

ONTWIKKELING VAN DE WATERKWALITEIT IN DE ZUIDLIMBURGSE BEKEN

H.H. TOLKAMP, Kast. Horionstraat 78, Roermond

In Nederland verkeert nog maar ongeveer 5% van de beken in een min of meer natuurlijke toestand. Verreweg de meeste beken zijn vergraven, rechtgetrokken, uitgediept, verlegd, omgeleid, drooggelegd, etc. In de regel wordt dit aangeduid met de termen genormaliseerd, gereguleerd of gekanaliseerd.

Wat betreft de beken in de provincie Limburg is het gemiddeld gezien niet veel beter gesteld. In Noord- en Midden-Limburg zijn vrijwel alle beken verminkt door normalisatie en regulatie ten behoeve van het landbouwkundig gebruik van de omgeving. In Zuid-Limburg zijn eveneens veel beken genormaliseerd, vooral in het stroomgebied van de Geleenbeek. Hier kan men vele kilometers beek aantreffen die volledig bekleed zijn met beton, zowel de bedding als de oevers. Maar de beken in het stroomgebied van de Geul zijn dit lot bespaard gebleven en verkeren nog grotendeels in een morfologisch gave toestand. Hier zijn nog potenties aanwezig om te kunnen terugkeren naar de oorspronkelijke levensgemeenschappen die zijn geassocieerd met vrij meanderende en niet vervuilde beken.

Door de bouw van afvalwatertransportleidingen en rioolwaterzuiveringsinstallaties is de laatste decennia de lozing van ongezuiverd huishoudelijk en industrieel afvalwater sterk verminderd. Heeft dit nu ook geleid tot een verbetering van de waterkwaliteit en van de kwaliteit van de bekecosystemen als zodanig? Hebben deze inspanningen tot resultaat geleid of moet er nog veel meer gebeuren?

In dit artikel wordt een korte beschrijving gegeven van de Zuid-Limburgse beken, de verandering van de kwaliteit tot nu toe en de te verwachten ontwikkelingen in de toekomst, wanneer het beheer van de beken volgens het concept van de integrale benadering zal moeten worden opgepakt.

HISTORIE VAN HET WATER- KWALITEITSONDERZOEK

Reeds in de jaren zestig was er veel belangstelling van Nederlandse wateronderzoekers voor de Limburgse beken. Dit blijkt vooral uit talrijke publikaties van de medewerkers van het RIVON (het huidige Rijksinstituut voor Natuurbeheer) over de vaak slechte kwaliteit van de beken in Zuid-Limburg. Na de historische artikelenreeks van SMISSAERT in het Natuurhistorisch Maandblad van februari, april en juni 1959 volgde een gestage stroom van artikelen over de kwaliteit van deze beken: LEENTVAAR (1960) over de Selzerbeek, MARQUET (1962) over de Terziederbeek, MARQUET (1966) over de Jeker, MARQUET & LEENTVAAR (1967) over de kwaliteit van

de Mechelderbeek, HIGLER (1968) over de Gulp, en natuurlijk MUR-ATZEMA (1962) over de algehele toestand van de Zuid-Limburgse beken. In de jaren zeventig verschenen diverse rapporten, getuigend van een niet aflattende onderzoeksdrang, van o.a. LANDMAN & DE RIDDER (1975), MEERMAN (1975, 1977), VAN FRANKENHUYZEN & DE NEELING (1976) en CUPPEN & MOLLER PILOOT (1978).

In de jaren tachtig werd er nog steeds veel hydrobiologisch onderzoek uitgevoerd in de beken waarover vooral in de zogenaamde grijze literatuur verslag wordt gedaan (DE BOER, 1983; VAN DER PLOEG & UPPERMAN, 1982; VAN DAEL, 1982; CUYPERS & DAMOISEAUX, 1981; WAAIJEN, 1981; RUIGROK, 1982; TOLKAMP, 1984, 1985).

Naast de belangstelling uit de wetenschappelijke hoek werd er in de jaren zestig ook begonnen met het systematisch inventariseren van de fysisch-chemische kwaliteit van de Zuid-Limburgse beken. Aanvankelijk werd door de Provinciale Waterstaat van de Provincie Limburg, later door het Waterschap Geleen en Molenbeek (de voorganger van het huidige Waterschap Roer en Overmaas, WRO) en sedert 1973 door het Waterschap Zuiveringschap Limburg (WZL) op routinematige basis onderzoek verricht naar de kwaliteit van de Limburgse beken. In het begin laag frequent (eenmaal per kwartaal) maar allengs vaker en intensiever (veelal maandelijks).

Het begon met kwaliteitsparameters gericht op de zuurstofhuishouding, aangevuld met diverse algemene parameters en nutriënten. In de loop der jaren is dit onderzoek uitgebreid met biologisch onderzoek naar de kwaliteit van de beken. Immers, waaraan kan men beter de gezondheid van het water onderzoeken dat aan de organismen die in het water leven? Dit onderzoek naar de kwaliteit van de Zuid-Limburgse beken op biologische grondslag werd al op de rails gezet door de Provinciale Waterstaat in Limburg (JANSEN, 1964), gebruik makend van de Münchenermethode van LIEBMANN (1951). Deze methode maakt gebruik van de zogenaamde saprobie-indicatie van organismen, een maat voor de verstoring van de zuurstofhuishouding ten gevolge van de lozing van organische stoffen. Het heeft echter tot 1980 geduurd voor er een meetnet werd ingericht voor het meer routinematig vaststellen (monitoring) van de biologische waterkwaliteit (WZL, 1982). Sedertdien vindt er naast het fysisch-chemisch onderzoek regelmatig onderzoek plaats naar de kwaliteit van de levensgemeenschappen van makro-vertebraten (WZL, 1985-1988). De doelstelling van dit onderzoek is meerledig. Hiermee kan worden vastgesteld of de saneringsinspanningen van gemeenten en zuiveringschap tot resultaat leiden, maar ook of het fysisch-chemisch onderzoek niet een te gunstig beeld van de waterkwaliteit oplevert. Het is namelijk bekend dat het herstel van de levensgemeenschap achter kan lopen bij

het herstel van de kwaliteit van het medium water, terwijl het blijven voortduren van incidentele lozingen (of overstorten) met fysisch-chemisch methoden gemist kan worden, maar biologisch wel degelijk wordt gevoeld, en weerspiegeld in de samenstelling van de soorten. Tevens worden op deze wijze gegevens verzameld voor het opbouwen van een databank, een archief met fysisch-chemische en biologische gegevens dat ten dienste staat van beleidsmakers als referentie voor het vaststellen van de toestand en het volgen van de ecosysteemontwikkeling. Het zuiveringschap gebruikt deze inventarisatiegegevens vooral ook voor het opstellen van een typologie van de Limburgse beken. Deze vormt de basis van de ecologische beoordelingsmethoden die momenteel in ontwikkeling zijn voor de toetsing van de ecologische doelstellingen.

HUIDIGE WATERKWALITEITS-DOELSTELLINGEN

Het Waterkwaliteitsbeheersplan van het WZL (1986) geeft aan dat alle oppervlaktewateren in de provincie tenminste dienen te voldoen aan de woordelijke omschrijving van de basiskwaliteit. Die omschrijving luidt in het IMP-water 1985-1989: "Een zodanige kwaliteit van het oppervlaktewater dat het ter plaatse en elders

- geen overlast (stank) voor de omgeving veroorzaakt en er niet vervuild uitziet;
- goede levenskansen biedt voor een aquatische levensgemeenschap waarvan ook hogere organismen, zoals vissoorten, deel uit kunnen maken en tevens ecologische belangen buiten het water (bijvoorbeeld vogels en zoogdieren die waterdieren consumeren) beschermt;
- goede mogelijkheden biedt voor bepaalde vormen van menselijk gebruik van het oppervlaktewater waarvoor geen speciale waterkwaliteitsdoelstellingen gelden."

Met oppervlakte water wordt hierbij bedoeld het samenhangende geheel van water, bodem, oevers en het hierbij behorende planten- en dierenleven. De basiskwaliteit richt zich dus op de toestand van het gehele aquatische ecosysteem.

In het Waterkwaliteitsplan van de Provincie zijn aan (groepen van) oppervlaktewateren functies toegekend, die in het Waterkwaliteitsbeheersplan van het WZL zijn uitgewerkt in na te streven

waterkwaliteitsdoelstellingen. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen **mensgerichte functies** waarbij bescherming van de gezondheid van de mens en economische belangen wordt beoogd (t.b.v. menselijk gebruik), en **ecologische functies**, waarbij de bescherming van het natuurlijk milieu wordt beoogd.

De onderscheiden mensgerichte functies zijn landbouwwater, zwemwater, viswater, hengelsportwater, recreatiewater en grondstof voor drinkwater. Er zijn twee ecologische functies onderscheiden, de **algemene ecologische functie** overeenkomend met een ecologisch minimumniveau en de **specifieke ecologische functie** voor wateren die (potentieel) ecologisch waardevol zijn, waarin zich een levensgemeenschap kan handhaven die beter ontwikkeld is dan bij het ecologisch minimumniveau. Naarmate de potentie aanwezig is dat in deze wateren de er van nature thuishorende levensgemeenschappen zich er kunnen ontwikkelen, wordt onderscheid gemaakt tussen de ecologische functie van het middelste en die van het hoogste niveau.

De waterkwaliteitsdoelstellingen die bij deze functies horen zijn t.a.v. de mensgerichte functies vastgelegd in getalsmatige normenseries voor zwemwater, viswater en drinkwatergrondstof. Aan de basiskwaliteit (die eveneens maatgevend is voor landbouwwater en recreatiewater) is een serie fysische/chemische parameters gekoppeld die in de waterfase een bepaalde grenswaarde of toestand niet mogen overschrijden. Deze normenserie is vooraansnog indicatief, de woordelijke omschrijving is bindend.

De waterkwaliteitsdoelstelling voor de wateren met een algemene ecologische functie wordt gevormd door de basiskwaliteit. Voor wateren met een specifieke ecologische functie wordt steeds het ecologisch hoogste niveau nagestreefd. In de praktijk zal soms echter een zekere beïnvloeding (beperkt) geaccepteerd moeten worden. Bij dit ecologisch tussenniveau zal zich een levensgemeenschap kunnen handhaven die ligt tussen het ecologische minimumniveau en het 'natuurlijk' niveau.

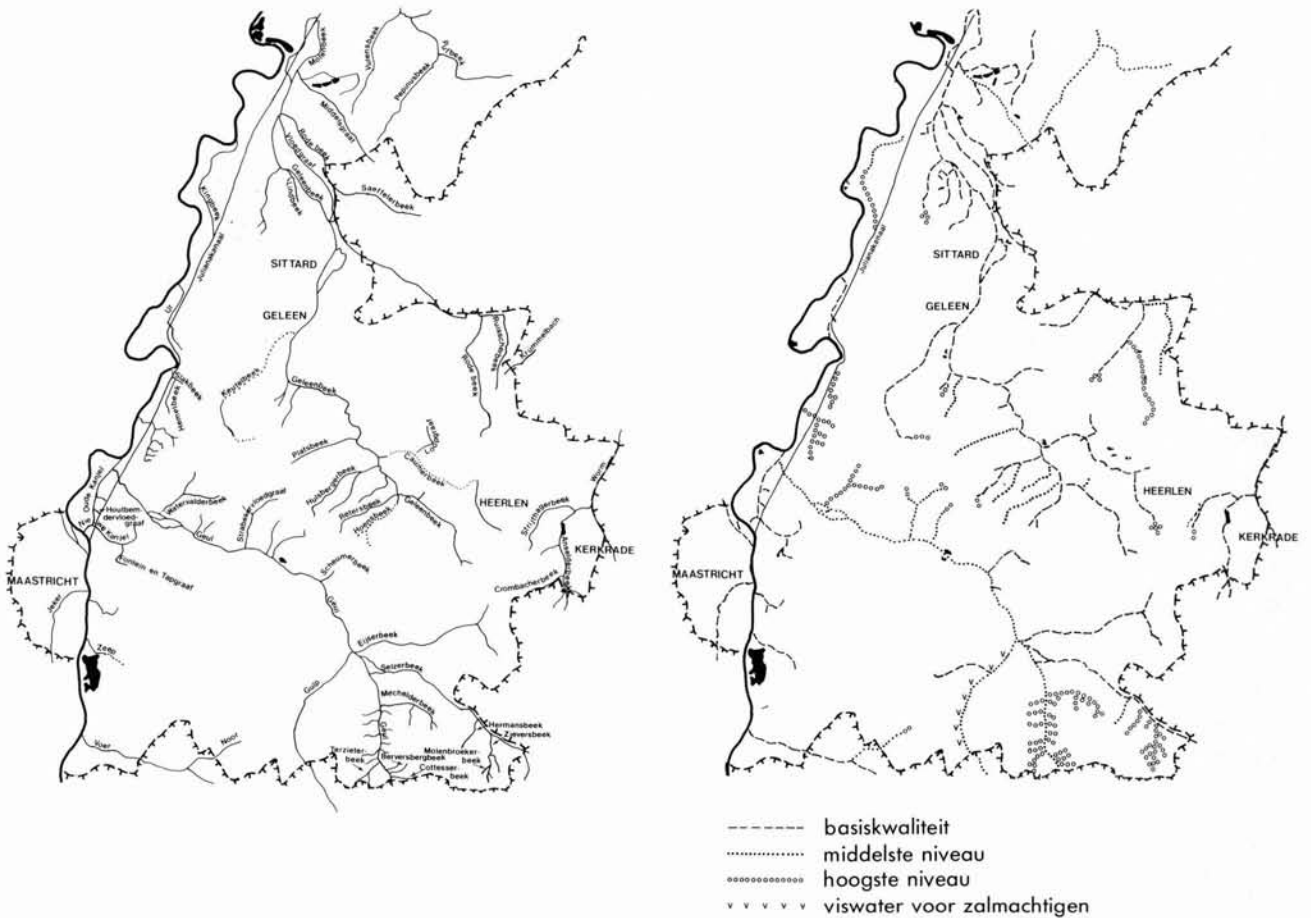
Voor wateren die in (zeer) geringe mate door de mens zijn of (zullen) worden beïnvloed geldt de ecologische doelstelling van het hoogste niveau. Hierbij doet zich het probleem voor dat een algemeen geldige karakterisering van de levensgemeenschappen niet kan worden gegeven omdat ieder watertype en ieder water afzonderlijk zijn eigen specifieke kenmerken heeft. Eenzelfde reden waarom de basiskwaliteitsparameters niet voor alle watertypen geldend gemaakt kunnen worden. Gericht ecologisch onderzoek, zowel door het WZL als ook in landelijk kader zal hierover in de komende jaren uitsluitel moeten geven. Door de beschrijving van de biologische situatie in diverse te beschermen wateren en vergelijkbare niet of weinig beïnvloede situaties kan een referentiekader worden geformuleerd. Aan de hand hiervan kan toetsing plaatsvinden van de doelstellingen voor de drie onderscheiden niveaus. Vooraansnog ontbreekt een dergelijk toetsingskader en is voor de toekenning van de specifieke ecologische doelstellingen gebruik gemaakt van de beschikbare kennis van de huidige en potentiële ecologische waarde van de afzonderlijke wateren. Hierbij is gebruik gemaakt van een voorlopige indeling van de verschillende wateren op grond van mate van ongestoorde morfologie, mate van beïnvloeding (c.q. afwijking van een meer natuurlijke toestand) en de geografische ligging op grond van de door MOI (1985) onderscheiden hydrobiologische districten.

Voor de beken in Zuid-Limburg betekent dit dat de toekenning van de ecologische doelstellingen in principe plaats heeft gevonden met de in Tabel I opgenomen groepen als uitgangspunt. Bij de toekenning van de functies en doelstellingen speelde steeds een afweging tussen de mensgerichte en de ecologische functies, alsmede de te verwachten bestemming en de mogelijkheden om een bepaald doel ook daadwerkelijk te kunnen bereiken. Combinatie van diverse functies behoort hierbij zeker tot de mogelijkheden.

Het is in dit kader van belang er op te wijzen dat er onderscheid wordt ge-

Tabel I. Groepen stromend water in Zuid-Limburg en het bijbehorend potentieel ecologisch niveau.

Mate van beïnvloeding	Morfologie	Potentieel ecologisch niveau
weinig	gaaf	hoogste
veel	gaaf	middelste/laagste
veel	niet gaaf	laagste



Figuur 1. Mensgerichte en ecologische functies van de beken in Zuid-Limburg voor de planperiode 1986-1991 (naar het WKBP-WZL, 1986).

maakt tussen functies en doelstellingen op de middellange termijn (einde planperiode 1991) en op de lange termijn. Op basis van de huidige en de gewenste functies c.q. het ecologische niveau moet namelijk worden ingeschat welke doelstellingen in de planperiode of op langere termijn realiseerbaar worden geacht. Daarbij moet rekening gehouden worden met de grensoverschrijdende problematiek en economische (on)mogelijkheden om bepaalde maatregelen uit te (laten) voeren.

In figuur 1 is voor de Zuid-Limburgse beken weergegeven welke mensgerichte en ecologische functies zijn toegekend voor de planperiode tot 1992. Hierbij valt op dat de functie viswater voor zalmachtigen in Zuid-Limburg slechts is toegekend aan de Gulp. Dit hoeft echter geen zorgen te baren omdat vanzelfsprekend de hoogste ecologische doelstelling tenminste dezelfde waarborgen biedt waardoor een aparte vermelding achterwege kan blijven. Voor een meer gedetailleerde beschrijving van deze materie, de getalsmatige normenseries behorend bij diverse functies, alsmede een volledige lijst van

beken met de huidige, middellange en lange termijn doelstellingen wordt verwezen naar het Waterkwaliteitsbeheersplan (WZL, 1986).

FYSISCH-CHEMISCHE WATERKWALITEIT

Het onderzoek van de waterkwaliteitsbeheerder naar de toestand van de beken werd aanvankelijk vooral uitgevoerd om een indruk te krijgen van het resultaat van de saneringsmaatregelen. Na de in werking treding van de Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (WVO) in 1970, werd vaart gezet achter de opheffing van ongezuiverde lozingen door huishoudens en bedrijven. Er werden verzamel- en transportriolen aangelegd en zuiveringsinstallaties gebouwd, verbeterd of uitgebreid. Lozingen van bedrijven werden aan banden gelegd en verminderd door vergunningverlening, bedrijfsinterne maatregelen ter beperking van de afvalwaterstroom en het transport van het al dan niet voorgezuiverde afvalwater naar regionale zuiveringsinstallaties. Een en ander werd uitge-

voerd door een speciaal daarvoor opgericht waterschap, het Waterschap Zuiveringschap Limburg, waaraan de Provincie het waterkwaliteitsbeheer van alle oppervlaktewateren in Limburg delegerde. De financiering hiervan werd mogelijk door het opleggen van een heffing op zuurstofbindende stoffen en zwarte metalen, aan zowel huishoudens als bedrijven (de zogenaamde verontreinigingsheffing oppervlaktewateren).

ZUURSTOFHUISHOUDING

Het onderzoek naar de kwaliteit van de beken richtte zich aanvankelijk dan ook met name op de zuurstofbindende stoffen en daarmee op de zuurstofhuishouding van het water. Het Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater ontwikkelde daarvoor in 1976 een speciale index, die landelijk toepassing vond en die sedertdien wordt aangeduid als de IMP-index (naar het rapport waarin de index voor het eerst werd gepubliceerd, het Indicatief Meerjaren Programma Water, MIN. V&W, 1976). Deze index karakteriseert de zuurstof-

Tabel II. IMP-puntensysteem voor de waardering van de afzonderlijke meetresultaten en de toekenning van de waterkwaliteitsklasse en de gebruikelijke kleurcode voor een kleurenkaart op basis van het IMP-puntensysteem.

Aantal punten	% O ₂ -verzadiging	BZV ₅ mg/l	NH ₄ -N mg/l
1	91 t/m 110	≤ 3,0	< 0,5
2	71 t/m 90	3,1 t/m 6,0	0,5 t/m 1,0
3	111 t/m 120	6,1 t/m 9,0	1,1 t/m 2,0
4	51 t/m 70	9,1 t/m 15,0	2,1 t/m 5,0
5	121 t/m 130	> 15,0	> 5,0
	31 t/m 50		
	≤30 en > 130		

Puntengemiddelde	IMP Klasse	Waterkwaliteit	Kleurcode
3,0 – 4,5	1	zeer goed	blauw
4,6 – 7,5	2	goed	groen
7,6 – 10,5	3	matig	geel
10,6 – 13,5	4	slecht	oranje
13,6 – 15,0	5	zeer slecht	rood

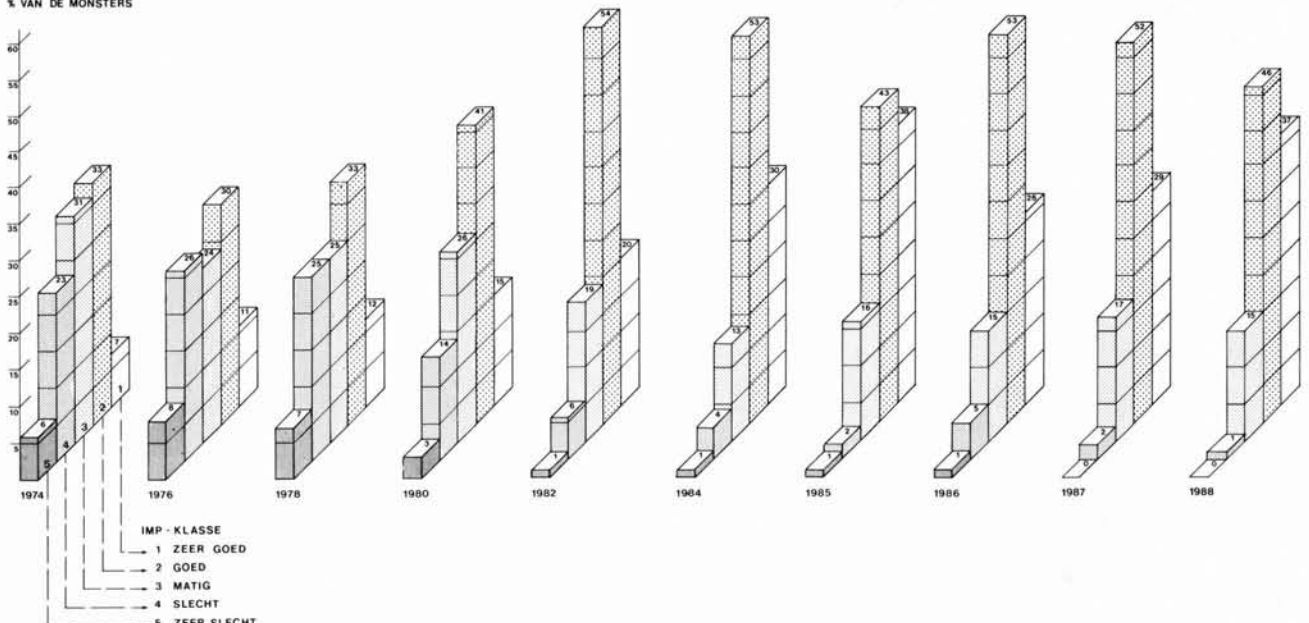
huishouding van het water op het moment van bemesting door drie parameters (het biochemisch zuurstofverbruik, het zuurstofverzadigingspercentage en het ammoniumstikstofgehalte) in te delen in vijf klassen door toekenning van 1 tot 5 punten voor de drie genoemde parameters. Op basis hiervan wordt voor een reeks van waarnemingen (bijvoorbeeld van een heel jaar) het gemiddeld aantal punten berekend en vertaald naar een waterkwaliteitsklasse volgens de in tabel II gepresenteerde indeling. Het is duidelijk dat dit een vrij grof

systeem is met schijnbaar scherp getrokken grenzen tussen diverse kwaliteitsklassen. Hieraan mag dan ook niet te veel absolute waarde worden gehecht. Voor de beoordeling van de waterkwaliteitsontwikkeling (en het resultaat van de saneringsinspanning op het gebied van de zuurstofhuishouding) van de beken is de index echter zeer bruikbaar gebleken. Figuur 2 illustreert dit. De gemiddelde waterkwaliteit van de Limburgse beken in een meetnet van ca. 200 bemonsteringspunten was in 1974 matig. Op ongeveer één derde van de punten werd

een slechte tot zeer slechte zuurstofhuishouding gemeten: op één derde een matige en op één derde een goede tot zeer goede zuurstofhuishouding. In 1988 is dit beeld sterk gewijzigd: slechts een enkel beektraject vertoont een slechte zuurstofhuishouding, 16 % van de ruim 200 onderzochte beektrajecten laat een matige zuurstofhuishouding zien, en op ruim 80 % van de punten wordt deze als goed tot zeer goed betiteld.

Tabel III laat in detail zien hoe de zuurstofhuishouding zich in de Zuid-Limburgse beken heeft ontwikkeld sedert 1977. Op grond van de in tabel II gepresenteerde IMP-punten is eenvoudig te zien dat de zuurstofhuishouding van het overgrote deel van deze beken in het afgelopen decennium sterk is verbeterd. Ook komt duidelijk naar voren dat in sommige beken de kwaliteitsverbetering pas van recente datum is. Een voorbeeld hiervan is de Hulsbergerbeek, waar pas in 1987 de lozing van ongezuiverd huishoudelijk afvalwater werd gesaneerd. Ook de Jeker is een duidelijk voorbeeld. Hier werden eerst in de loop van 1988 de lozingen uit Maastricht aangesloten op de zuiveringsinstallaties. De kwaliteit van de Jeker zal naar verwachting ook in België aanzienlijk verbeteren door de bouw van een rioolwaterzuiveringsinstallatie in Tongeren, waarmee in 1986 werd begonnen en die in 1988 gereed is gekomen. Door de aansluiting van grote delen van de Westelijke Mijnstreek (Nuth, Schinnen, Beek, Geleen) op de

% VAN DE MONSTERS



Figuur 2. Overzicht van de ontwikkeling van de gemiddelde waterkwaliteit in de Limburgse waterlopen sedert 1974 op basis van de zuurstofhuishouding zoals beschreven met de IMP-klasse (zie voor IMP-systeem tabel II).

rwzi Hoensbroek en grote delen van Sittard op de rwzi Susteren begint de kwaliteit van de Geleenbeek aanzienlijk wat verbetering te vertonen. Het is echter nog onvoldoende en er zal nog een belangrijke inspanning op rioeringsgebied moeten worden verricht in het gebied van de gemeenten Beek, Geleen en Sittard om ook in de Geleenbeek weer water van een aanvaardbare kwaliteit te krijgen.

De in figuur 2 gepresenteerde cijfers hebben betrekking op geheel Limburg, maar zoals uit tabel III en de figuren 3A, 3B en 3C blijkt, vormt Zuid-Limburg hierop geen uitzondering, al is het zo dat voor sommige beken de verbetering van de kwaliteit nog maar kort geleden werd gerealiseerd, waarbij nog niet alle geplande werken zijn uitgevoerd. Zo zal de aanleg van een deel van het transportriool van Valkenburg naar Limmel, namelijk een traject in de bedding van de Geul in Valkenburg zelf, pas in 1989 beginnen.

Een ander belangrijk aandachtspunt is het terugbrengen van de frequentie waarmee de nooduitlaten van de gemeentelijke rioeringsstelsels bij hevige en/of langdurige regenval in werking treden. Door de sterke helling waaronder de riolen zijn gelegen zijn ze bij regenval relatief snel gevuld, waardoor het teveel aan aangevoerd water (afvalwater verdund met regenwater) al snel via de nooduitlaten op de beken moet worden geloosd. Men kan de negatieve effecten van deze zogenaamde overstorten zoveel mogelijk beperken door dit water niet rechtstreeks op de beek te lozen, maar via een zogenaamde randvoorziening, zoals een bergbezinkbassin. In zo'n bassin wordt de lozing vertraagd (bijv. een half uur), waardoor bezinkbare (afval)stoffen in het bassin achter blijven en er minder vervuild (mechanisch gezuiverd) water kan worden geloosd. De aanleg van dergelijke bassins (of andere vormen van zuivering van overstortend, verdund, rioolwater) is echter een kostbare zaak die met name van de gemeenten nogal wat inspanning vergt en die daarom pas op termijn kan worden gerealiseerd. In het waterkwaliteitsbeheersplan van het zuiveringschap wordt er naar gestreefd om voor 1992 in ieder geval alle overstorten die vaker dan 30 keer per jaar werken aan te pakken en het aantal overstorten terug te brengen tot een aanvaardbare frequentie. Momenteel wordt een gemiddelde van 6 tot 10 maal per jaar aanvaardbaar geacht voor het handhaven van minimaal de basiskwaliteit.

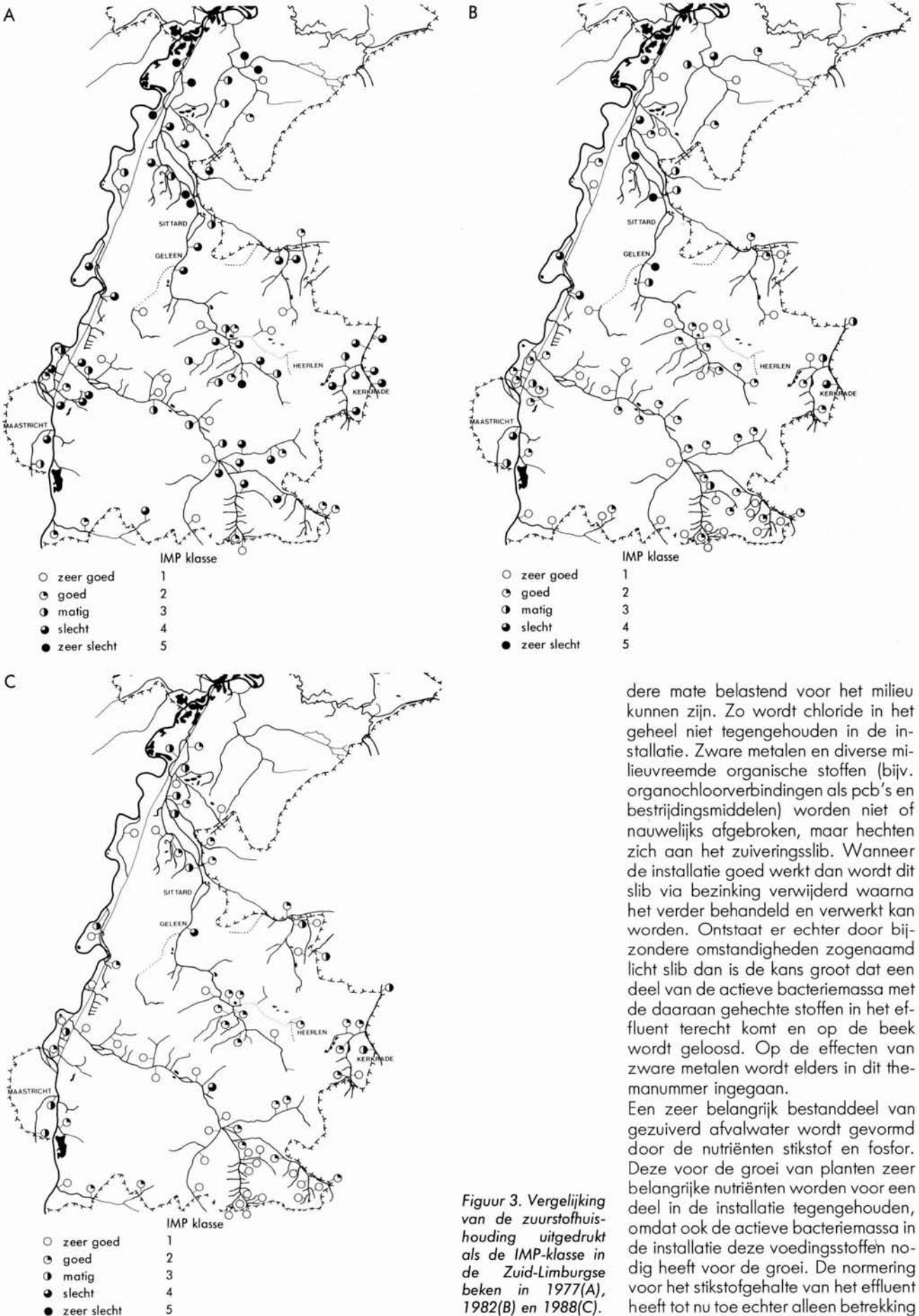
Tabel III. Beoordeling van de zuurstofhuishouding van de Zuid-Limburgse beken in de periode 1977-1988, uitgedrukt in IMP-punten.

Beek	plaats	IMP-punten			
		1977	1982	1987	1988
Jeker	grens	8,8	9,8	8,4	8,9
	Maastricht	12,0	11,5	10,4	8,1
Voer	grens	6,3	4,2	4,0	4,6
	Eijsden	5,0	3,6	4,3	4,4
Noor Gulp	Noorbeek (grens)	12,8	4,5	4,6	4,8
	grens	4,0	4,3	3,8	4,3
Terzieterbeek	Gulpen	3,5	3,7	3,8	3,5
	Plaat	6,5	5,4	3,5	3,5
Geul	grens	3,8	3,9	4,2	4,0
	Gulpen (voor rwzi)	8,8	5,5	4,2	3,3
Mechelderbeek	Schin op Geul	8,3	4,8	4,3	4,5
	Valkenburg	7,8	4,8	4,0	3,7
Selzerbeek	Bunde	11,3	6,5	5,7	4,0
	Mechelen	11,0	8,7	3,7	3,3
Eijserbeek	Vaals	7,5	6,0	4,8	5,5
	Mamelis	11,8	5,8	4,2	4,8
Strabekervloedgraaf	Partij	10,8	6,5	3,3	4,6
	Simpelveld	7,0	5,8	6,8	7,0
Watervalderbeek	na rwzi	12,5	7,3	6,1	4,7
	Cartils	11,0	6,2	4,0	5,1
Kanjel	Humcoven	3,5	3,5	3,2	3,5
	Meerssen	3,8	3,4	3,5	3,7
Ur	Rothem	13,0	--	--	--
	Borgharen	6,5	7,1	6,0	5,8
Worm	Itteren	8,5	6,9	7,3	3,7
	Urmond	12,5	13,0	7,8	8,7
Anselderbeek	Haanrade	13,5	11,0	9,4	8,5
	Marienberg	13,5	10,1	9,4	8,3
Strijthagerbeek	Bleyerheide	13,5	5,2	3,8	4,5
	Uitstr. Craneweyer	12,8	7,0	5,5	5,6
Rodebeek	Eygelshoven (gemaal)	11,5	8,3	6,3	6,8
	Eygelshoven	9,3	4,1	4,5	4,9
Saeffelerbeek	Brunssum	4,3	--	--	--
	Schinveld	12,3	7,3	8,7	8,5
Ruisscherbeek	Mindergangelt	11,0	6,4	8,1	6,5
	Millen	10,0	7,6	7,5	6,3
Geleenbeek	Susteren	13,0	6,7	8,5	7,5
	Isenbruch	12,5	8,0	7,9	6,8
Platsbeek	Schinveld	4,8	3,6	3,2	3,3
	voor Heerlen	9,0	5,1	--	--
Hulsbergerbeek	na Heerlen	11,7	5,1	4,3	4,0
	Brommelen	11,0	6,3	7,2	6,3
Retersbeek	Hoensbroek	8,5	4,6	7,6	6,0
	Munstergeleen	12,5	9,8	12,2	11,0
Caumerbeek	Millen	14,0	14,6	10,2	9,6
	Oud-Roosteren	13,3	12,9	9,6	8,6
Caumerbeek	Nuth	4,5	3,3	3,3	3,5
	Brommelen	11,3	6,0	10,7	5,3
Caumerbeek	K. Rivieren	7,3	4,3	5,7	4,6
	na rwzi Hoensbroek	7,5	4,4	7,2	5,2

ZWARE METALEN EN NUTRIËNTEN

Bij de oprichting van het WZL in 1972 was de waterkwaliteit van de beken nog zo slecht is dat aan slechts 40 % van de 200 strategisch gelegen beemonsteringspunten de kwalificatie goed tot zeer goed kon worden toegekend op basis van de zuurstofhuishouding. Dat is inmiddels door de uitgevoerde saneringsmaatregelen verbe-

terd tot ruim 80 %, terwijl er geen punten meer worden beoordeeld als zeer slecht en nog slechts een enkel punt (1%) als slecht. Toch betekent dit niet dat er geen verontreiniging van de beken meer plaats vindt. Ook in een zuiveringsinstallatie wordt niet alles uit het water gehaald. Het mechanisch en biologisch gezuiverde afvalwater dat op de beken wordt geloosd bevat nog altijd een belangrijke hoeveelheid niet afbrekbare stoffen, die in meer of min-



dere mate belastend voor het milieu kunnen zijn. Zo wordt chloride in het geheel niet tegengehouden in de installatie. Zware metalen en diverse milieuvreemde organische stoffen (bijv. organochloorverbindingen als pcb's en bestrijdingsmiddelen) worden niet of nauwelijks afgebroken, maar hechten zich aan het zuiveringslib. Wanneer de installatie goed werkt dan wordt dit slib via bezinking verwijderd waarna het verder behandeld en verwerkt kan worden. Ontstaat er echter door bijzondere omstandigheden zogenaamd licht slib dan is de kans groot dat een deel van de actieve bacteriemassa met de daaraan gehechte stoffen in het effluent terecht komt en op de beek wordt geloosd. Op de effecten van zware metalen wordt elders in dit themanummer ingegaan.

Een zeer belangrijk bestanddeel van gezuiverd afvalwater wordt gevormd door de nutriënten stikstof en fosfor. Deze voor de groei van planten zeer belangrijke nutriënten worden voor een deel in de installatie tegengehouden, omdat ook de actieve bacteriemassa in de installatie deze voedingsstoffen nodig heeft voor de groei. De normering voor het stikstofgehalte van het effluent heeft tot nu toe echter alleen betrekking

Figuur 3. Vergelijking van de zuurstofhuishouding uitgedrukt als de IMP-klasse in de Zuid-Limburgse beken in 1977(A), 1982(B) en 1988(C).

op de hoeveelheid toegestane organisch gebonden stikstof, waarbij vooral het gehalte aan ammoniumstikstof van belang is. Dit laatste kan namelijk bij hogere temperaturen (boven de 10 °C) en hogere pH aanleiding geven tot de vorming van vrij-ammoniak-stikstof dat zeer giftig is voor de aquatische fauna. Grotere hoeveelheden nitraatstikstof in het effluent werden tot voor kort niet als echt bezwaarlijk gezien.

Daarnaast werd en wordt in Limburg niet bewust het fosfaat uit het effluent verwijderd. In het kader van het verminderen van de stikstof- en fosforbelasting van de Noordzee is er in West-Europees verband overeengekomen om uiterlijk in 1995 een vermindering van de belasting van de Noordzee met deze stoffen met 50 % te realiseren. Dit zal ook voor Limburg ertoe leiden dat er extra defosfateringsmaatregelen genomen zullen moeten worden. Dit zal tot aanzienlijke kostenverhogingen voor de burger leiden (ongeveer 30 gulden per gezin per jaar). De verwachting op dit moment is dat het effect op de waterkwaliteit in eerste instantie niet of nauwelijks meetbaar zal zijn omdat de stromende beken niet worden aangemerkt als eutrofiëringsgevoelig. In sterk gereguleerde beken waarin het water een lange verblijftijd heeft door het vasthouden van water in stuwpannen kan eutrofiëring echter wel aanleiding geven tot massale waterplantengroei of de ontwikkeling van draadwieren (flab). In stilstaand water uit eutrofiëring zich in de regel door de explosieve groei van groen- en blauw-wieren. In Limburg wordt er door de rwzi's echter uitsluitend op stromend water geloosd, terwijl de beken in de regel niet uitmonden in meren of plas-sen, en zeker effluent ontvangende beken niet. (Uitzondering hierop vormt het 'stuwmeer' de Craneweijs bij Kerkrade. Dit meer is feitelijk aangelegd als retentiebekken voor de Anseldebeek om piekafvoeren, die het stedelijk gebied bedreigden, te dempen). Dit is daarmee ook de reden geweest waarom indertijd, na het verschijnen van de eerste fosfatennota in 1978 en de daarop volgende aanwijzing van zogenaamde prioritare gebieden de Maas en de Maasplassen de laagste prioriteit kregen wat betreft de eutrofiëringsbestrijding. En zolang men niet over de grens van Zuid-Limburg nog op grote schaal het afvalwater van fosfaatverwerkende industrie onbehandeld op de Maas blijft lozen zal de verwijdering van 75 % van het op dit moment via het effluent van de rwzi's geloosde fosfor slechts leiden tot een re-

ductie van de fosfaat vracht van de Maas in de orde van grootte van 5 %. Hierbij moeten we tevens bedenken dat met defosfateringsmaatregelen een stap in de goede richting wordt gezet, maar dat tegelijkertijd ook veel aandacht dient uit te gaan naar de andere fosfaatbronnen, waarvan in ieder geval de neerslag en de uit- en afspoeling van meststoffen genoemd dienen te worden.

Maar niet alleen fosfor moet verwijderd worden, ook de stikstofbelasting moet verminderen. Daartoe dienen de zuiveringsinstallaties niet alleen goed ammonium te verwijderen (door het om te zetten in nitraat: nitrificatie) maar ook het gevormde nitraat (door omzetting in stikstofgas: denitrificatie). Met name dit laatste proces verloopt slecht bij lagere temperaturen, waardoor dit in de winter vaak niet lukt zonder speciale, kostbare, maatregelen. Het effect op de kwaliteit van de beken zal niet direct merkbaar zijn, te meer daar de nitraatbelasting van de beken uit andere bron (verkeer, neerslag, uit- en afspoeling van meststoffen) voorlopig nog niet sterk zal verminderen. Bovendien lijkt het niet waarschijnlijk dat stikstof of fosfor in de Zuid-

Limburgse beken een beperkende factor vormen voor de ontwikkeling van aquatische vegetaties. Voor de oever- en bronvegetaties zou een vermindering van de nutriëntengehaltes van het water echter wel degelijk een verbetering kunnen betekenen.

BIOLOGISCHE BEOORDELING VAN DE WATERKwalITEIT

Sedert 1980 wordt door het Zuiveringschap onderzoek gedaan naar de bruikbaarheid van verschillende methoden voor de biologische beoordeling van de waterkwaliteit op basis van makro-evertebraten (makrofauna). Dat wil zeggen dat met behulp van de met het blote oog zichtbare, ongewervelde, waterbewonende dieren (bijvoorbeeld platwormen, bloedzuigers, slakken, larven van eendagsvliegen, steenvliegen, kokerjuffers, muggen en vliegen, libellen, kevers en wantsen) wordt bepaald hoe het met de toestand van het water is gesteld. Makrofauna wordt in de regel verzameld door in stroomopwaartse richting een net (maaswijdte 0,5 mm) schoksgewijs door en over de bodem te bewegen (fi-



Figuur 4. Bodembewonende aquatische makrofauna wordt o.a. verzameld met een standaard-makrofaunanet.

guur 4) en door het afzoeken van stenen, takken en waterplanten. Makrofauna-organismen zijn uitermate geschikt om de waterkwaliteit mee te beoordelen omdat de levenscyclus van deze dieren in de regel tenminste enkele maanden duurt en vaak een jaar of langer. Dat betekent dat deze dieren gedurende een bepaalde periode een zekere toestand hebben meegemaakt en daarmee een spiegel kunnen vormen, een meer of minder duidelijk beeld kunnen geven van de verontreinigingen in deze periode. Naarmate de levensgemeenschap meer is aangepast aan verontreiniging en verstoring, is genivelleerd t.g.v. allerlei menselijke ingrepen, zullen meer karakteristieke soorten dieren verdwijnen en plaats maken voor meer algemene soorten, aangepast aan de verstoorde situatie. Biologische beoordeling berust in feite op de mogelijkheid om vast te stellen in hoeverre de aangetroffen levensgemeenschap of soortensamenstelling afwijkt van de ter plaatse onder ongestoorde omstandigheden thuisbehorende levensgemeenschap. Uiteraard dient men daarbij onderscheid te maken tussen methoden die bruikbaar zijn om vervuiling te beoordelen en methoden om verschillen vast te stellen tussen beektypen, of de invloed van hieraan ten grondslag liggende factoren als stroomsnelheid, bodemsamenstelling, temperatuur, geografie, beschaduwing, plantengroei, mate van (ab)normalisatie, etc..

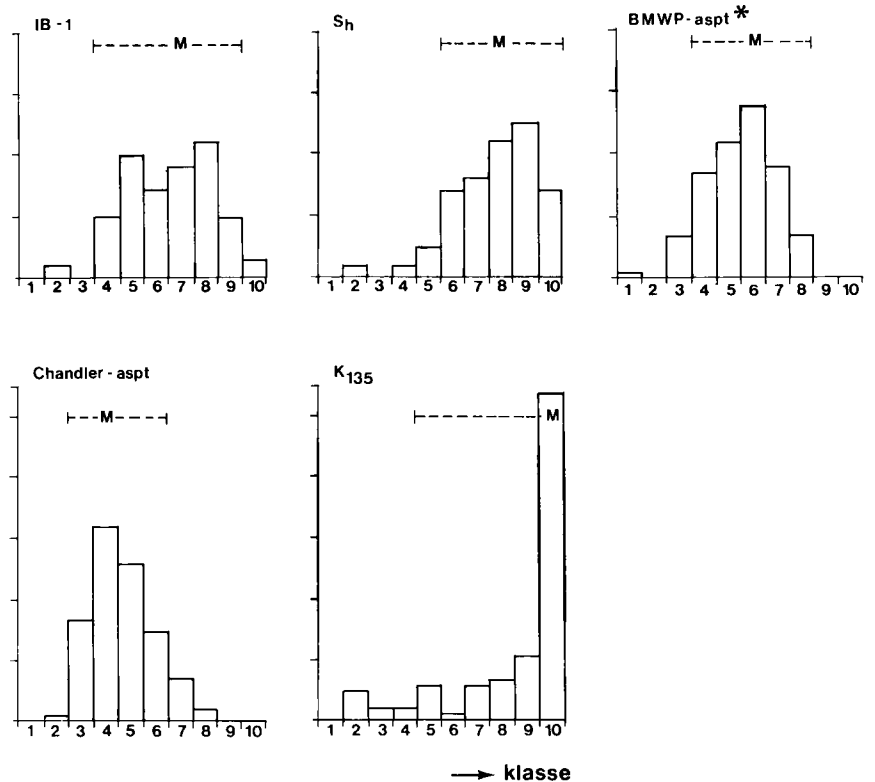
Er zijn hiervoor meerdere methoden, maar de numeriek uitgewerkte methoden zijn vrijwel allemaal uitsluitend gericht op en geschikt voor de beoordeling of het vaststellen van organische verontreiniging. Deze vervuiling beïnvloedt de zuurstofhuishouding en daarmee tevens de samenstelling van de levensgemeenschappen omdat over het algemeen de bewoners van schoon water zeer gevoelig zijn voor de vermindering van de hoeveelheid beschikbare zuurstof. Omdat de beken in Zuid-Limburg tot een beektype behoren dat duidelijk verschilt van de beken elders in Nederland, is het noodzakelijk om de elders in Nederland ontwikkelde beoordelingsmethoden te toetsen op bruikbaarheid in Zuid-Limburg. De oorzaak ligt in het feit dat in beken met een redelijke tot hoge stroomsnelheid (meer dan 20 cm/s), per tijdseenheid meer zuurstof langs de kieuwen van de waterbewoners stroomt, het organisch materiaal sneller wordt afgevoerd en stromend water in het algemeen een hoger zuurstofgehalte bezit ten gevolge van een betere reoeratie. Hierdoor

is er een sterkere organische vervuiling (of een lager zuurstofgehalte) nodig om tot het verdwijnen van dezelfde soorten waterbewoners te leiden als in langzamer stromende beken. In de snelstromende heuvellandbeken van Zuid-Limburg blijkt de biologische waterkwaliteit sterk overschat te worden, wanneer een methode wordt toegepast die werd ontwikkeld in en voor (geomorfologisch) natuurlijke laaglandbeken in Noord-Brabant. Dit betreft het systeem van MOLLER PILLOT (1971) met de hierop gebaseerde Kwaliteitsindex (de K135) van GARDENIERS & TOLKAMP (1976). Deze Kwaliteitsindex wordt door vrijwel alle kwaliteitsbeheerders van laaglandbeken in Nederland toegepast om een indruk te krijgen van de biologische waterkwaliteit. In Zuid-Limburg is deze index echter niet zonder meer toepasbaar omdat de index enerzijds een relatief te gunstig beeld geeft van de zuurstofhuishouding, en anderzijds relatief gevoelig blijkt te zijn voor seizoensfluctuaties in de populaties van bepaalde diergroepen. Beide nadelen zijn oplosbaar door het wijzigen van de indicatorsoortelijst: door toevoeging van voor de heuvellandbeken typerende organismen en door wijziging van de indicatorwaarde van diverse soorten.

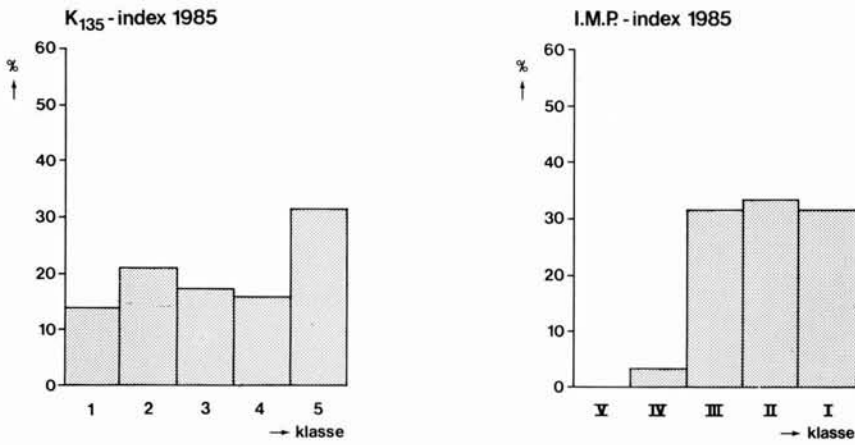
Een en ander wordt geïllustreerd in figuur 5 waar een vergelijking is gemaakt tussen het beoordelingsresultaat van 88 makrofauna-monsters in het stroomgebied van de Geul in 1980 met behulp van een vijftal verschillende methoden (een selectie uit 16 toegepaste indexen, allen op basis van makrofauna, berekeningswijze hier niet relevant) (TOLKAMP, 1985). Het resultaat van de toegepaste indexen werd ten behoeve van de vergelijking ingedeeld in een tiental 'rapport-cijfers'. Vergelijking van de frequentieverdeling over de verschillende klassen laat zien dat de Kwaliteitsindex (K135) een relatief gunstig beeld geeft met meer dan de helft van alle onderzochte punten in klasse tien. Dit in tegenstelling tot de andere indexen die veelal klasse zeven als mediaan vertonen. Met uitzondering van de Chandler-aspt index die op klasse vier eindigt.

BIOLOGISCHE VERSUS FYSISCH-CHEMISCHE BEOORDELING

Figuur 6 illustreert een soortgelijk verschil in beoordelingsresultaat. Hier is de frequentieverdeling van 57 beemonsteringspunten over 5 kwaliteits-



Figuur 5. Frequentieverdeling over 10 klassen van 5 verschillende biologische indexen voor 88 monsters in het stroomgebied van de Geul. M = mediaan; horizontale lijn indiceert een bereik van 80% van de monsters.



Figuur 6. Procentuele verdeling van 57 bemonsteringspunten in Limburgse beken over 5 kwaliteitsklassen op grond van de biologische Kwaliteitsindex (K 135) en de chemische IMP-index in 1985.

klassen gepresenteerd. Enerzijds op basis van de fysisch-chemische IMP-index en anderzijds op basis van de biologische Kwaliteits-index K135. Duidelijk komt naar voren dat de biologische beoordeling voor diverse punten tot een minder goede kwaliteitsklasse leidt dan op grond van de IMP-index. Dergelijke verschillen kunnen in de regel wel goed verklaard worden. Zo wordt op basis van chemische steekmonsters slechts een momentopname verkregen, terwijl met de levensgemeenschap een langere, voorliggende periode wordt beoordeeld. De organismen fungeren als een soort biologische minimum-thermometer die de reactie op incidentele verontreinigingen nog gedurende langere tijd kan weerspiegelen. Maar, gelukkig vindt er ook herstel plaats en wordt het naarmate de tijd verstrijkt steeds moeilijker om een incidentele lozing nog te herkennen. Vele, met name systeemvreemde stoffen als zware metalen en gifstoffen hebben een grote affiniteit voor het slib, terwijl in met name de langzamer stromende wateren (vervuild) slib zal bezinken en deze vervuiling niet meer tot uiting zal komen in de kwaliteit van het water erboven. Door opeenhoping in de loop der tijd, vormt het bodemslib een belangrijk vuildepot in een waterloop. Een vervuiling die met behulp van de gangbare routinematig bepaalde abiotische waterkwaliteitsparameters niet wordt aangetoond.

De aquatische levensgemeenschap reageert hierop echter wel en de kans is vrij groot dat hiermee een reëler beeld wordt verkregen van de kwaliteit van een oppervlaktewater in brede zin (als samenhangend geheel van water, oever, bodem, planten en dieren). In extreme situaties is het ook mogelijk dat

de levensgemeenschap is vergiftigd of sterk gedecimeerd door toxische stoffen. Dit kan door bepaling van de normale fysisch-chemische parameters volledig gemist worden. Het ontbreken van bepaalde groepen van organismen kan dan een belangrijke aanwijzing zijn om te gaan zoeken naar de aanwezigheid van bepaalde toxische stoffen of te gaan speuren naar lozingen hiervan. Ook de aanwezigheid van extreem hoge zoutgehalten zoals bijvoorbeeld t.g.v. de uitlozing van mijnsteenpuinbergen, kan een sterk verarmde fauna tot gevolg hebben. Dit is o.a. in de Ruisscherbeek het geval waar geleidbaarheden tot 7500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ zijn gemeten. Ook het bronneringswater van de Domaniale mijn dat bij Haanrade op de Worm wordt geloosd is zeer sulfaat en ijzerrijk (figuur 7).

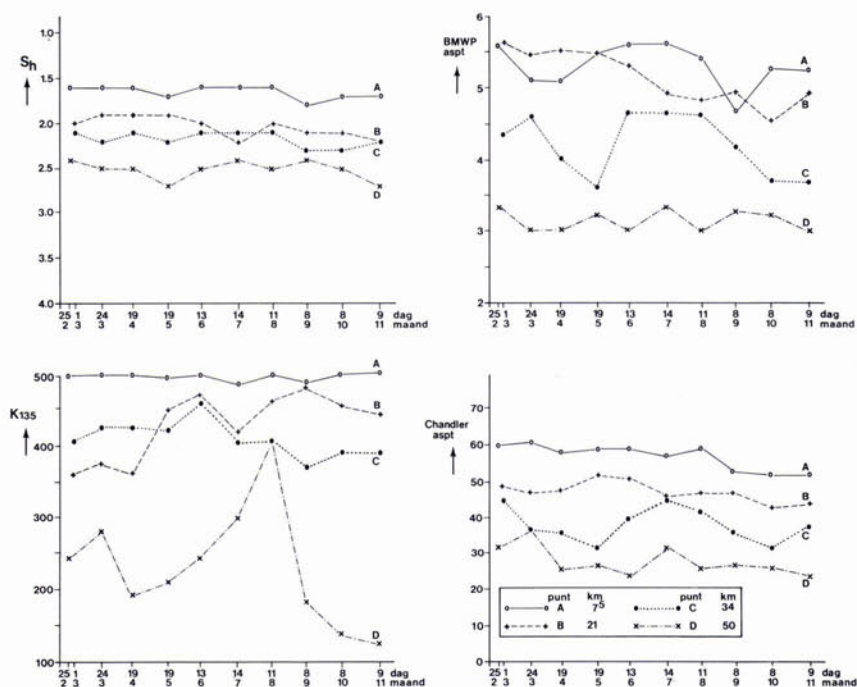


Figuur 7. Bij Haanrade wordt bronneringswater van de Domaniale Mijn (Beerenbosch) op de Worm geloosd om de kolommen in Duitsland droog te houden.

Voor de eco-toxicologische beoordeling van de waterkwaliteit zijn in de regel echter geen handzame veldmethoden beschikbaar. Daartoe moet gebruik gemaakt worden van onderzoek naar bepaalde afwijkingen in lichaamsbouw of verminkingen van bepaalde onderdelen van de waterbewonende organismen (zoals beschadigde monddelen bij muggelarven; VAN URK, 1985). Of men zal toxiciteitsproeven moeten uitvoeren, zoals de watervlo-overlevingsproeven die men, kort na het Sandoz-accident in de bovenloop van de Rijn, ook in Nederland is gaan toepassen.

MEERDERE BIOLOGISCHE INDEXEN

Al is een bepaalde index soms niet direct bruikbaar voor het verkrijgen van een absoluut oordeel over de kwaliteit van een beek, vaak kan wel een goede illustratie worden verkregen van de onderlinge kwaliteitsveranderingen naarmate een beek zijn weg vervolgt, zelfreinigingsprocessen zich kunnen voltrekken of zijbeken of lozingen worden opgenomen. Deze kunnen leiden tot verbetering door verdunning of verslechtering door vervuiling. Figuur 8 geeft een beeld van de verandering van de kwaliteit van de Geul van de bron bij Hergenrath in België tot de monding in de Maas bij Bunde (gegevens uit CUYPERS & DAMOISEAUX, 1981). Alle toegepaste indexen gaven eenzelfde trend te zien: na een aanvankelijk goede kwaliteit verslechterde deze



Figuur 8. Toepassing van vier verschillende biologische indexen op de Geul met een serie van 14 monsters genomen in september 1980. A = km 7,5; B = km 21; C = km 34; D = km 50.

op Belgisch gebied, onderging een verbetering door zelfreiniging, overschreed de grens bij Cottessen (punt B, figuur 9) met een enigszins herstelde kwaliteit om vervolgens gestaag te verslechteren tot aan de uitmonding in de Maas. Het betreft hier gegevens uit de maand september 1980. De Geul bezat echter een vrij stabiele biologische kwaliteit, zoals moge blijken uit figuur 10, waar voor de periode februari – november 1980 het verloop van een viertal kwaliteitsindexen is gepresenteerd. De sterke stijging van K135 op punt D vanaf april is niet zozeer een kwaliteitsverbetering als wel de dominerende invloed van een massaal aanwezige eendagsvlieg-nymf (*Baetis rhodani*) die een te sterke invloed blijkt uit te oefenen op de index zonder dat van een daadwerkelijke verbetering van de kwaliteit sprake is. De bruikbaarheid van deze soort dient daarom te worden betwijfeld.

Uit het vorenstaande zal duidelijk zijn dat de bruikbaarheid van de diverse indexen verschillend is onder verschillende omstandigheden en in verschillende beken (beektypen). Voor het volgen van de waterkwaliteitsontwikkeling of verandering in de tijd zijn de meeste van deze toch vrij ruwe beoordelingsinstrumenten wel min of meer geschikt. Voor het vergelijken van vele punten onderling moet echter grote voorzichtigheid worden betracht omdat vele andere factoren dan de waterkwaliteit

c.q. de organische belasting verantwoordelijk kunnen zijn voor de samenstelling van de levensgemeenschap. Hiertoe is diepgaande kennis nodig van de referentielevensgemeenschappen die bij de verschillende wassertypen behoren en inzicht in de factoren die kunnen worden aangemerkt als de sturende factoren. Op basis van de kennis van deze relaties is het mogelijk om goede beoordelingsmethoden te maken. Iets wat op dit moment nog behelpen is. Om deze reden wordt door het WZL tot nu toe een scala van diver-

se, relatief eenvoudige indexen toegepast zonder directe voorkeur voor een bepaalde index. Hierbij is het wel zo dat de Kwaliteitsindex een realistischer beeld zal geven van de toestand in een laaglandbeek dan in een heuvellandbeek. Het omgekeerde geldt voor de Biotische Index. De reden hiervoor is dat een index het beste werkt in de beektype waarvoor of waarin de index werd ontwikkeld. De Saprobie-index gedraagt zich hierin nog relatief neutraal, wanneer met een aangepaste indicatorsoortenlijst wordt gewerkt (waaraan met name diverse muggelarven zijn toegevoegd als indicatoren, iets dat in de BRD wordt nagelaten).

TRENDS

Er is in de loop der jaren naast inventariserend hydrobiologisch onderzoek in de Limburgse beken (dat zal worden gebruikt ter onderbouwing van de op te stellen referentiekaders, de referentielevensgemeenschappen ter toetsing van de ecologische doelstellingen) op een beperkt aantal meetpunten ook trendvolgend biologisch onderzoek gedaan, vergelijkbaar met het eerder gepresenteerde fysisch-chemisch onderzoek. Voor dit trendvolgende onderzoek werd gekozen voor de toepassing van de Saprobie-index om wat resultaten te illustreren. De Saprobie-index is in de BRD voorgeschreven als een genormeerde index voor het vaststellen van de organische belasting van waterlopen. Hiertoe wordt aan de hand van het voorkomen van indicatororganismen, die ieder een indicatorwaarde bezitten (1,0 indiceert zeer



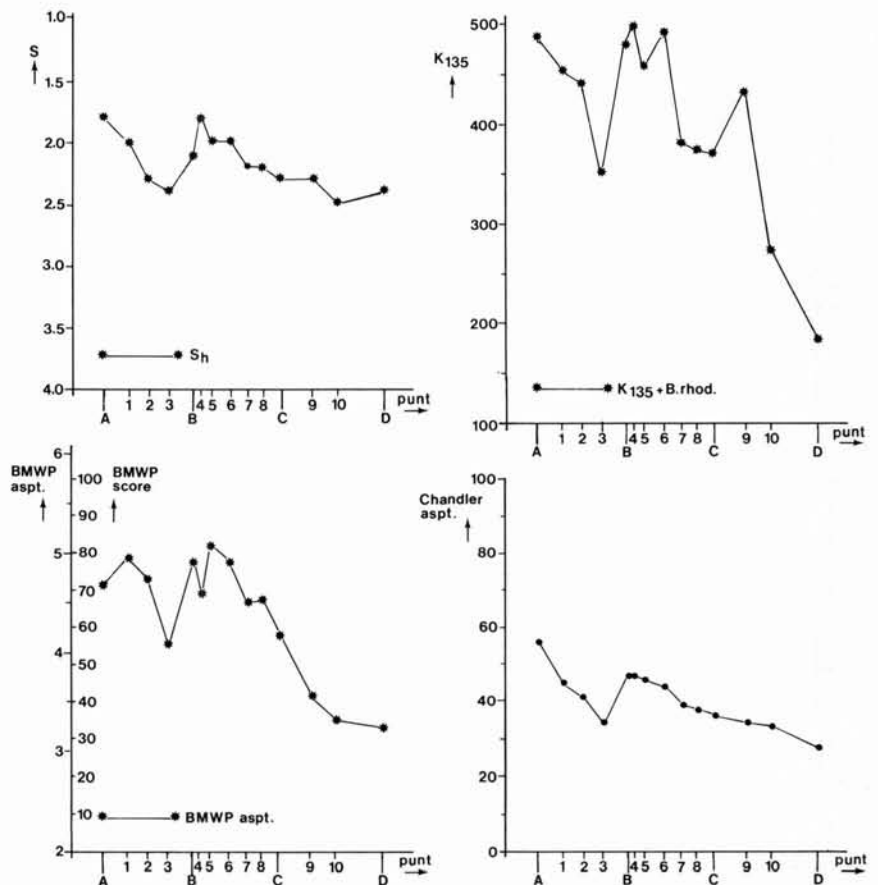
Figuur 9. De Geul bij Cottessen, een vrij meanderende, geomorfologisch intacte Zuid-Limburgse beek.

schoon water, 4,0 of meer betekent sterk organisch belast water) via een formule een index berekend, waarin naast de indicatorwaarde van iedere soort, rekening wordt gehouden met de aantallen die van deze soort werden aangetroffen en met de gevoeligheid van ieder indicatorsoort voor hogere of lagere belastingen. Daarmee ontstaat een getal tussen 1,0 en 4,0, een range die in de praktijk wordt verdeeld in vier klassen met drie tussenliggende overgangsklassen.

Figuur 11 geeft voor een aantal geselecteerde grenswateren met Duitsland (de Worm, de Anselderbeek, de Selzerbeek en de Rodebeek) het resultaat van de bemonstering van de makrofauna en de hierop gebaseerde Saprobie-index (S) in voor- en najaar sedert 1979. Hieruit blijkt dat naast de reeds in Tabel III gesignaleerde verbetering van de zuurstofhuishouding ook de biologische kwaliteit van deze beken in de afgelopen jaren aanzienlijk is verbeterd. In de Selzerbeek bij Vaals en de Rodebeek bij Mindergangelt en Millen is dit wat minder spectaculair. In de Selzerbeek was de kwaliteit aanvankelijk al redelijk goed. In de Rodebeek (die grotendeels wordt gevoed met het effluent van de rwzi Schinveld) kan zich geen evenwichtige levensgemeenschap vestigen door het feit dat de bedding met tegels is vastgelegd, ten einde hoge stroomsnelheden mogelijk te laten zijn zonder sterke beddingerosie. Hierdoor is het beekmilieu zodanig vestigings-onvriendelijk dat makrofauna-organismen slechts op een enkele plek kunnen overleven.

DE BETEKENIS VAN DE ZUID-LIMBURGSE BEKEN

In een basisrapport (TORENBECK, 1988) voor de Derde Nota Waterhuishouding (MIN V&W, 1989) werd bij de beoordeling van de potenties van de beken in Nederland gesteld dat de beken in Zuid-Limburg potentieel het hoogste niveau kunnen bereiken en tevens dat de actuele situatie hiermee goed overeenstemt. Daarmee werd bedoeld dat de beek-infrastructuur nog grotendeels intact is in deze beken, een conclusie die ook te halen valt uit eerdere publicaties (TOLKAMP, 1983; WZL, 1986). In Zuid-Limburg vinden we grotendeels beken van het type heuvelandbeken, hoewel deze in de volksmond al snel bergbeken genoemd worden. We hebben natuurlijk geen bergen in Zuid-Limburg, maar de karakteristieke benaderen de kenmerken van



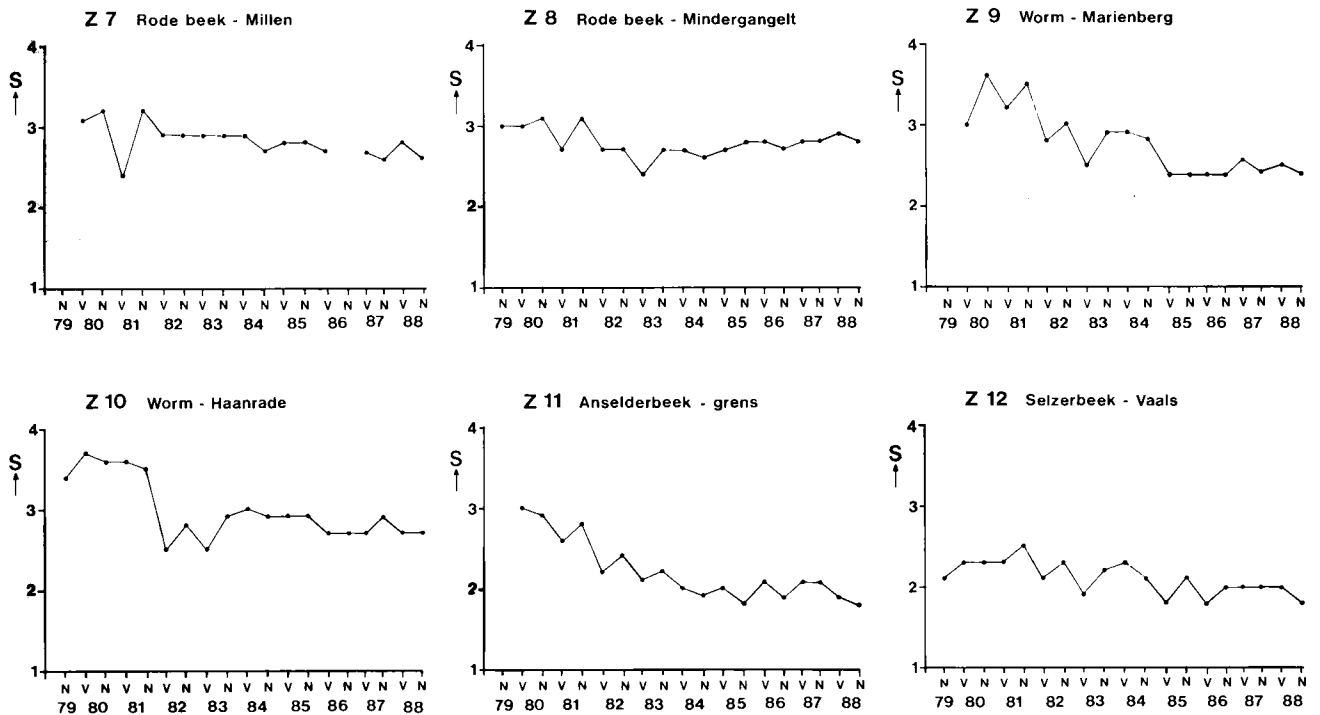
Figuur 10. Toepassing van vier verschillende biologische indexen op een tijdreeks van monsters genomen in de Geul in 1980.

bergbeken wel: hoge stroomsnelheden, lage temperaturen, diep uitgesletten beddingen, grof bodemmateriaal en een kenmerkende flora en fauna (SMISSAERT, 1959; TOLKAMP, 1983). Deze beken worden met name gevoed door in het gebied ontspringende bronnen, met uitzondering van de bovenlopen van de grotere beken als Worm, Geul, Gulp, Voer en Jeker. Ook deze bronmilieus kunnen worden aangemerkt als bijzonder voor Nederland omdat Zuid-Limburg relatief gezien het meest rijke brongebied is ten gevolge van de sterke hoogteverschillen. Daarnaast bepaald met name ook de gevarieerde geologische ondergrond in Zuid-Limburg dat er op korte afstand van elkaar toch relatief grote verschillen kunnen optreden in natuurlijke bronwaterkwaliteit (bijvoorbeeld in het calciumgehalte, hoewel in de regel wel sprake is van tamelijk hard water). Daarnaast ligt Zuid-Limburg geografisch gezien op de overgang van het laaggebergte (Eifel, Ardennen) naar het laagland. In dergelijke gradiëntsituaties, en hier is dat ook het geval, komen meestal zeer karakteristieke soortencombinaties voor die deze beken een voor ons land bijzondere status ge-

ven, zeker ook omdat deze snelstromende heuvelandbronnen, beekjes en beken grotendeels nog geomorfologisch intact zijn. In de rest van Limburg, en overig Nederland, treffen we eigenlijk alleen maar laaglandbeken aan, of wat daar na de grootschalige ingrepen van de laatste decennia ten behoeve van wateraan- en afvoer nog van over is. Dergelijke laaglandbeken vinden we eigenlijk niet in Zuid-Limburg.

TOEKOMSTIG BEHEER, EEN MEER INTEGRALE BENADERING

Zoals uit eerdere paragrafen naar voren is gekomen valt er aan de waterkwaliteit, met name in biologisch opzicht nog wel het een en ander te verbeteren. Dat is des te meer noodzakelijk gezien het bijzondere karakter van de Zuid-Limburgse beken. Hoe langer de kwaliteitsverbetering op zich laten wachten, des te moeilijker zal het worden de, voor sommige soorten, laatste refugia te behouden als entplaatsen voor de terugkeer van de oorspronkelijk fauna en flora van deze unieke beekmilieu's.



Figuur 11. Verloop van de saprobie-index in enkele Duits-Limburgse grensoverschrijdende wateren in het afgelopen decennium.

Het stemt hoopvol dat in zowel de landelijke als de provinciale beleidsnota's wordt gestreefd naar het behoud van deze beken (het Streekplan Zuid-Limburg stelt bijv. dat de geomorfologie van de beken intact dient te blijven, geen verdere normalisatie is het streven). Ook in het Waterkwaliteitsbeheersplan van het Zuiveringschap en het Waterkwantiteitsbeheersplan van het Waterschap Roer en Overmaas (WRO, 1989) wordt gestreefd naar herstel en behoud van de bijzondere natuurwaarde van deze beekmilieu's.

In het beheersgebied van het WRO treffen we nog een groot aantal geheel of gedeeltelijk betegelde beken aan. Deze beken vormen een uitdaging voor het waterschap om de (bij onze oostereburen reeds op grotere schaal toegepaste) "renaturering" van in het verleden verminkte waterlopen gestalte te geven.

Een van de redenen om deze beken te betegelen was indertijd het snelle transport van kolenslib dat van de kolenwasserijen afkomstig was en dat vóór de betegeling regelmatig zodanige afzettingen in de bedding vormde dat bij hoge afvoeren sterke wateroverlast ontstond (WAJER, 1967). De mijnen zijn echter al jaren gesloten en kolenwasserijen mogen (als ze er nog zouden zijn) geen slib meer lozen. Wat blijft is dat door de sterke verstedelijking (vergroting van het verharde op-

pervlak) de neerslag sneller en heviger tot afvoer komt. De capaciteit van de waterlopen dient daardoor relatief groter te zijn dan vroeger. Maar natuurvriendelijke oplossingen zijn te vinden in de vorm van afvoervertragende maatregelen als landelijke bufferbassins, ander grondgebruik (natte beekdalen, hogere grondwaterstanden) en aanpassing van beekprofielen. Gelukkig kan dat vaak gekombineerd worden met toch op het programma staande verbeteringswerken, zoals in de zomer van 1989 werden uitgevoerd in de Vloedgraaf bij Nieuwstad. Hier is de volledig betegelde bedding (bodem en talud) vervangen door een wat groter profiel bedekt met stortsteen. Dit benadert de natuurlijke situatie vanzelfsprekend nog niet, maar biedt in ieder geval meer mogelijkheden voor de ontwikkeling van de aquatische levensgemeenschap, zeker wanneer na verloop van tijd door dichtslibbing van de stortsteen ook waterplanten een kans krijgen. Met dergelijke, en verder gaande, creatieve oplossingen moet het uiteindelijk toch mogelijk zijn om de beken weer een natuurlijk profiel en een landschappelijk gevarieerd verloop te geven, zonder dat de loop kaarsrecht en het profiel trapeziumvorming is. Elders in dit nummer zal hierop ongetwijfeld dieper worden ingegaan. Onderdeel van het in meer natuurlijke toestand terugbrengen van de beken in Zuid-Limburg vormt zeker ook de aan-

dacht die gegeven moet worden aan het wegnemen van migratie-barrières als klepstuwen en molenstuwen. Dit kan bijvoorbeeld door het vervangen van vaste of beweegbare sturen door een serie bodemdrempels, zoals dit is gerealiseerd in o.a. de Gulp, de Geleenbeek en de Roer, en zoals ook de visoptrek bij de energiecentrale in Linne in de Maas wordt gemaakt. Maar het kan ook door de aanleg van aparte optrek mogelijkheden door extra voorzieningen naast de bestaande stuwen. Meestal spreken we hierbij van visoptrek maar feitelijk zijn deze verbindingen ook bestemd voor andere trekken- de organismen, waartoe ook vele aquatische makrofauna-organismen behoren. Hoewel het Waterschap Roer en Overmaas het niet direct tot de waterschapstaak vindt behoren zal het waterschap in principe deze voorzieningen aanbrengen wanneer het om nieuwe werken gaat. Bovendien zal voor beken met de hoogste ecologische functie het waterschap streven naar het wegnemen van deze barrières. Over de andere beken is momenteel nog niet duidelijk wie de kosten hiervan zou moeten dragen. Hier kan ook het principe 'de veroorzaker betaalt' van toepassing zijn, zodat de rechtsopvolger van degene die de stuwen heeft aangelegd, i.c. het waterschap de aangewezen instantie is om de negatieve gevolgen hiervan zoveel mogelijk te reduceren. Ook het her-

scheppen van een goede beekbegeleidende vegetatie is hierbij essentieel voor die organismen die als volwassen insect migreren met de beek als leidraad, en de vegetatie als rust- en schuilplaats. Het Waterschap Roer en Overmaas heeft in het concept-beheersplan opgenomen om langs de beken met de hoogste ecologische functie zodanig de struik- en boombeplanting aan te willen brengen, afgewisseld met open plaatsen en samengesteld uit omgevingseigen soorten. Met name net over de grens bij Schinveld, Jabeek en Sittard zijn een aantal jaren geleden door onze oosterburen diverse beekvakken van betegelde beken beplant met vooral Zwarte els om zowel landschappelijk, als met het oog op de ontwikkeling van een beter passend ecosysteem, herstel van de natuurlijke situatie te bevorderen. Dergelijke experimenten vinden ook plaats in samenwerking met het Waterschap Roer en Overmaas als basis voor het realiseren van beplantingsplannen die in de naaste toekomst langs diverse beken in Zuid-Limburg uitgevoerd kunnen worden.

SUMMARY

DEVELOPMENTS IN WATER QUALITY OF STREAMS IN SOUTHERN LIMBURG

Over the last decade the oxygen balance in the streams of Southern Limburg has improved considerably. This was achieved through the construction of an extensive system of sewers which transport industrial waste and sewage to one of the 13 purification plants in this area, an accomplishment of both the local townships and the Limburg Water Pollution Control Authority.

Although the oxygen balance can be assessed as good to very good for over 80% of the sampling stations in the streams, biological water quality assessment has shown that the quality of the aquatic macroinvertebrate communities is still unsatisfactory in many of these streams. The reasons for this discrepancy are explained and discussed. The article discusses some ideas on the development of ecological stream management, with the aim of conserving the unique Southern Limburg stream systems, and creating an integral approach to aquatic system management.

LITERATUUR

- CUPPEN, H.P.J.J. & H.K.M. MOELLER PILOOT, 1978. Werkrapport Mergelland, Bijlage 1. Een oriënterend hydrobiologisch onderzoek naar de bronnen en bronbeken in Mergelland. Rapport Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum: pp. 32 + bijl.
- CUYPERS, P. & M. DAMOISEAUX, 1981. De Geul. Biologische beoordeling van de waterkwaliteit met behulp van diverse systemen. Natuurhistorisch Genootschap, Maastricht: pp. 120 + bijl.
- DE BOER, J., 1983. Bronnen en beken in het Boven-Geuldal. Verslag LH/NB-Wageningen, nr. 668: pp. 36 + bijl.
- GARDENIERS, J.J.P. & H.H. TOLKAMP, 1976. Hydrobiologische kartering, waardering en schade aan de beekfauna in Achterhoekse beken. In: T. van de Nes (ed.), Modelonderzoek '71-'74. Comm. Bestud. Waterhuish. Gld.: 26-29, 106-114, 294-296.
- HIGLER, L.W.G. & H.H. TOLKAMP, 1984. Karakterisering van stromende wateren met behulp van bio-indicatoren: het geslacht *Hydropsyche* (Trichoptera). In: E.P.H. Best & J. Haeck (red.), Ecologische indicatoren voor de kwaliteitsbeoordeling van lucht, water, bodem en ecosystemen. Pudoc, Wageningen: 155-166.
- HIGLER, L.W.G., 1968. De bodemfauna van de Gulp. Natuurhistorisch Maandblad, 57: 123-126.
- JANSEN, P., 1964. Eigenschappen van het water in Zuid-Limburg. Publ. Natuurhist. Genootschap Limburg, reeks 13: 3-44.
- LANDMAN, J.E.F. & J.A. DE RIDDER, 1975. Biologische waardering van de waterkwaliteit van de Zuid-Limburgse beken met behulp van de makrofauna. Bijdrage voor een toekomstig beheer. Verslag LH/NB-Wageningen, nr. 272: pp. 58.
- LEENTVAAR, P. 1960. De hydrobiologische toestand van de Selzerbeek tussen Vaals en Gulpen. De Levende Natuur, 63: 156-161.
- LIEBMAN, H., 1951/1962. Handbuch der Frisch- und Abwasserbiologie, Band I (1951). München: pp. 539. Band II (1962): pp. 588.
- MARQUET, P.L., 1962. Watervervuiling in de Terzieterbeek. De Levende Natuur, 65: 157-160.
- MARQUET, P.L., 1966. De Jeker. De Levende Natuur, 69: 220-229.
- MARQUET, P.L. & P. LEENTVAAR, 1967. De Mechelderbeek; vervuiling en gevolgen. De Levende Natuur, 70: 209-214.
- MEERMAN, M., 1975. De Geul, zijrivier van de Maas. Kerkrade: pp. 192 + kaarten.
- MEERMAN, M., 1977. Waterverontreiniging in het stroomgebied van de Geul. Verkenning en Bijlagen. Publikatie Aktie Geuldal, Ver. Beh. Natuurmon. en St. Limburgs Landschap, pp. 27 + bijl.
- MINISTERIE VAN VERKEER EN WATERSTAAT, 1976. Indicatief Meerjaren Programma Water, 1975-1979, Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- MINISTERIE VAN VERKEER EN WATERSTAAT, 1986. Indicatief Meerjaren Programma Water 1985-1989. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage: pp. 153.
- MINISTERIE VAN VERKEER EN WATERSTAAT, 1989. Derde Nota Waterhuishouding. Water voor nu en later. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage: pp. 297.
- MOL, A.W.M., 1985. Hydrobiologische districten in Nederland. Rapport R.I.N., Leersum: pp. 49.

- MOELLER PILOOT, H.K.M., 1971. Faunistische beoordeling van de verontreiniging in laaglandbeken. Thesis Nijmegen, Pilot Standaardboekhandel, Tilburg: pp. 286.
- MUR-ATZEMA, E., 1962. Onderzoek naar de alghele toestand van de Zuid-Limburgse beken. RIVON, jan. 1961 - okt. 1962: pp. 94.
- PROVINCIE LIMBURG, 1985. Waterkwaliteitsplan Limburg (1980-1990). Provincie Limburg, Maastricht, pp. 77 + bijl.
- RUIGROK, T., 1982. De morfologie en oecologie van de *Simulium ornatum*-groep. Verslag LH/NB-Wageningen, nr. P-54: pp. 94 + bijl.
- SMISSAERT, H.R., 1959. Limburgse beken. Natuurhistorisch Maandblad, 48: 7-18, 35-46, 70-78.
- 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 water. Verh. Internat. Ver. Limnol. 22: 2281-2286.
- TORENBECK, R., 1988. Hydrobiologie en waterhuishouding: een beleidsvoorbereidende studie. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum, Rapport 88/55: 147 pp.
- VAN DAEL, J.F.G., 1982. Niet bij macrofauna alleen. Onderzoek naar de macrofauna in bronnen en beken van het Mechelderbeekdal. Verslag LH/NB-Wageningen, nr. 634: pp. 47 + bijlagen.
- VAN DER PLOEG, M.P.M. & C.W. UPPERMAN, 1982. Bronnen in Vaals, macrofauna-onderzoek. Verslag LH/NB - Wageningen, nr. 643: pp. 67.
- VAN FRANKENHUIZEN, K. & H. DE NEEUW, 1976. Oostelijk Mergelland - Hydrobiologie van de beken. Uitg. C.J.N., aug. 1976: 25-42.
- VAN URK, G., F.C. KERKUM & S.M. WIERSMA, 1985. Bodemfauna in verontreinigde onderwaterbodems. H₂O, 24: 509-513.
- WAAJEN, G.W.A.M., 1981. Brongebieden in Midden- en Zuid-Limburg. Een oriënterend onderzoek. Verslag LH/NB-Wageningen, nr. 566: pp. 185.
- WAJER, J.D.A., 1967. De rioolwaterzuiveringsinstallatie Schinveld. Mijlpaal op de weg tot de sanering van de Rode Beek. Waterschap van de Geleen- en Molenbeek met Zijtakken, Sittard: pp. 24.
- WRO, 1989. Eindconcept nota 'Beleidsuitgangspunten waterkwantiteitsbeheer zuidelijk Zuid-Limburg', Rapport Waterschap Roer en Overmaas, Sittard: pp. 98.
- WZL, 1982. Biologische waterbeoordeling op grond van macrofauna-onderzoek met behulp van diverse saprobiesystemen. I. De Duits Limburgse grenswateren in 1980. Rapport Waterschap Zuiveringschap Limburg, Roermond, pp. 40.
- WZL, 1985, 1986, 1988. Biologische waterbeoordeling op grond van macrofauna-onderzoek met behulp van diverse saprobiesystemen. De belangrijkste Limburgse waterlopen in 1984, 1985 resp. 1986. Waterschap Zuiveringschap Limburg, Roermond, Jaarrapporten, pp. 81, 120 resp. 100.
- WZL, 1986. Waterkwaliteitsbeheersplan 1985-1991. Waterschap Zuiveringschap Limburg, Roermond, pp. 160 + bijl.