wijzen dat het eiwitgehalte van fytoplankton weinig fluctuatie vertoont. Wanneer de soortafhankelijke verschillen gering blijken te zijn, dan zou een bepaling hiervan althans een deel van de problemen weg kunnen nemen. De betekenis van biomassa voor een biologisch geaarde kwaliteitsbeoordeling is op zijn minst ondoorzichtig. Natuurlijk hebben bepalingen voor een nutfunctie als bijvoorbeeld de drinkwatervoorziening hun belang. Maar als een biologische kwaliteitsparameter mist biomassa deze ten enen male. Water met veel biomassa is niet per definitie meer of minder begerenswaard dan water met weinig biomassa; vergelijking met een referentie levert niets op, dat voor ons oordeel van betekenis kan zijn. Dat komt doordat alle verschillen in oorzaken tot één getalletje gereduceerd zijn, waardoor niets meer te vergelijken valt. Maar biomassawaarden refereren wél aan de werkingen in het ecosysteem; werkingen die op hun beurt weer bepalend zijn voor onze waardeoordelen. Fytoplanktonbiomassa verwijst naar de intensiteit van de opbouw, en daarmee naar trofiegraden, die voor de samenstelling van de levensgemeenschap van belang zijn. In vergelijking met primaire produktie of nutriëntentoevoer geeft ze informatie over de efficiëntie waarmee het systeem van voedingsbestanddelen gebruik weet te maken, in vergelijking met biomassa van andere functionele groepen. Ten slotte vertelt ze iets over overwicht en verstoring. Biomassabepalingen, belangrijk voor ecosysteemanalyse zijn voor biologische waterbeoordeling van weinig waarde, zij het niet geheel betekenisloos.

4.2.3 Taxonomische structuurkenmerken

Wie zich wil wagen aan een toestandbeschrijving van een water-ecosysteem kan niet volstaan met een opsomming van de hoedanigheden die hiervoor de revue zijn gepasseerd. De meest gedifferentieerde en adequate karakterisering zal hij vinden in de analyse van de levensgemeenschap; de plant- en diersoorten, die het water bevolken en hun aantalsverhoudingen. We spreken van een "beoordeling" als we zo'n bestandsopname vergelijken met een referentie, een vaste positie ten opzichte waarvan we de verschillen kunnen vaststellen en interpreteren.

Zo'n referentie kan heel waardevrij zijn; een abstracte voorstelling van een prototype; de werkwijze vormt een middel om de relatie tussen stuur- en volgaspecten beter te leren doorgronden.

In de biologische waterbeoordeling hebben wij echter aandacht voor een andere categorie van vergelijking. We relateren een actuele toestand aan een gewenste toestand, die we hebben ontleend aan situaties op andere plaatsen of in andere tijden. Het grote voordeel van een gedifferentieerde toestandbeschrijving als taxonomische structuurkenmerken mogelijk maakt, mag overigens niet los worden gezien van het onmiskenbare nadeel, dat de relatie met voor verandering verantwoordelijke stuurvariabelen zo voor discussie vatbaar is. Zoals een natte straat niet per sé het gevolg hoeft te zijn van regen, ook al weten we dat regen de straat nat maakt, zo leidt ook de aanwezigheid van een specifieke levensgemeenschap niet éénduidig naar een specifieke werking van een ons bekende noodzakelijke variabele. Interpretatie, waarvoor altijd andere ingangen zijn, zoals b.v. gradiëntanalyses of correlatiestudies, vereisen dan ook de nodige voorzichtigheid en bij voorkeur ook een dosis ervaring. Beoordelingssystemen, die gebruik maken van de soortensamenstelling van de levensgemeenschap laten zich in principe in een drietal categorieën indelen:

- 1) De soorten zélf worden als indicatoren beschouwd voor de werkingen binnen het systeem. Veranderingen in de soortensamenstelling verwijzen naar veranderingen in die werkingen. Door middel van indices, gebaseerd op ervaren indicatiewaarden van soorten proberen we dan tot een uitspraak over het betreffende water te komen. Zo verwijzen trofie-indices naar een relatie met intensiteit van primaire productie, saprobie-indices naar overschot aan veradembare afbreekbare stof, vaak als gevolg van organische belasting. Sommige organismen kunnen een meer rechtstreekse informatie geven over vergiftigingen door toxische stoffen. Het soort systemen dat op deze overwegingen berust, valt wellicht het best aan te duiden als bio-indicatiesystemen, d.w.z. gebaseerd op de indicatorwaarde van de organismen resp. de biocoenose.
- 2) Veranderingen van levensgemeenschappen als het gevolg van invloeden van buitenaf uitend zich niet alleen in het verschijnen of verdwijnen van bepaalde soorten; we kunnen ze ook vaststellen aan de hand van afgeleide kenmerken zoals verschuivingen in de massaverhoudingen en in de aantallen soorten die een regio bevolken. Diversiteitsindices, maar ook indices voor dissimilariteit, evenness, associatie, alsmede clusteranalyse met bijbehorende grafische maten worden hierbij gebruikt. We spreken in het algemeen van "structuurindices".
- 3) Tussen deze twee categorieën valt nog een overgangscategorie te onderscheiden die van beide principes gebruik maakt, dus zowel diversiteit als indicatie door soorten of hogere taxatie in één maat tracht te vangen. We noemen zulke maten "biotische indices".

In feite gaat het hier natuurlijk om een drietal soorten van structuurmaten, één met indicatorsoorten, één met indicator-

soorten in combinatie met maten die aan het geheel van de levensgemeenschap ontleent zijn en één die alleen op deze laatste gebaseerd is. Vaak is men geneigd om te zeggen dat hier ook van een zekere hiërarchie sprake is in de relatie tot stuurvariabelen. De aandacht voor de soorten op zich zou dan meer te maken hebben met de directe causale relatie tussen stuurvariabele en responsvariabele, terwijl de structuurindices als diversiteit of op clusteranalyse gebaseerde waarden veeleer het bemiddelde karakter representeren. Soms is dat ook wel zo, b.v. als we denken aan de respons van soorten op toxische stoffen. Maar in zijn algemeenheid is dit toch een te simpele voorstelling van zaken. Normaliter is ook het voorkomen van soorten ecologisch bemiddeld. De verschillen, die er tussen de verschillende water beoordelingsmethoden bestaan, zijn dan ook veeleer inherent aan de aard der werking dan aan de relatie met sturende werkingen. B.v. doordat in diversiteitsmaten alle mogelijke verschillen tot één lineaire reeks zijn gereduceerd, wat meet- en vergelijkingsmogelijkheden ten goede komt, maar waardoor veel informatie verloren gaat. Om dit soort redenen kunnen we zeggen dat de drie categorieën voor beoordeling hun nut hebben, afhankelijk van de aard der problemen waarvoor men staat.

4.3 Te beoordelen ecosysteemeigenschappen

Het is de bemiddelde respons van de levensgemeenschap op de werking van stuurvariabelen die de biologische waterbeoordeling legitimeert. Zonder deze bemiddeling zouden we immers niet veel anders doen dan op een omslachtige manier stuurvariabelen meten. De aard en complexiteit van die bemiddeling kan echter heel verschillend zijn. In § 2.4 is op deze verschillen ingegaan. De redenering leidde tot een lijn (fig. 8), die de overgangen aangaf tussen rechtstreekse en bemiddelde werking. Drie niveaus van ecosysteemkarakteristieken werden hier onderscheiden: (1) de vervolgbare relatie met organische stof, fosfaat/nitraat, chloride of toxische stof; (2) de categorie van saprobie, trofie, "brakheid", verstoring en ten slotte (3) ecosysteemontwikkeling, resp. afbraak. Voor uitspraken op het eerste van deze niveaus kunnen alleen soorten uitsluitel geven, terwijl voor het derde alleen ecosysteemkenmerken gelden. De "biotic index" is met name voor het tweede niveau geconstrueerd. "Kwaliteit" wordt naar de hier geldende werkingen gedefinieerd; met name trofie en saprobie. Men lette er evenwel op, dat saprobie en trofie ook op het eerste niveau geldigheid hebben. Het gaat dan om de tolerantie van soorten ten aanzien van organische stof resp. fosfaat of nitraat. Het valt niet altijd mee om directe en bemiddelde respons van elkaar te scheiden, en het vereist van de onderzoeker nogal wat ervaring. Het is desondanks voor een gericht waterbeleid wél belangrijk.

4.4 Systemen gebaseerd op indicatorsoorten

Systemen die zich baseren op indicatorsoorten kunnen verwijzen naar specifieke inwerkingen, zoals toxische effecten door milieuvreemde stoffen of effecten door verzuring. Ze kunnen

ook een rol spelen bij het beoordelen van de al of niet ecologisch bemiddelde rol van de zee, van produktieverhogende stoffen of van organische en andere belasting, dus van saliniteit, trofie of saprobie.

4.4.1 Saprobiesystemen

Saprobiesystemen vinden hun oorsprong in het stromende water. Dat is logisch omdat daar hun belangrijkste bestaansgrond: relatie met organische belasting, het beste tot uiting komt. Daarmee verwijzen ze ook in de eerste plaats naar zo'n relatie. Verschillende soorten hebben verschillende tolerantiegrenzen ten opzichte van die belasting, en zo kunnen we omgekeerd uit het voorkomen van soorten en uit hun aantalsverhoudingen gevolgtrekkingen maken over effecten van organische belasting. Het zijn beoordelingen die zich in beginsel baseren op de soortensamenstelling en het relatieve aandeel van de soorten binnen de levensgemeenschap, al dan niet na cijfermatige bewerking. Speciaal wordt hierbij vaak gelet op het relatieve aandeel (b.v. het massaal voorkomen) van die soorten die door afvalstoffen worden begünstigd.

De saprobiebeoordeling is in het begin van deze eeuw geïntroduceerd door Kolkwitz en Marsson (1908, 1909). Zij onderscheidden een aantal zones in de rivier, gerelateerd aan de verminderde hoeveelheid van organische stof, en gekarakteriseerd door eigen soorten. Deze methode is naderhand op vele manieren gewijzigd, aangepast en aangevuld door vele auteurs, terwijl tevens uitbreiding heeft plaatsgevonden met cijfermatige verwerkingsmethodes, b.v. door het gebruik van indices. De belangrijkste aanvullingen op het saprobie-systeem zijn beschreven door Liebmann (1951), Sládeček (1973). Mauch (1976). Midden vijftiger jaren introduceerden Pantle en Buck (1955) de saprobie-index als verdere uitwerking van een systeem dat tot dan toe vooral beschrijvend van karakter was geweest. Knöpp (1954, 1955) presenteerde de Biologisch Werkzame Belasting (BWE, engels BEOL), terwijl Zelinka en Marvan voor elk der saprobiezones een index bedachten die dan door onderlinge vergelijking tot een eindoordeel leidde. De op grond van deze laatste serie indices ontstane samengestelde saprobie-index werd voorgesteld door Sládeček (1973) en is momenteel in Duitsland reeds jaren als richtlijn-index geaccepteerd (LWA-NW, 1982). In 1988 is dezelfde index opgenomen in de ontwerp-DIN-norm voor de biologische beoordeling van de waterkwaliteit. De index zelf is daarbij ongewijzigd gebleven. Wel is de erbij te gebruiken indicatorlijst (gebaseerd op de eerste lijsten van Sládeček (1973), aangevuld met die van Mauch (1976) en herzien en aangepast. Tevens is een gebruikersvoorschrift opgenomen die aangeeft wanneer het gebruik al dan niet tot betrouwbare resultaten leidt. Ook van het saprobiesysteem afgeleide methodieken als die van Moller Pillot (1971), aangevuld met de kwaliteitsindex van Gardeniers en Tolkamp (1976) behoren tot deze categorie van beoordelingsmethoden. Op dezelfde principes gebaseerde methoden zijn die van Flanagan en Toner (1972), Dresscher en Van der Mark (1975), Coste (1975) en Iversen (1976). Een iets verdergaande van het saprobiesysteem afgeleide variant vormt de koppelings-analyse van Buck

(1974). Nog steeds vindt toepassing en uitwerking van het saprobiesysteem voor het merendeel in stromend water plaats, waarbij dan vooral macrofauna-evertetraten als indicatoren worden gebruikt. Oorspronkelijk werd ook veel gebruik gemaakt van fyto- en zoöplankton, hogere waterplanten en zelfs bacteriën, maar in de loop van de jaren is men zich meer en meer gaan beperken tot de macrofauna (Moller Pillot, 1971), (DIN, 1988). Toch zijn er altijd methoden geweest, die zich op microfyten hebben gericht. B.v. diatomeeën (Costa, 1975) of plankton (Dresscher en Van der Mark, 1975). Deze methoden concentreerden zich in eerste instantie op stilstaande grote wateren. Deze bedrijvigheid heeft meer betekenis gehad voor de ontwikkeling van het denken dan zo oppervlakkig mag lijken. In stilstaand water is de koppeling tussen allochtoon toegevoegd afbreekbaar materiaal en de reactie daarop van de levensgemeenschap niet zo eenduidig te vervolgen. Ze is er ook veel complexer en heeft te maken met interne werkingen van het systeem (zie Schroevers, 1988). Zo ervaren we saprobie als een bemiddelde respons.

In enkele methoden werden naast biologische ook chemische gegevens voor de beoordeling verwerkt. Meestal werden deze combinatiesystemen met behulp van één der voornoemde methoden verkregen, gecombineerd met een klassificatie van zuurstofgehalte (verzadigingspercentage), ammonium-stikstofgehalte en biochemisch zuurstofverbruik. In aanvulling hierop werd tevens een beschrijving van de belangrijkste kenmerken van deze kwaliteitsklassen gebruikt. Deze klassen waren eveneens gebaseerd op het saprobiesysteem, hetgeen leidde tot vier klassen; in de praktijk meestal gebruikt in combinatie met drie overgangsklassen, samen zeven klassen. Dit werd oorspronkelijk gehanteerd door het LAWA (1976, 1980) voor het vaststellen van de "Gewässergüte-Karte" van de Bondsrepubliek. Later werd dit systeem overgenomen door Nordrhein-Westfalen (LA-NW, 1982) hetgeen resulteerde in overname in de DIN-norm. Een vergelijkbaar systeem is de in West Nederland toegepaste methode, gebaseerd op de ideeën van Caspers en Karbe (1964), waarbij saprobiebeoordeling plaats vindt op basis van een index in combinatie met een classificatie van biomassa (chlorofyl-a gehalte), biochemisch zuurstofverbruik en het zuurstofverzadigingspercentage. In deze methode is een koppeling beoogd tussen trofie en saprobie, resp. gedefinieerd als de opbouw en de afbraakfase in de biologische kringloop. Om deze laatste reden wordt wel van een "geïntegreerde" methode gesproken. Ze lijkt een vooruitgang, maar is eigenlijk als een stap terug te zien. Door het invoeren van conditionerende parameters wordt in het eindresultaat ook de stuurwerking betrokken, en dat is een aanvechtbare zaak, zoals in hoofdstuk 2 al is beklemdtoond.

4.4.2 Trofiesystemen

Zo manifest als saprobiesystemen hun oorsprong danken aan de bestudering van stromend water, zo duidelijk valt te constateren dat trofiebeoordelingen vooral voortkomen uit de studie van stagnante wateren. Het is ook even begrijpelijk. Saprobie heeft te maken met de mate van openheid van systemen, trofie juist met geslotenheid, en daarin verschillen stromend en

stilstaand water nu eenmaal principieel van elkaar. Ook valt te begrijpen dat trofiesystemen zich meer baseren op de opbouwzijde van de kringloop, dus de primaire producenten - alhoewel er net zo goed oligotrofente rotatoren of cladoceren bestaan als X-mesosaprobe groenalgen. Net als bij saprobiesystemen kan men gebruik maken van de indicatorische waarde van soorten en net als daar verwijzen zulke waarden naar een rechtstreekse dan wel een bemiddelde relatie met de stuurfactoren als fosfaat en nitraat. Het trekken van conclusies is hier echter vele malen moeilijker. De relatie tussen stuurvariabelen en het optreden van soorten is veel minder doorzichtig dan bij saprobie-indicatoren, en we missen hier de aantrekkelijke situatie, dat dankzij zelfreinigingsprocessen iedere rivier, iedere waarneming in stromend water een gradient weergeeft, direct aan een stuurvariabele te relateren. Directe relaties tussen mineralenaanbod en de tolerantie van soorten zijn wel bestudeerd; zowel experimenteel in het laboratorium als in correlatiestudies te velde (o.a. Moss 1972/1973). Een trofie-indicerende index zouden we ook het stikstof-indicatiegetal van Ellenberg (1974) kunnen noemen, dat verkregen wordt uit waarneming van microfyten (incl. mossen, watervarens en kranswieren) en gebaseerd is op veldwaarnemingen, ook Roelofs (1986) geeft hiervoor interessante getallen. In de regel combineert men dit getal met een waardering van de uniciteit in een kwalitatief waarderingsgetal, waardoor deze index feitelijk tot de biotische indices gerekend kan worden. Al deze studies zijn bij lange na niet toereikend om het zo complexe verschijnsel trofie bevredigend te beschrijven; vaak sluiten ze moeilijk aan bij elders opgedane veldervaring. Gradientstudies en tijdreeksen, zowel als gemeenschapsbeschrijvingen kunnen meer informatie geven over de bemiddelde respons op produktiebepalende factoren - iets waar naar onze mening trofie naar gedefinieerd hoort te worden. Dat is al in hoofdstuk 2 betoogd. Een systeem dat de tot nu toe opgedane ervaring in Nederland weet te beoordelen, bestaat echter nog niet. In het verleden is nogal vaak gebruik gemaakt van de "quotiënt methode" (Thunmark 1975, Nygaard 1979) ter vaststelling van de trofiegraad. Deze gaat er van uit, dat zekere taxonomische algengroepen hun optimum hebben binnen zekere grenzen van voedselrijkdom, wat tot uiting komt in hun soortsaantallen. Deze quotiënten zijn vrij eenvoudig te bepalen. Maar de aanvechtbaarheid van hun uitkomsten (lang niet alle soorten houden zich aan het principe, kleine verschillen in trefkans kunnen al grote verschuivingen in de eindwaarde opleveren, afhankelijk van totale soortenaantallen, enz.) maakt dat de methode al lang niet meer populair is. In de praktijk blijkt het ook niet zo belangrijk te zijn. De indicatiewaarde, die soorten ondanks alles voor de ervaren onderzoeker hebben geven de mogelijkheid tot een grove indeling, die voor waterbeheer en -beleid ruim voldoende blijkt te zijn.

4.4.3 Toxiciteitssystemen

Als bij beoordeling van water volgens de bovenstaande richtlijnen afwijkingen gesignaleerd worden, dat de levensgemeenschap onevenwichtig is opgebouwd, bepaalde niches onbezet zijn

gebleven of dat een duidelijke relatie met bijvoorbeeld eutrofiëring ontbreekt, dan is dit een signaal om aan mogelijke beïnvloeding met giftige stoffen te denken. Ook het voorkomen van vissterften, die niet uit zuurstofgebrek te verklaren zijn, kunnen zo'n indicatie zijn, zeker als stervende vissen een afwijkend gedrag vertonen (op hun rug of in rondjes zwemen e.d.). Ten slotte kan ook het massale optreden van minder kwetsbare organismen (b.v. wormen, slakken of bloedzuigers) ons op zo'n spoor zetten. Is deze constatering gedaan dan moet eerst nagegaan worden of er werkelijk sprake is van vergiftiging. Daarvoor worden de z.g. toxiciteitstoetsen uitgevoerd. Ze kunnen in vivo en in vitro plaatsvinden. Bij in vivotoetsen worden toetsorganismen, bijvoorbeeld vissen in kooien uitgezet in het veld. In vitro worden onder laboratoriumcondities gekweekte organismen (in het algemeen watervlooien en guppen) blootgesteld aan toetswater. Afhankelijk van de duur en de uitvoering van de testen kunnen uitspraken worden gedaan over acute of chronische toxiciteit. Om daarna te weten om welke stoffen het gaat, is aanvullend chemisch onderzoek noodzakelijk. Vaak wordt men al op het spoor gezet door inventarisatie van landbouwkundig gebruik van nabijgelegen percelen. In het algemeen geldt dat de invloed van persistente giftige stoffen vooral op de lange termijn zichtbaar is. Vooral organismen die hoger in de voedselketen staan, kunnen dergelijke stoffen in hoge concentraties in hun weefsel vasthouden. bekende voorbeelden zijn de hoge gehalten aan PCB's in otters en in zeehonden en de vondst van DDT in pinguïns. De effecten uiten zich bijvoorbeeld in de vorm van reproductiestoornissen. De acute giftigheid van dit soort stoffen, dat wil zeggen dat binnen enkele dagen sterfte optreedt, is over het algemeen minder dan bij de minder persistente verbindingen, die vaak ook beter oplosbaar zijn in water. Uitzonderingen bevestigen ook hier de regel. Zo heeft het zeer persistente bestrijdingsmiddel endosulfan een hoge acute giftigheid voor vissen. Stoffen met een hoge acute giftigheid voor waterorganismen zijn onder andere bepaalde typen bestrijdingsmiddelen, zoals pyrethroïden en organische fosforverbindingen, parathion is een bekend voorbeeld. Uit onderzoeken in gebieden met intensieve glastuinbouw is gebleken dat waterplanten in het algemeen minder gevoelig zijn. Verder is het evident, dat directe verwanten van organismen, die als plaag bestreden worden (mijten, kevers, wantsen, en andere insecten), ook in aangrenzende wateren gemakkelijk ten prooi kunnen vallen aan de bestrijdingsmiddelen. Uit deze korte opsomming blijkt, hoe in het algemeen sprake is van zeer gerichte, direct effecten. Soorten met een lage tolerantie voor de voor hen vreemde stoffen krijgen klappen te verduren. Er bestaat natuurlijk wel een bemiddelde respons, maar deze uit zich in het algemeen via de kenmerken die hiervoor onder saprobie of trofie zijn aangeduid. Zo kan sterfte van een abundante soort tot stagnatie in de voedselkringloop aanleiding geven en daardoor secundair zuurstoftekorten doen ontstaan. Een ander verschijnsel is dat van algenbloei die niet ontstaat door overbemesting, maar doordat de predatoren van algen verdwenen zijn. Hier is het weer de ervaring van de onderzoeker, die helpt de juiste oorzaak voor het euvel te vinden. Ten slotte willen we hier

nog vermelden, dat organismen worden ingezet bij biomonitoringsystemen. Bekend is het gebruik van driehoeksmosselen om cadmium te detecteren, omdat deze soort cadmium actief opneemt en accumuleert. Daarbij is echter geen sprake meer van een biologische waterbeoordeling in de strikte zin van het woord, zoals al in hoofdstuk 2 is betoogd.

4.4.4 Systemen voor andere specifieke werkingen

Hier dient met name het verzuringsonderzoek vermeld te worden. Dat zure regen invloed heeft op het leven in het water, met name in slecht gebufferde wateren van de zandgronden is al heel lang bekend. Verdwijnen van soorten kan vaak met meer of minder waarschijnlijkheid aan verzuring toegeschreven worden. Zelfs het omgekeerde blijkt mogelijk te zijn: men kan de Ph meten door soortenspectra van diatomeeën te bestuderen. Renberg (1976) ontwierp hiertoe een methode, die later verbeterd is door Ter Braak en Van Dam 1981, zie Van Dam 1987. Bemiddelde respons uit zich vooral door afname van diversiteit en massale ontwikkeling van enkele tolerante soorten.

4.5 Biotische indices

Het verschil met de vorige groep van indices is, dat niet alleen gebruik wordt gemaakt van de indicatorische waarden van taxonomische eenheden, maar ook van wijzigingen in de structuur van de levensgemeenschap die optreden bij veranderingen in de werking van stuurvariabelen. In de regel wordt bij biotische indices niet gewerkt met soorten, maar met taxonomische eenheden van een hoger niveau; soortengroepen, geslachten, zelfs families. Dat doet natuurlijk geen recht aan de indicatorische waarde die al die verschillende soorten tegenzeglijk hebben, maar het heeft als voordeel, dat de determinatie-inspanning aanzienlijk lager zal zijn. En als de informatie die hieruit verkregen wordt voldoende is voor een gesteld doel, dan hoeft er geen bezwaar tegen te zijn. Vaak moeten we wel met deze grovere benadering volstaan, aangezien van veel soorten de reacties nog niet voldoende bekend zijn. Het kan dan wel eens nodig zijn - en dit soort van gevallen is bekend - één of meer soorten die goed te herkennen zijn aan de procedure te onttrekken als op een gegeven moment bekend wordt dat ze beeldverstorend werken. Het tweede element van de biotische index; de structuurrijkdom vertoont in het algemeen een vermindering van diversiteit bij toename van stress door veranderde stuurwerkingen. Deze vermindering wordt in de regel in de index verwerkt door daarin het totale aantal in een waarneming aangetroffen indicatorgroepen (taxa) te betrekken. De meest bekende index van deze categorie is de Trent Biotic Index van Woodiwiss (1964), waarop in de loop van de jaren vele varianten zijn ontwikkeld; meestal overigens zonder principieel iets aan de methode te wijzigen (Tuffery en Verneaux 1967, Lafontaine 1979, BIN, 1984). Soms is geprobeerd door verfijning van de diversiteitsmeting de biotische index gevoeliger als graadmeter te maken (Woodiwiss 1978, Verneaux en Faessel, 1976). De biotische index maakte oorspronkelijk géén gebruik van abundantie; de mate van voorkomen van de

verschillende taxonomische eenheden. Alleen het voorkomen ervan werd geregistreerd. Chandler (1970) voerde een systeem in, waarbij 5 abundantieklassen werden onderscheiden en iedere taxonomische groep een eigen gewicht werd toegekend. Hij werkte overigens wel met determinatie tot op soortsniveau, wat tot geweldige rekenarij aanleiding gaf, als men al die verschillende waarderingen tot één conclusie wilde samenbrengen. Dit werd door Jones (1973) vereenvoudigd door een gemiddelde score per taxon in te voeren (Biotic Aspt). Het meest recente voorbeeld van een biotische index is de in opdracht van de ISO ontwikkelde score, de Biological Monitoring Working Party Score (ISO-BMWP, 1979, 1980) en de hierop gebaseerde BMWP Aspt (Armitage, 1983). Deze scores maken slechts gebruik van de indicatiewaarde van families van macro-evertebraten in stromend water, die over de hele wereld voorkomen.

De genoemde biotische indices hebben alle betrekking op macrofauna voor stromend water. Voor stilstaand water en voor andere groepen van organismen zijn in principe soortgelijke methoden te ontwikkelen. Maar deze zijn vrijwel niet beschreven. Dat komt vooral, doordat de praktijk van het Waterbeheer voornamelijk is geïnteresseerd in het effect van lozingen op beken en rivieren; de bemiddelde respons die we als "verstoring" ervaren.

4.6 Structuurindices

Ontwikkeling van ecosystemen - en daarmee ook hun kwaliteit - valt tot op zekere hoogte af te lezen aan de structurele opbouw ervan. Verstoring kan men interpreteren als een terugval van ecosystemen tot een lagere graad van ontwikkeling. Gevolgen van externe beïnvloeding moeten dus uit structurele opbouw blijken. Alhoewel deze samenhang ingewikkelder is dan hier wordt gesuggereerd, is het wél evident dat lozingen van afval tot gevolg zullen hebben dat de structuurrijkdom van het ecosysteem verandert. In de verhoudingen waar we binnen het beheer en beleid van Nederlandse oppervlaktewateren aan denken, komt dat neer op afname van structuurrijkdom, verlaging van de diversiteit. Men kan dus een diversiteitsindex beschouwen als een kwaliteitsindex, met name als resultaten van een meting vergeleken kunnen worden met de toestand vóór een lozing, of met toestanden elders. Een kwaliteitsindex van deze aard sluit het meeste aan bij de bemiddelde respons op stuurwerkingen, representeert het meest rechtse deel van de pijlen in fig. 8. De methode is niet gemakkelijk in de dagelijkse omgang, en interpretaties vereisen nogal wat ervaring. De meest eenvoudige manier van werken is, als men het aantal soorten per steekproef telt. Een verdergaande stap is als ook de abundantie van soorten erbij wordt betrokken. Er is een aantal diversiteitsindices in omloop, dat van dit principe uitgaat. Men zie het overzicht dat Hellawell (1987) geeft. Men kan ook het verschil proberen aan te geven tussen het aantal verwachte en het aantal in werkelijkheid waargenomen soorten, alhoewel daarmee uiteraard een speculatief element wordt ingevoerd. Vergelijkbaar is de bepaling van het soortendeficiet (Artenfehlbetrag) van Kothe (1962), waarbij het ten

gevolge van een verstoring verdwijnende aantal soorten wordt gebruikt als een maat voor de ernst van een verstoring. In al die gevallen wordt gebruik gemaakt van een referentie die ontleend is aan de toestand ter plaatse, en die in principe is gebaseerd op ervaringen uit hetzelfde onderzoek. Daarmee is de methode specifiek een middel waarmee effecten van een bekende ingreep kunnen worden vastgelegd of vervolgd. Tegenwoordig is het echter meer en meer mogelijk om gebruik te maken van een meer algemene referentie, gebaseerd op ordinatie en classificatietechnieken.

LITERATUURLIJST:

- ARMITAGE ET AL, 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. Water Research 17: 333-347.
- BLOEMENDAAL, F. EN ROELOFS, J. (red.) 1986. Waterkwaliteit en waterplanten. Rapp. (Afd. Aquatische Oecologie KUN Nijmegen), 321 pag.
- BUCK, R, 1974. Die Kopplungsanalyse, ein rationelles ökologisches Verfahren zur Gütebewertung von Fließgewässern. Int. Kurzbericht (andersstelle für Gewässerkunde und Wasserwirtschaftliche Planung, Baden Württemberg).
- CASPERS, H. EN KARBE, L., 1966. Trophie und Saprobität als stoffwechseldynamischer Komplex. Arch. Hydrobiol. 61: 453-470.
- CHANDLER, J.R., 1970. A biological approach to water quality management. Water Poll. Contr. 4: 415-422.
- CLAASSEN, T.H.L., 1987. Typologie en normstelling. Een aquatische oecologisch onderzoek in Friesland. Thesis, Meppel/Nijmegen, 238 pag.
- COESEL, P.F.M., 1981. Distribution and ecology of Desmids in a Dutch broad are. Thesis, Amsterdam, 198 pag.
- COMMISSIE UITVOERING WET VERONTREINIGING OPPERVLAKTEWATEREN (CUWVO), 1988. Ecologische normstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren. Den Haag, 1988, 154 pag.
- DAM, H. VAN, 1987. Verzuuring van vennen: een tijdsverschijnsel. Thesis, Leersum, 1987, 175 pag.
- DRESSCHER, TH.G.N. EN MARK, H. VAN DER, 1976. A simplified method for the biological assessment of the quality of fresh and slightly brackish water. Hydrobiologia 48: 199-201.
- ELLENBERG, H, 1974. Zeigerwerte der Gefässpflanzen Mitteleuropas Scripta Geobot. Band 9. Göttingen 1974, 122 pag.
- FLANAGAN, P.J. EN TONER, P.F, 1972. Notes on the chemical and biological analysis of Irish river waters. An Fores Forbanta, Water research div. - Wicklow Press, Ltd., Wicklow p.1-24.
- GEZONDHEIDSRAAD, 1989. Ecologische normen waterbeheer. Beschrijving van de parameters Derde Deeladvies. Den Haag, 423 pag.
- HELLAWELL, J.M., 1987. Biological surveillance of rivers, a biological monitoring Handbook. Water Res. centre Steverage, 1987, 332 pag.

HIGLER, L.W.G. EN MOL, A.W.M., 1984. Ecological types of running waters based on stream hydraulics in the Netherlands. *Hydrobiol. Bull.* 18: 51-57.

HOVENKAMP-OBBEMA, I.R.M., KLAPWIJK, S.P. EN LANDMAN, J.E.F., 1983. Biologische beoordeling van de waterkwaliteit in Noord en Zuid Holland. *H₂O* 15: 406-416.

ISO, 1989. Waterquality - biological methods. Guide to the assessment of the water and habitat quality of rivers and streams by a macro-invertebrate score. ISO/DP 8689, 11 pag.

IVESSEN, T.M., 1975. Disappearance of autumn shed leaves placed in bags in small streams. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 19: 1687-1692.

JONES, F., 1973. Quantitative changes in the benthic macro-invertebrate communities of the river Taf and the relationship between plantdetritus and invertebrate numbers. M. Sc. Proj. Report, cited by Harkes, H.A., 1979 in: A. James en L. Evison ed. "Biological indicators of water quality". Wilers: pag. 45.

KLAPWIJK, S.P., 1982. Hydrobiologisch onderzoek naar de uitwerking van het waterkwaliteitsklassensysteem van Caspers en Karbe voor grotere wateren in Zuid Holland. Rapp. Hoogheemraadschap Rijnland, 1982: 118 pag. + bijl.

KNÖPP, H., 1954. Ein neuer Weg zur Darstellung biologischer Vorfluteruntersuchungen erläutert an einem Gütelangsschnitt des Marins. *Wasserwirtschaft* 45: 9-15.

KNÖPP, H., 1955. Grundsätzliches zur Frage biologischer Vorfluteruntersuchungen, erläutert an einem Gütelangsschnitt des Marins. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 22: 363-368.

KOLKWITZ, R.M. EN MARSSON, M., 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. Dtsch. Bot. Ges.* 26: 505-519.

KOLKWITZ, R.M. EN MARSSON, M., 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.* 2: 126-152.

KOLTHE, P., 1962. Der "Artenfehlbetrag", ein neues Gütekriterium und seine Anwendung bei biologischen Vorfluteruntersuchungen. *Deutsche Gewässerkundl. Mitt.* 6: 60-62.

KROES, H.W., 1990. Ecosystemen in theorie en praktijk in: Strategieën voor ecologische normstelling waterbeheer, het spel en de knikker. Red. A.J. Munck, A.A. v.d. Schraaf, R. Cuperius, H.A.M. de Kruijf. SDU uitg. Den Haag, 1990, pag. 19-32.

LA FONTAINE, A., ET AL, 1979. Kaart van de biologische kwaliteit van de waterlopen in België. Ministerie van Volksgezondheid en Epidemiologie, Brussel. 61 pag.+kaart.

LANGE, L. DE, EN ZON, J.J. VAN, 1973. Proposal for a numerical description of the development of aquatic macrophytic vegetation as an aid for the assessment of water quality. Wasser- und Abwasserforschung 4: 125-128.

LANGE, L. DE, EN RUITER, M.A. DE (red), 1977. Biologische Waterbeoordeling. Methoden voor het beoordelen van Nederlands oppervlaktewater op biologische grondslag. TNO Inst. Mil. Hyg. Gez. Techn. Delft, 251 pag.

LIEBMANN, H., 1962. Handbuch der Frisch- und Abwasserbiologie, Bd. 1 en 2. Oldenburg, München, 588 pag.

LWA-NW, 1982. Wasserwirtschaft Nordrhein Westfalen. Fließgewässer, Richtlinie für die Ermittlung der Gewässergüteklasse. Landesamt für Wasser und Abfall-NW, 6 pag. + bijl.

MATTHEWS, R.A., ET AL, 1982. Biological monitoring # A. Receiving systems, functional methods, relationships and indices. Water Res. 16: 129-139.

MAUCH, E, 1976. Leitformen der Saprobität für die biologische Gewässeranalyse. Coar. Forsch. Int. Frankfurt aM.

MINISTERIE VAN VERKEER EN WATERSTAAT, 1981. Indicatief Meerjaren Programma Water, 1980-1984. Staatsuitgeverij 's-Gravenhage, 153 pag.+bijl.

MINISTERIE VAN VERKEER EN WATERSTAAT, 1985. Indicatief Meerjaren Programma Water, 1985-1989. Staatsuitgeverij 's-Gravenhage, 140 pag.+bijl.

MINISTERIE VAN VERKEER EN WATERSTAAT, 1985. Omgaan met water. Rijkswaterstaat, Den Haag, 1985, 63 pag.

MINISTERIE VAN VERKEER EN WATERSTAAT, 1985. De waterhuishouding van Nederland (2e nota). Staatsuitgeverij Den Haag, 1985.

MINISTERIE VAN VERKEER EN WATERSTAAT, 1990. Derde Nota Waterhuishouding. Staatsuitgeverij Den Haag, 270 pag.

MOL, A.W.M., 1985. Hydrobiologische distrikten in Nederland. Rapport RIN 85/7.

MOLLER PILLOT, H.M., 1971. Faunistische beoordeling van de verontreiniging in laaglandbeken. Thesis, Tilburg, 286 pag.

MOSS, B., 1972/73. The influence of environmental factors on the distribution of fresh water algae, an experimental study I to IV. Journal of Ecol. 60: 917-932, 61: 157-211.

NAUMANN, E., 1932. Grundzüge der regionalen Limnologie. Die Binnengewässer, Bel. 11 Schweizerbart, Stuttgart, 176 pag.

ODUM, E.P., 1971. Fundamentals of ecology. Sanders comp. Philadelphia, 574 pag.

PANTLE, R. EN BUCK, H., 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. Gao- und Wasserfach 96: 609.

REDEKE, H.C., 1948. Hydrobiologie van Nederland. De zoete wateren. v.h. De Boer jr., Amsterdam, 580 pag.

RENBORG, I., 1976. Palaeo-ecological investigations in coastal Västerbotten, N-Sweden. Early Norrland 9: 115-159.

RINGELBERG, J., 1976. Aquatische oecologie, in het bijzonder van het zoete water. Bohn Scheltema en Holkema, Utrecht, 1976, 240 pag.

ROELOFS, J.G.M., 1983. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft water in the Netherlands I. Field observations. Aquat. Bot. 17: 139-155.

RIJKSINSTITUUT VOOR NATUURBEHEER, 1989. Levensgemeenschappen. Pudoc, Wageningen, 392 pag.

SCHROEVERS, P.J., 1984. Eutrofiëring bepaalt de vorming van het Nederlandse landschap. Chem. Magazine, april 1989: 209-212.

SCHROEVERS, P.J., 1987. Het kind en het badwater, over saprobie. In: Hydrobiologisch onderzoek in Nederland, red. R.M. Royackers. Publ. 6. Hydriobiol. Ver.: pag. 63-77.

SLÁDEČÁK, V. 1973. System of water quality from the biological point of view. Ergebn. der Limnol. 7: 218.

THIENERMANN, A., 1955. Die Bunninggewässer in Natur und Kultur. Springer Verlag, Berlin, 156 pag.

TOLKAMP, H.H. EN GARDENIERS, J.J.P., 1977. Hydrobiological survey of lowland streams in the Achterhoek (the Netherlands) by means of a system for the assessment of water quality and stream character based upon macroinvertebrates. Mitt.Inst. Wasserwirtschaft, Hydrobiologie u. Landwirtschaft. Wasserbau T.U. Hannover, H 41:215-235.

TOLKAMP, H.H., 1984. 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., 1985. Using several indices for biological assessment of water quality in running waters. Verh. Int. Ver. Limnol 22: 2281-2286.

TUFFERY, G., EN VERNOUX, J., 1967. Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Exploitation codifiée des inventaires de la faune de fond. Trav. Sect. P. et P. Cerafer, Paris, 23 pag.

VERDONSCHOT, P.F.M., 1990. Ecological characterization of surface waters in the province of Overijssel (the Netherlands) Thesis. Almere/Wageningen, 255 pag.

WOODIWISS, F.S., 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. Chem.Ind. 1964: 443-447.

ZELINKA, M. EN MARVAN, P. 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit der fliessenden Gewässer. Arch. Hydrobiol. 57: 389-407.

