

Zuurstofvariatie in Nederlandse watertypen in relatie tot biologische waterkwaliteitscriteria

II. De biologische kwaliteitscriteria en hun relatie met het zuurstofgehalte

Inleiding

In één van de voorafgaande uitgaven van dit tijdschrift [1] is ingegaan op het meten van het O₂-gehalte in wateren van een drietal door CUWVO-V-1 onderscheiden watertypen. Tevens is ingegaan op de mogelijkheid om door puntmetingen aan het minimum O₂-gehalte, voorspellingen te doen over het te verwachten 10-percentiel. De conclusie was, dat het O₂-gehalte sterk kan fluctueren in de tijd en een zekere mate van ruimtelijke variatie vertoont. Er is echter op basis van een



W. VAN VIERSSEN
Vakgroep Natuurbeheer,
Landbouwniversiteit,
Wageningen¹



R. A. E. KLOBEN
Vakgroep Natuurbeheer,
Landbouwniversiteit,
Wageningen²



H. H. TOLKAMP
Afdeling Waterkwaliteitsbeheer,
Waterschap Zuiveringschap
Limburg

puntmeting aan het O₂-minimum een redelijk betrouwbaar beeld van het te verwachten 10-percentiel te verkrijgen door de relatie tussen de desbetreffende O₂-variabelen met lineaire regressiemethoden te beschrijven.

Eén van de doelstellingen van het onderzoek was een ijkling van de biologische waterkwaliteit op de geconstateerde zuurstofritmiek (c.q. het 10-percentiel) uit te voeren. In dit artikel wordt hierop nader ingegaan. Voor een beschrijving van de gevolgde methoden en gehanteerde technieken wordt verwezen naar het eerder verschenen artikel.

Biologische bemonsteringen

In dit onderzoek is expliciet gekozen voor het gebruik van kunstmatig substraat (KS) als middel om de macrofauna te verzamelen. De belangrijkste reden is gelegen in het feit dat de relatie tussen de variatie in de zuurstofritmiek en de biologische beoordeling ook in het verticale vlak vastgelegd moest kunnen worden.

¹ Thans: International Institute for Hydraulic and Environmental Engineering, P.O.B. 3015, 2601 DA Delft.

² Thans: Witteveen + Bos, Raadgevende Ingenieurs, Postbus 233, 7400 AE Deventer.

Een uitgebreide opsomming van de in de onderzochte wateren (voor een specificatie zie [1]) op het kunstmatig substraat aangetroffen taxa zal hier niet gepresenteerd worden. Er werden in totaal 242 monsters verzameld, waarin in totaal 303 taxa onderscheiden werden. Omdat een belangrijke doelstelling de ijkling van de zuurstofvariatie op de biologische kwaliteit van het onderzochte water was, werd verregaande standaardisatie van de gegevens noodzakelijk geacht.

De werkwijze die daarbij is gevolgd voor het verzamelen van de O₂-gehalten is al in een eerste artikel aan de orde geweest. Met de verzamelde macro-evertebraten gegevens is voorafgaand aan de genoemde ijkling een aantal rekenkundige bewerkingen uitgevoerd.

Deze berekeningen hadden betrekking op een aantal methoden ter beoordeling van de biologische waterkwaliteit, maar ook op een aantal niet strikt voor de waterkwaliteitsbeoordeling ontwikkelde indices. In het derde IMP-water worden ecologisch gerichte waterkwaliteitsdoelstellingen voor een aantal watertypen in algemene termen besproken [2]. Door de CUWVO [3] zijn voor zestien watertypen ecologische normdoelstellingen nader omschreven, echter zonder methodische voorschriften voor de (biologische) beoordeling.

Bij het uitgevoerde onderzoek werd de behoefte gevoeld een biologische basis-kwaliteit te kunnen omschrijven als referentiekader. Aan de woordelijk omschreven basiskwaliteit is in dit onderzoek een praktische invulling gegeven door een biologische 'referentie-basis-kwaliteit' te definiëren voor het type 'genormaliseerde beek' met behulp van de kwaliteitsindex K_{135} [4, 5] en wel door deze te stellen op 300 (op de schaal van 100-500). Voor alle drie de bestudeerde watertypen zijn op basis van de macrofaunagegevens de diversiteitsindices van Margalef en Shannon berekend. Voor het type 'genormaliseerde beek' is tevens de kwaliteitsindex K_{135} berekend en is de 'biologische waterkwaliteitsbeoordeling van genormaliseerde beken met behulp van macrofauna' (BINORMA, een in opdracht van de STORA door de vakgroep Natuurbeheer ontwikkeld beoordelingssysteem) toegepast.

Voor het type 'plas' is bovendien een niet op de macrofauna gebaseerde beoordeling, namelijk de 'ecologisch gerichte beoordeling voor grote wateren in Noord- en Zuid-Holland', gebruikt. De gegevens die op de laatste methode betrekking hebben zullen hier niet besproken worden. Hiervoor wordt verwezen naar het te verschijnen STORA-rapport [11].

In dit artikel zal verder niet op de absolute niveaus van de biologische waterkwaliteit ingegaan worden. Bij de gehanteerde indices of beoordelingsmethoden komt alleen zo nu en dan de relatieve kwaliteit (beter of slechter) ter sprake.

Gezien het feit, dat er een drietal watertypen is bestudeerd, is het standaardiseren van de biologische beoordelingsmethode moeilijk. Er is getracht door van verschillende methoden gebruik te maken, maximale informatie te verzamelen over de relatie tussen de O₂-concentratie en het waterkwaliteitsniveau. Voordat de relatie tussen de O₂-huishouding en de biologische waterkwaliteit besproken zal worden, zullen we eerst ingaan op een aantal rekenkundige karakteristieken van een aantal gebruikte indices. Dit betreft dan vooral de door ons gebruikte diversiteitsindices van Margalef en Shannon. Een goed begrip van deze karakteristieken is essentieel voor een juiste interpretatie van de gegevens die resulteren uit de toepassing van deze indices bij de beoordeling van de biologische waterkwaliteit.

De indices van Margalef en Shannon

Diversiteit, gedefinieerd als een verhouding tussen het aantal soorten en het aantal organismen, drukt de verscheidenheid van de levensgemeenschap uit [6]. Deze maat voor de verscheidenheid van de levensgemeenschap is op zich nog geen waardering van de biologische waterkwaliteit. In het algemeen wordt een hoge diversiteit als gunstig aangemerkt. Op deze regel zijn uitzonderingen (voedselarme wateren), maar voor de wateren waarin het hier besproken onderzoek heeft plaatsgevonden kan deze aanname wel gedaan worden. Er moet met nadruk op gewezen worden dat het gebruik van deze indices in de praktijk tamelijk willekeurig plaatsvindt. In het hier besproken onderzoek zijn ze dan ook alleen gebruikt, omdat dit aansluit bij wat gangbaar is.

De indices van Margalef en Shannon zijn als volgt gedefinieerd:

Margalef: $D = (S-1)/\ln(N)$

Shannon: $H = -\sum (n_i/N) \times \ln(n_i/N)$

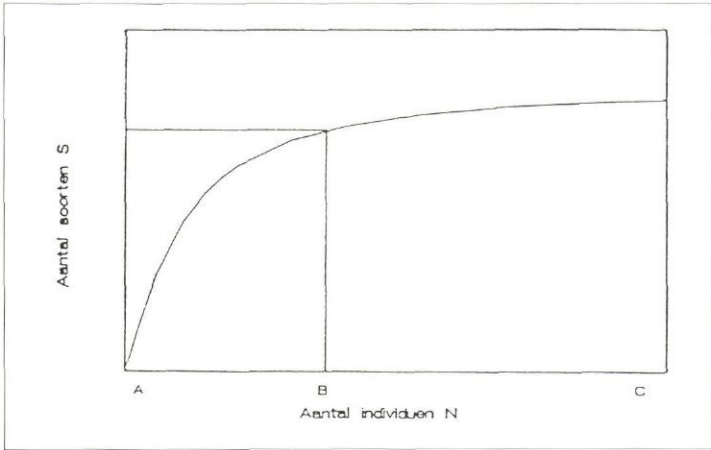
waarin

S = aantal soorten

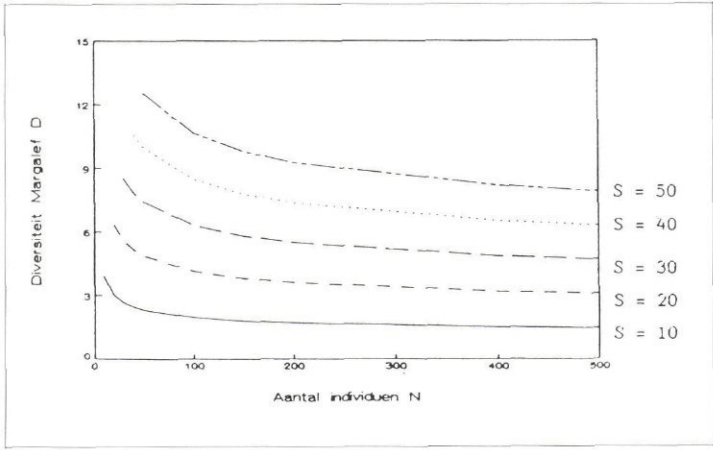
n_i = aantal individuen van soort i

N = totaal aantal individuen in monster.

De diversiteitsindex van Margalef is gevoelig voor de grootte van het monster. Dit heeft te maken met het gegeven, dat bij toenemende monstergrootte het aantal soorten niet in dezelfde verhouding toeneemt als het aantal individuen. Dit verband ziet er vaak uit als een verzadigingscurve (afb. 1). Voor een correcte bereke-



Afb. 1 - Theoretisch verband tussen de monstergrootte (aantal individuen N) en het aantal soorten (S).



Afb. 2 - Theoretisch verloop van de diversiteit van Margalef als functie van het aantal individuen (N) en het aantal soorten (S).

ning van de index moet de diversiteit bepaald worden bij het kleinste aantal individuen, waarbij het maximum aantal soorten voor de te beschrijven gemeenschap aanwezig is. Dit is in de praktijk vaak moeilijk, omdat er dan een zeer groot oppervlak bemonsterd zou moeten worden (soms enkele m²). In de praktijk zouden we bijvoorbeeld genoeg kunnen nemen met 90% van het aantal soorten (punt B in afb. 1). In afb. 2 is het theoretische verloop van de diversiteit van Margalef als functie van het aantal individuen (N) en het aantal soorten (S) gegeven. Een bepaling van de diversiteit in het traject A-B (van afb. 1) leidt tot een duidelijke overschatting van de diversiteit. Dit geldt ook voor het traject vanaf B (richting C, afb. 1), maar deze overschatting is veel geringer. Het probleem bij het vergelijken van de diversiteit van monsters uit verschillende watertypen is, dat de in afb. 1 gesuggereerde curve, voor elk watertype anders zal zijn. Door van gestandaardiseerd kunstmatig substraat gebruik te maken, is er in elk geval voor gezorgd dat de vergelijkbaarheid van de monsters binnen één watertype gegarandeerd is. Vergelijking van de indices tussen de verschillende watertypen zou alleen correct zijn, wanneer voor ieder watertype de monstergrootte B (afb. 1) bepaald zou zijn. Binnen de beschikbare tijd was dit niet mogelijk en is de gevolgde werkwijze, waarbij dit probleem genegeerd is, de maximaal haalbare geweest.

De diversiteit van Shannon werkt op een andere wijze. Het is in feite een onzekerheidsrelatie, die aangeeft hoe groot de onzekerheid is over de aanwezigheid van de volgende soort, die bij een steekproef uit de populatie getrokken wordt [7]. De index wordt door twee factoren beïnvloed. De waarde wordt hoger door een groter aantal soorten en

door een evenwichtiger verdeling van het aantal individuen over de soorten. Een hoge waarde van de index wordt als gunstig aangemerkt. Bij een bepaald aantal individuen (=monstergrootte) en een bepaald aantal soorten is er een theoretische beneden- en bovengrens aan de diversiteit te bepalen. Het totaal aantal individuen in een monster kan op verschillende wijzen over het aantal aangetroffen soorten verdeeld zijn. Hierbij zijn twee uitersten te onderscheiden. De bovengrens is de (theoretische) situatie, dat het aantal soorten gelijk is aan het aantal individuen, ofwel $n_i=1$. De maximale waarde van de index wordt dan:

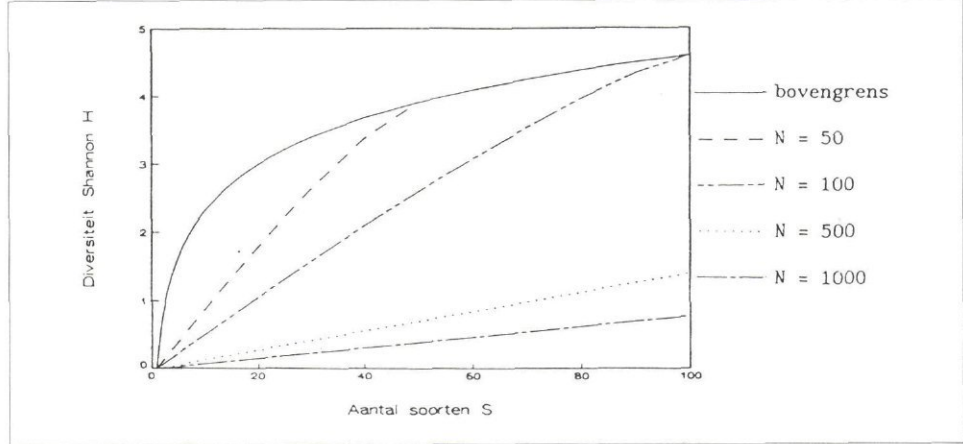
$$H_m = \ln(S)$$

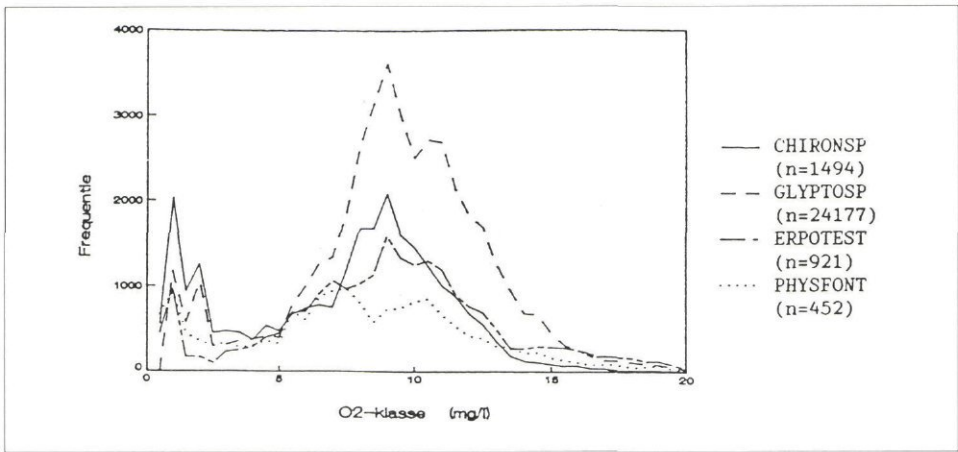
In afb. 3 zijn de theoretische bovengrens

en benedengrens voor een aantal monstergroottes uitgezet. De bovengrenzen voor de verschillende monstergroottes vallen tot het respectieve snijpunt met de benedengrens samen in deze afbeelding. Het bereik van de index is dus verschillend voor monsters van verschillende grootte en een gelijk aantal soorten. Evenals bij het gebruik van de diversiteitsindex van Margalef geldt voor de index van Shannon, dat monsters uit 'traject A-B' (afb. 1) en monsters uit verschillende watertypen, moeilijk te vergelijken zijn. De vergelijking van de diversiteit volgens Shannon, op basis van uniforme kunstmatig-substraatmonsters lijkt, evenals voor de diversiteit volgens Margalef, geoorloofd voor monsters uit één watertype, waarbij dan aan de hoogte van de waarden geen absolute betekenis kan worden toegekend.

Kwaliteitsindex K_{135} en het 'STORA-systeem BINORMA'
Het beoordelingssysteem van Moller-Pillot [8] werd ontwikkeld voor de bio-

Afb. 3 - Theoretische bovengrens en benedengrens van de diversiteit van Shannon bij een aantal monstergroottes (N) als functie van het aantal soorten (S).





Afb. 4 - Frequentieverdeling van O₂-waarnemingen over klassen van 0,5 mg O₂/l voor vier macrofaunasoorten met wegingsfactor 1 en 3 bij de berekening van de K₁₃₅ (n=totaal aantal individuen van de soort van alle monsters uit het onderzoek). Chironsp=Chironomus spp.; Glyptosp=Glyptotendipes spp.; Erporest=Erpobdella testacea; Physfont=Physa fontinalis.

logische beoordeling van de waterkwaliteit van (half-)natuurlijke laaglandbeken [8]. Voor de toepassing van de beoordeling in de praktijk van het systeem werd het kwalitatieve systeem door Gardeniers en Tolkamp gekwantificeerd tot de kwaliteitsindex K₁₂₃₄₅ [4]. Later is dit systeem dusdanig gewijzigd, dat de index het beneden- en bovenbereik van de schaal beter benut. Hierdoor ontstond de K₁₃₅-index. Het saprobiesysteem van Moller-Pillot, en daarmee de kwaliteitsindex, is ontwikkeld voor (half)natuurlijke laaglandbeken; de K₁₃₅ werd bij gebrek aan een ander systeem echter ook vaak voor genormaliseerde beken berekend. Daarbij werden meestal enkele aanpassingen aangebracht, gebaseerd op regionale karakteristieken. Omdat het systeem en de kwaliteitsindex niet voor kunstmatig substraat zijn ontwikkeld, kan gesteld worden dat de K₁₃₅-waarden van KS-monsters overeenkomen met waarden voor netmonsters uit de waterplanten en dat KS-monsters meer de kwaliteit van het water weerspiegelen dan die van de bodem [9, 10]. De kwaliteit van het water wordt geacht beter te zijn naarmate de K₁₃₅ hoger is. Er is, zoals ook al eerder opgemerkt, binnen dit onderzoek een biologische 'referentie-basiskwaliteit' gedefinieerd met een kwaliteitsindex K₁₃₅ rond de 300 op de continue schaal van 100-500. In opdracht van de STORA is inmiddels voor genormaliseerde beken een biologisch waterkwaliteitsbeoordelingssysteem met behulp van macrofauna (BINORMA) ontwikkeld [9]. Dit systeem deelt een monster op basis van de aangetroffen macrofauna in een verontreinigingsgroep in en kent aan het monster of de beek een kwaliteitsklasse toe. Achtereenvolgens houdt het systeem rekening met het

bemonsterde substraat, het stromingskarakter van de beek en de verontreinigingstoestand van de beek. De verontreinigingstoestand beperkt zich hierbij tot de organische verontreiniging. Het beoordelingssysteem gaat uit van bodemmonsters, die met een standaard macrofaunanet genomen zijn. Vervolgens maakt het systeem onderscheid tussen stromende en minder stromende beken door het tellen van het aantal, in het systeem opgenomen, stromingsindicatoren in het monster. Wanneer dit aantal soorten groter of gelijk aan drie is, dan wordt de beek als stromend aangemerkt. Nadat de mate van stromend zijn is bepaald, worden twee verontreinigingsreeksen onderscheiden, één voor de stromende beken en één voor de minder stromende beken. De verontreinigingsreeks voor de stromende beken omvat zes groepen van kenmerkende macrofaunasoorten en de reeks voor de minder stromende beken vijf groepen. Elke reeks is in feite een continu-schaal, waarlangs omstandigheden geleidelijk verbeteren of verslechteren en waarlangs levensgemeenschappen in elkaar overvloeien [9]. Groep 1 is in beide reeksen de meest verontreinigde toestand en groep 6 respectievelijk groep 5 de minst verontreinigde toestand. Voor de beide verontreinigingsreeksen is een afzonderlijke lijst met indicatorsoorten opgesteld, waarin de soorten, afhankelijk van hun abundantie, een rangordecijfer toegekend krijgen. Het systeem is verder als volgt gekwantificeerd: Elke in het monster aanwezige indicatorsoort wordt volgens zijn rangordecijfer, dat in de soortenlijst gegeven is, in een groep van de verontreinigingsreeks in-

gedeeld. Voor een monster ontstaat zo een verdeling van het aantal indicatorsoorten over de verontreinigingsgroepen. Globaal kan gesteld worden: hoe meer soorten met een hoog rangordecijfer, hoe beter de kwaliteit van het water is. De kwaliteitsklasse is de hoogste verontreinigingsgroep, waar tezamen met de daar nog bovenliggende groepen meer dan 11% van het totaal aantal in het monster aangetroffen indicatorsoorten in aanwezig is. Bij het vaststellen van het (cumulatieve) aantal indicatororganismen wordt de reeks in de aflopende richting (van groep 6 naar groep 1) doorlopen. Het STORA-systeem gaat uit van het gebruik van bodemmonsters, genomen met het standaard macrofaunanet, zodat de toepassing op KS-monsters afwijkende resultaten kan geven. Gebruik van kunstmatig-substraatmonsters levert in het algemeen een gunstiger beeld op van de waterkwaliteit in vergelijking met bodem(net)monsters door de ondervertegenwoordiging van slibbewonende soorten en een oververtegenwoordiging van soorten die een voorkeur voor harde substraten vertonen [9]. Voor het genoemde STORA-systeem werd binnen dit onderzoek geen 'referentie-basiskwaliteit' gedefinieerd.

De relatie tussen de O₂-metingen en de biologische bemonsteringen

Op het niveau van de methoden voor de biologische beoordeling van de waterkwaliteit werden, door middel van lineaire regressie, voor de drie onderzochte watertypen correlatieberekeningen uitgevoerd tussen het 10-percentiel-O₂ als onafhankelijke variabele en de uitkomsten van de berekeningen met behulp van de hierboven besproken methoden als afhankelijke variabelen (als afgeleiden van de macrofauna-soortensamenstelling van de bijbehorende monsters). Zonder hier in detail op in te gaan kunnen we stellen dat de bemonsterde wateren in het algemeen (wanneer een kwalificatie mogelijk was) aan de basiskwaliteit voldeden. De berekeningen werden voor alle monsters per water uitgevoerd en voor de monsters uit de verschillende wateren binnen één watertype tezamen (tabel I). In deze tabel zijn de helling en het intercept van de berekende lijn, het percentage verklaarde variantie (R²), de onbetrouwbaarheid (p) en het aantal waarnemingen (n) weergegeven.

Tabel I geeft aan dat slechts in zes gevallen een significante relatie bestaat tussen de O₂-variabele en de genoemde beoordelingsmethoden. Uit het bij-

behorende percentage verklaarde variantie (R^2) blijkt bovendien dat de relaties zwak zijn. De relaties voor de afzonderlijke wateren zijn meestal niet significant. Door het kleiner aantal waarnemingen per water in vergelijking met dat voor de gezamenlijke wateren van één type is het bereik van de O_2 -variabele echter ook vaak geringer. De diversiteit van Shannon levert in geen enkel water of watertype een significante relatie op. De verzamelde monsters uit het watertype 'genormaliseerde beek' leveren weliswaar voor de overige methoden een (signifi- cante) positieve relatie op, maar deze wordt in het beste geval (bij de kwaliteits- index K_{135}) slechts voor 16% verklaard door de variatie in de O_2 -variabele. In het watertype 'sloot' is de diversiteit van Margalef in de sloot bij Ouderkerk zwak negatief gecorreleerd aan het 10-percen- tiel- O_2 . Voor het watertype 'plas' kon geen enkele significante relatie aangetoond worden tussen de O_2 -variabele en de uit- komsten van de toegepaste beoordelings- methoden. Dit kan verband houden met

het feit dat er slechts twee plassen onder- zocht zijn en dat de variatie tussen de beide locaties slechts gering is. Geconcludeerd kan worden dat er alleen in het watertype 'genormaliseerde beek' een zwakke relatie bestaat tussen enerzijds de O_2 -variabele en anderzijds de diversi- teit van Margalef, de kwaliteitsindex K_{135} en de verontreinigingsklasse in het STORA-systeem voor genormaliseerde beken. In de watertypen 'sloot' en 'plas' zijn geen relaties van betekenis aangetoond. Op het niveau van de soortabundanties en soortensamenstelling van de monsters zijn de macrofaunagegevens van de bemon- sterde wateren met behulp van CANOCO geanalyseerd. Het doel van deze analyse is te onderzoeken of de O_2 -variabele (een deel van) de variatie in de soortensamen- stelling van de monsters en de abundantie van de soorten kan verklaren, of welke andere bekende (milieu)variabelen van invloed zijn op deze variatie. De resultaten uit de directe gradiënt- analyses met het programma CANOCO toonden ook geen duidelijke invloed van

het O_2 -gehalte op de soortensamenstelling en de soortabundanties aan. In dit verband is het interessant om de resultaten van een aantal variantie- analyses te noemen. In deze analyses werd de invloed van een aantal onafhan- kelijke variabelen (diepte, watertype, periode; voor toelichting zie [1]) op de genoemde kwaliteitscriteria bepaald. Daarbij bleek, dat bijvoorbeeld het water (een beek) als onafhankelijke variabele een grote invloed had op de kwaliteits- index K_{135} . Het percentage verklaarde variantie was in een enkel geval zelfs 65%. Voor de diversiteitsindex van Margalef werd een duidelijke invloed van zowel het watertype, de diepte en de periode vast- gesteld, met percentages verklaarde variantie tot 76%. Dit alles betekent, dat er andere, dominantere factoren dan het O_2 -gehalte zijn die de soortensamen- stelling van een water bepalen. Interessant was te zien dat de diversiteitsindices van Margalef en Shannon reageren op een aantal verschillende onafhankelijke variabelen (watertype, diepte, periode). Dit betekent in feite, dat deze indices onbruikbaar zijn om goed te discrimineren op basis van de waterkwaliteit (in strikte zin). Positief was, dat de K_{135} -index en het STORA-systeem tamelijk ongevoelig bleken te zijn voor de invloed van de onafhankelijke variabelen 'diepte' en 'periode', doch goed discrimineren tussen verschillende wateren binnen het type 'genormaliseerde beek'. Dat er echter andere, en belangrijker factoren dan het O_2 -gehalte in het spel zijn, die de soorten- samenstelling bepalen is evident. De vraag kan gesteld worden hoe dat komt.

We hebben daarom onderzocht of de beneden O_2 -tolerantiegrenzen van een groot aantal organismen in ons onderzoek wel bereikt werden. Uit afb. 4, met een frequentieverloop dat representatief is voor de meerderheid van de soorten, blijkt dat er geen sprake is van een bereikte beneden O_2 -tolerantiegrens. De verdeling van de organismen over de verschillende O_2 -categorieën volgt in feite de verdeling van de O_2 -gehaltenes zoals wij die in de bemonsteringspunten aantreffen. Was de gemiddelde waterkwaliteit van de bemonsterde punten in ons onderzoek dan te goed, zodat we ook geen effect konden verwachten? Voor het watertype 'genormaliseerde beek', voldeed driekwart van de bemonsterde punten (op basis van de meetreeksgegevens) aan de norm. Voor het type 'sloot' was dit tweederde. We hadden op basis van dit gegeven mogen verwachten dat deze grenzen bereikt hadden moeten worden. Dit was dus niet het geval.

TABEL I – Resultaten van de correlatieberekeningen tussen het 10-percentiel- O_2 en de resultaten van de biologische beoordeling voor de verschillende wateren.

Water(en)	Helling	Intercept	R^2 (%)	p	n
<i>Diversiteit Margalef</i>					
Genorm. beken	0,134	3,358	9,0	0,009***	75
Groote Beerze	0,041	3,313	2,7	0,423	26
Holl. Graven	0,248	3,008	22,5	0,030*	21
Kleine Aa	0,150	3,189	2,4	0,436	28
Sloten	-0,007	4,496	0,1	0,858	69
Ewijk	-0,147	6,008	14,1	0,256	11
Polder Stein	-0,040	4,715	1,4	0,567	26
Ouderkerk	0,159	4,363	13,8	0,036*	32
Plassen	0,057	2,740	1,5	0,399	51
Holl. Ankeveen	0,060	2,504	2,0	0,471	28
Stichts Ankeveen	-0,192	5,043	8,2	0,187	23
<i>Diversiteit Shannon</i>					
Genorm. beken	-0,026	2,242	1,6	0,280	75
Groote Beerze	-0,026	2,121	5,1	0,268	26
Holl. Graven	0,065	2,037	17,1	0,062	21
Kleine Aa	0,049	1,630	0,5	0,717	28
Sloten	0,014	2,284	1,5	0,309	69
Ewijk	-0,022	2,688	5,3	0,495	11
Polder Stein	0,020	2,233	2,8	0,418	26
Ouderkerk	-0,051	2,293	9,5	0,086	32
Plassen	0,016	1,820	0,9	0,508	51
Holl. Ankeveen	0,037	1,670	10,2	0,098	28
Stichts Ankeveen	-0,102	2,796	7,6	0,204	23
<i>Kwaliteitsindex K_{135}</i>					
Genorm. beken	8,096	324,3	15,9	0,000***	75
Groote Beerze	9,241	319,3	17,3	0,035*	26
Holl. Graven	0,714	339,2	0,3	0,831	21
Kleine Aa	-10,697	481,9	5,6	0,224	28
<i>Verontreinigingsgroep STORA-systeem</i>					
Genorm. beken	0,108	3,012	6,9	0,023*	75
Groote Beerze	-0,019	3,486	0,3	0,798	26
Holl. Graven	0,035	2,953	1,6	0,584	21
Kleine Aa	-0,181	6,010	4,6	0,276	28

*: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,005$

Conclusies

Uit het voorgaande kan geconcludeerd worden, dat de correlatie tussen de biologische waterkwaliteit en het O₂-gehalte (het 10-percentiel) zwak is. Het O₂-gehalte speelt, bij de niveaus die in dit onderzoek aangetroffen werden, nauwelijks een rol bij de bepaling van de soort-abundanties van de macrofauna. Andere factoren zijn dan blijkbaar veel belangrijker. Deze constatering zou gemakkelijk aanleiding kunnen geven tot de gedachte dat de O₂-norm dan wel verlaagd zou kunnen worden voor de verschillende watertypen. In dit kader zijn twee opmerkingen van belang.

Op de eerste plaats kan gesteld worden dat een goede norm een niveau van een variabele aangeeft, waarbij die variabele geen grote negatieve effecten op de levensgemeenschap mag hebben.

Onze uitkomsten tonen aan, dat dat in elk geval zo is. In die zin voldoet de normstelling voor de onderzochte watertypen.

Op de tweede plaats moet opgemerkt worden, dat in het hier besproken onderzoek het 10-percentiel (de variabele die voor toetsing aan de norm gebruikt wordt) berekend is op basis van meetreeksen die zich over de hele dagen hebben uitgestrekt. In deze meetreeksen zijn de waarnemingen dan ook evenredig verdeeld over de uren van de dag.

Wij denken, dat de in de praktijk uitgevoerde metingen veelal betrekking zullen hebben op dat deel van de dag, waarbinnen de O₂-gehalten relatief hoog zijn (midden op de dag en in de middag). Dat betekent dat onze gegevens een relatief conservatieve schatting opleveren van het 10-percentiel in vergelijking met de waarnemingen zoals ze door de waterbeheerders worden verzameld en die worden gebruikt om aan de norm te toetsen. Dit zou ook een reden kunnen zijn voor het feit dat wij in een aantal gevallen geen invloed van het O₂-gehalte vinden (bij een 10-percentiel beneden de norm) op de biologische waterkwaliteit. Benadrukt moet worden, dat de standaardisatie van metingen aan het O₂-gehalte zowel voor het vaststellen van de norm, alsook de toetsing aan die norm van het grootste belang is. Alleen dan kan men spreken van een éénduidige procedure die werkelijk inzicht geeft in de relaties tussen de O₂-huishouding en de biologische waterkwaliteit.

Uit het onderzoek lijkt de voorzichtige conclusie te trekken, dat het O₂-gehalte bij een gemiddelde basiskwaliteit in elk geval geen grote differentiërende invloed op de soortensamenstelling van de (macrofauna) levensgemeenschap uitoefent.

Er zijn duidelijk andere factoren van groot

belang. Factoren als ruimtelijke variatie, stroming, aan- of afwezigheid van waterplanten als structurelement in een levensgemeenschap, de tijd dat een levensgemeenschap zich ongestoord kan ontwikkelen, zijn allemaal factoren waarvan het belang in dit verband ook al heel lang onderkend wordt. Positieve beïnvloeding van de biologische waterkwaliteit, uitgaande van de basiskwaliteit, moet onzes inziens in de toekomst dan ook eerder nagestreefd worden via de beïnvloeding van deze factoren, dan via een verdere differentiatie van de O₂-normering. Men moet er dan wel van uit kunnen gaan dat de normerings- en toetsingsprocedures éénduidig zijn. In een volgend, en laatste artikel uit de reeks van drie, zal op de huidige praktijk dienaangaande nader worden ingegaan.

Literatuur

1. Van Vierssen, W., Knoben, R. A. E. en Tolkamp, H. H. (1989). *Zuurstofvariatie in Nederlandse watertypen in relatie tot biologische waterkwaliteitscriteria*. I. Doelstellingen en zuurstofmetingen. H₂O.
2. Verkeer en Waterstaat, Ministerie van, en Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Ministerie van (1986). *De waterkwaliteit van Nederland*. Indicatief Meerjarenprogramma Water 1985-1989.
3. CUWVO (1988). *Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren*. CUWVO Werkgroep V-1.
4. Gardenijs, J. J. P. en Tolkamp, H. H. (1976). *Hydrobiologische kartering, waardering en schade aan de beekfauna in Achterhoekse beken*. In: Nes, Th. J. van de, red. 1976. *Modelonderzoek 1971-1974, ten behoeve van de waterhuishouding in Gelderland*. Interim rapport 1, deel 2. Commissie Bestudering Waterhuishouding Gelderland.
5. Tolkamp, H. H. (1987). *Toepasbaarheid ecologische waterkwaliteitsdoelstellingen*. Waterschapsbelangen, 72: 135-140.
6. Lange, L. en Ruiter, M. A. de (1977). *Biologische waterbeoordeling. Methoden voor het beoordelen van Nederlandse oppervlaktewateren op biologische grondslag*. Werkgroep Biologische Waterbeoordeling. Instituut voor Milieuhygiëne en Gezondheidstechniek TNO.
7. Krebs, C. J. (1978). *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. New York, 678 p.
8. Moller Pillot, H. K. M. (1971). *Faunistische beoordeling van de verontreiniging in laaglandbeken*. Dissertatie KU Nijmegen. Pillot-Standaardboekhandel, Tilburg.
9. STORA (1988). *Waterkwaliteitsbeoordeling van genormaliseerde beken met behulp van de macrofauna*. Den Haag.
10. Otten, J. H. (1986). *Macrofauna-onderzoek aan een vervuilinggradient in de Groote Beerze, met een vergelijking van kunstmatig substraat en netmonsters*. Doctoraalverslag Landbouwniversiteit Wageningen, Vakgroep Natuurbeheer, nr. 899.
11. STORA (1989). *Zuurstofvariatie in Nederlandse watertypen in relatie tot biologische waterkwaliteitscriteria*. Stora project 2.1.5, pp. 102. Rijswijk.



Milieu-eisen aan zwembaden in hotels

Voortaan zullen ook zwembaden in hotels en op campings onder de geldende normen van hygiëne en veiligheid vallen. Die gelden reeds voor publieke zwembaden. Het demissionaire kabinet heeft onlangs ingestemd met een maatregel hierover van minister Nijpels (milieu). Verder worden de normen voor bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater aangescherpt. Doel daarvan is om te bereiken dat de kwaliteit van het oppervlaktewater voldoende garantie geeft voor de kwaliteit van het drinkwater. (ANP)

Herhaling WL cursus waterslag

Op 21 en 22 november 1989 geeft het Waterlooppkundig Laboratorium in Delft een herhaling van een praktijkgerichte cursus over waterslagproblemen in leidingssystemen.

Veel technici worden bij het ontwerp of bij het beheer van leidingnetwerken onverwacht geconfronteerd met het verschijnsel waterslag. Dit kan tot gevolg hebben dat overhaast of achteraf nog voorzieningen of ingrijpende modificaties moeten worden aangebracht.

Beter is het om de waterslaganalyse een essentieel onderdeel van de ontwerp-procedure te laten zijn.

De cursus behandelt op begrijpelijke wijze het ontstaan van waterslag, de waterslagberekenningsmethode en het door middel van voorzieningen voorkomen van de eventueel daarbij optredende ontoelaatbare drukken en krachten.

De cursisten zullen na afloop van de cursus in staat zijn zodanig in waterslag te 'denken' dat zij zelf eenvoudige problemen kunnen oplossen.

Ook geeft de cursus de kennis die nodig is om zelf eenvoudige PC-programma's te maken.

Meer informatie is te verkrijgen bij:

ir. J. Wijdieks/ir. C. S. W. Lavooij,
Waterlooppkundig Laboratorium,
Postbus 177, 2600 MH Delft,
tel.: 015 - 56 93 53, tst. 213.