De kwaliteit van Maas- en Rijnwater in de periode 1983-1989.
Beoordeling met behulp van macro-evertebraten.

Inhoud

		blz
Voorwoord		7
Samenvatting		8
1	Inleiding	9
2	De bemonsterde locaties	10
3	Bemonsteringsmethoden en verwerking van de monsters	12
3.1	Bemonstering door middel van kunstmatig substraat	12
3.2	Bemonstering van exuviae	13
4	Algemene informatie over de Maas en de Rijn	14
5	Evaluatie van de waterkwaliteit	15
5.1	Autecologie der soorten	15
5.1.1	Dominante soorten uit de Maas	15
5.1.2	Specifieke soorten uit de Maas	27
5.1.2.1	Specifieke distributie in de ruimte	28
5.1.2.2	Distributiepatronen in de tijd	32
5.1.3	Dominante soorten uit de Rijn	34
5.1.4	Specifieke soorten uit de Rijn	35
5.1.5	Kwaliteitsbeoordeling op grond van de autecologie	36
5.2	Beoordeling op grond van indices	37
5.2.1	Biotische en diversiteitsindices	37
5.2.2	De waterkwaliteit van de Maas op grond van indices	40
5.2.3	Vergelijking met literatuurgegevens	47
5.2.4	De waterkwaliteit van de Rijn op grond van indices	48
5.2.5	Vergelijking met literatuurgegevens	50
6	Fysische en chemische aspecten van de Maas en de Rijn	51
6.1	Debiet	52
6.2	Temperatuur	52
6.3	Zuurstof	53
6.4	Zuurgraad	54
6.5	Zwevend stof	54
6.6	Anorganische stoffen	54
6.7	Anorganische microverontreinigingen	55
6.8	Organische stoffen	56
6.9	Organische microverontreinigingen	57
6.10	Eutrofiërende stoffen	57
6.11	Verschillen in samenstelling tussen Maas- en Rijnwater	58
7	Evaluatie van de toegepaste bemonsteringsmethoden	59
7.1	Bemonstering door middel van kunstmatig substraat	59
7.2	Bemonstering van exuviae	59
7.3	Informatiekracht	60
8	Discussie	63
9	Conclusies en aanbevelingen	67
10	Referenties	68

11	Bijlagen		74
	I	Fysische en chemische parameters van de Maas	74
	II	Bemonsteringsresultaten van Maas en Rijn	80
		a: Kunstmatig substraat, Maas	80
		b: Exuviae, Maas	84
		c: Kunstmatig substraat, Rijn	87
		d: Exuviae, Rijn	89
	III	Potentiële soortenlijst van de Maas	91
12	Soortindex		102

Voorwoord

De RIWA (de samenwerkende Rijn- en Maaswaterleidingbedrijven) is een organisatie waarbij veertien Nederlandse en Belgische drinkwaterbedrijven zijn aangesloten. Deze bedrijven, die zijn aangewezen op het gebruik van Rijn-, Maas-, IJsselmeer- of Haringvlietwater, hebben als doelstelling het bevorderen van maatregelen ter bestrijding van de verontreiniging van deze wateren, teneinde de kwaliteit van deze bronnen voor de openbare drinkwatervoorziening veilig te stellen. In 1979 onderstreepte de werkgroep Waterkwaliteit van de RIWA de noodzaak van de opbouw van biologisch onderzoek ter beoordeling van de waterkwaliteit. In datzelfde jaar werd de subgroep Hydrobiologie opgericht met als doel het vaststellen en indiceren van de verontreinigingsgraad van de rivieren Maas en Rijn door middel van hydrobiologisch onderzoek (RIWA 1983).

In 1983 werd het onderzoek met macro-evertebraten in Maas en Rijn gestart. Het doel van dit onderzoek was tweeledig, ten eerste het bepalen van de invloed van 'lokale' verontreinigingen op het voorkomen van macro-evertebraten en ten tweede het bestuderen van de ontwikkeling van de waterkwaliteit over langere termijn. Aan dit onderzoek werkten de RIWA-lidbedrijven NV WBB (Waterwinningbedrijf Brabantse Biesbosch), PWN (Provinciaal Waterleidingbedrijf Noord-Holland) en DZH (voorheen DWL, Den Haag) (Duinwaterleidingbedrijf Zuid-Holland) mee. Gedurende de periode 1983-1989 werd met behulp van kunstmatig substraat en bemonstering van exuviae de macro-evertebratenfauna van beide rivieren geïnventariseerd. Het veldwerk werd uitgevoerd door W. Buffart, E. Ceuppens, A. Kuijpers, F. Lambregts, H. Pet, J. Pouw en A. Schmale. In de tweejaarlijkse rapporten van de RIWA zijn reeds enige deelresultaten van het onderzoek vermeld en besproken (RIWA 1984, 1986a/b, 1988, 1989).

In dit rapport worden de resultaten van het onderzoek over de gehele periode gepresenteerd en geëvalueerd. Op grond van de verzamelde gegevens wordt, door middel van de autecologie der soorten en indices, een beeld verkregen van de waterkwaliteit over de afgelopen jaren. Een belangrijk onderdeel van dit rapport is de evaluatie van de verschillende bemonsteringsmethoden. Bij de bespreking van de voor- en nadelen van de beide wijzen van bemonsteren zal aandacht worden gegeven aan de aspecten informatiekracht, tijdsinvestering en betrouwbaarheid. Zowel de resultaten met betrekking tot de waterkwaliteit als de bevindingen ten aanzien van de gebruikte bemonsteringsmethoden zullen aan de hand van literatuur worden bediscussieerd.

De nadruk bij de evaluatie van de resultaten ligt in dit rapport in eerste instantie op de Maas. Dit omdat er voor de Maas, voor beide bemonsteringsmethoden, een meer complete dataset voorhanden was. In de eindevaluatie zullen de gegevens van de Rijn echter wel worden betrokken.

Tenslotte wil ik een woord van dank richten aan diegenen die hebben bijgedragen aan de totstandkoming van dit rapport, te weten de leden van de begeleidingscommissie: Drs. H. Ketelaars (WBB), Dhr. A. bij de Vaate (DBW/RIZA) en daarnaast aan Drs. L. van Breemen (WBB), Dhr. A. Kuijpers (WBB) en Drs. W. Hoogenboezem (DZH).

Samenvatting

Gedurende de periode 1983-1989 werd in de Maas en de Rijn de macro-evertebratenfauna bemonsterd. Dit gebeurde met behulp van kunstmatig substraat en door middel van bemonstering van exuviae. Op basis van deze gegevens is een beeld verkregen van het waterkwaliteitsverloop, zowel over de verschillende jaren van het onderzoek als over het lengteprofiel van de rivieren. De beoordeling van de waterkwaliteit geschiedde aan de hand van de autecologie van de soorten en met behulp van indices. Op grond van beide methoden bleek de waterkwaliteit van de Maas, met name ten aanzien van de organische, biologisch afbreekbare verontreiniging, in de jaren 1985-1986 te zijn gedaald, in 1987 was de kwaliteit aanzienlijk beter terwijl in 1989 weer een achteruitgang in kwaliteit werd geconstateerd. Het verloop van de kwaliteit over het lengteprofiel van de Maas geeft ieder jaar hetzelfde beeld. Het meest stroomopwaarts gelegen monsterpunt is van een redelijk goede kwaliteit, stroomafwaarts van Luik is de situatie ernstig verslechterd, ook waar de Maas op Nederlands grondgebied komt is nog geen noemenswaardige verbetering opgetreden. Een verbetering kon wel op het meest stroomafwaarts gelegen monsterpunt worden vastgesteld.

Te Lobith waar de Rijn Nederland binnen stroomt, is de kwaliteit van het water beter dan te Eijsden waar de Maas Nederland binnen komt. De kwaliteit van het Rijnwater blijft verder over het gehele traject min of meer constant.

Naast de bepaling van het waterkwaliteitsverloop in de rivieren werden de verschillende bemonsteringsmethoden met elkaar vergeleken. Hieruit komt naar voren dat de verkregen resultaten uit beide wijzen van bemonstering gelijkwaardige autecologische informatie opleveren. De meeste gangbare indices kunnen echter niet worden toegepast op de resultaten van de bemonstering van exuviae. De voordelen van de bemonstering met behulp van kunstmatig substraat liggen voornamelijk op het theoretische vlak (reductie van de variabiliteit, reproduceerbaarheid, zekerheid over de plaats van herkomst), de nadelen zijn voornamelijk van praktische aard (het substraat kan niet overal worden uitgezet, het determineren kost vaak veel tijd). De voordelen van de bemonstering van exuviae liggen daarentegen op het praktische vlak (bemonstering en determinatie gaan relatief snel), terwijl de bezwaren van theoretische aard zijn (kwantitatieve bemonstering niet mogelijk, het tijdstip van de monstername beïnvloedt de resultaten, de plaats van herkomst van de organismen is onzeker). Daar beide methoden elkaar op een aantal punten goed aanvullen (determinatie voordeel en snelle bemonstering van verschillende biotopen bij de bemonstering van exuviae en een goede reproduceerbaarheid en kwantificeerbaarheid bij de bemonstering door middel van kunstmatig substraat) wordt aanbevolen beide methoden naast elkaar te blijven gebruiken.

1 Inleiding

Biologische waterkwaliteitsbeoordeling wordt, naast de chemische beoordeling van de waterkwaliteit, reeds geruime tijd toegepast door verschillende organisaties en instanties die te maken hebben met kwaliteitsbeoordeling van het oppervlaktewater (Hellawell 1978, 1986, Persoone & de Pauw 1979). Bepaalde veranderingen in het voorkomen van soorten en in de samenstelling van de aquatische levensgemeenschappen worden hierbij beschouwd als indicatorisch voor veranderingen in de kwaliteit van het water. Met betrekking tot de bronnen van drinkwater wordt er vanuit gegaan dat wanneer deze wateren een gezond ecosysteem herbergen dit water na bewerking door eenvoudige zuiveringstechnieken, geschikt is voor de productie van drinkwater voor de mens.

Bij de inventarisatie van het voorkomen en de verspreiding van aquatische organismen ter beoordeling van de waterkwaliteit zou men in principe het beste kunnen uitgaan van de totale aquatische gemeenschap. Daar dit nogal arbeidsintensief is, werd besloten een deel van de gemeenschap te inventariseren. Gekozen is voor de macro-evertebratenfauna omdat deze organismen een goede indicatie kunnen vormen voor de verontreinigingsgraad van het water (Hynes 1959, Hawkes 1979).

Na oriënterend onderzoek in 1982 in Rijn/Waal en Maas (RIWA 1986a) is besloten om bij de bemonstering gebruik te maken van kunstmatig substraat. Op deze wijze is de macro-evertebratenfauna van beide rivieren bemonsterd over een periode van 7 jaar (1983-1989). In 1984, na een oriënterend onderzoek in de Maas (Klink 1984), werd besloten in de rivieren ook bemonsteringen van exuviae uit te gaan voeren. Dit leverde een set gegevens op over de soortensamenstelling en abundantie van de macro-evertebratenfauna op verschillende plaatsen in Maas en Rijn.

Eén methode om op grond van deze gegevens een uitspraak te doen over de kwaliteit van het water is gebruik te maken van de autecologie van de soorten. Op deze wijze wordt een inzicht verkregen in de verschillende oorzaken die het voorkomen van soorten op een locatie bepalen. Het distributiepatroon van een soort wordt immers niet alleen door de verontreiniging van het water beïnvloed.

Behalve van de kennis die er bestaat over de autecologie van de aan(af)wezige soorten zal ook van indices gebruik worden gemaakt. Indices, die over het algemeen specifiek zijn voor een bepaalde vorm van verontreiniging kunnen een ruwe indicatie geven over de kwaliteit van het water.

Naast de verwerking van de gegevens ten behoeve van een uitspraak over de waterkwaliteit zullen de beide wijzen van bemonstering (bemonstering door middel van kunstmatig substraat en het met een net bemonsteren van exuviae) met elkaar worden vergeleken. Het gebruik van kunstmatig substraat is uitgebreid beschreven en geëvalueerd door een groot aantal onderzoekers (in Cairns 1982). Ook bemonstering van exuviae is in de literatuur bediscussiëerd (o.a. Wilson & McGill 1977, Wilson & Wilson 1983). Bij de evaluatie van de gebruikte bemonsteringsmethoden zullen, naast de eigen ervaringen opgedaan tijdens dit onderzoek, ook literatuurgegevens worden betrokken.

2 De bemonsterde locaties

De longitudinale zonatie van rivieren kan op verschillende manieren worden geklassificeerd. Door biologen is dit in eerste instantie gedaan op grond van verschillen in de (faunistische) soortensamenstelling. Een groot aantal indelingen zijn gebaseerd op het voorkomen van verschillende vissoorten in opeenvolgende delen van een rivier (Carpenter 1928, Huet 1954). Huet (1954) onderscheidde vier zones te weten; 1) De forel-zone, met als karakteristieke soort *Salmo trutta fario* (beekforel). 2) De vlagzalm-zone, met *Thymallus thymallus* (vlagzalm). Deze beide zones samen worden de salmoniden-zone genoemd. 3) De barbeel-zone, met *Barbus barbus* als karakteristieke soort en 4) de brasem-zone, met *Abramis brama*. Deze laatste twee tezamen worden de cypriniden-zone genoemd.

Door onder andere het ontbreken van de kenmerkende soorten (de indeling is gebaseerd op West-Europese rivieren) is deze indeling niet van toepassing op iedere rivier.

Een andere klassificatie werd gemaakt door Illies (1961). Hij onderscheidde, op grond van de temperatuur, in eerste instantie twee delen in een rivier;

-Het rhitron: het deel waar de maandgemiddelden van de watertemperatuur de 20°C niet overschrijden.

-Het potamon: dat deel van de rivier waar dat wel gebeurt.

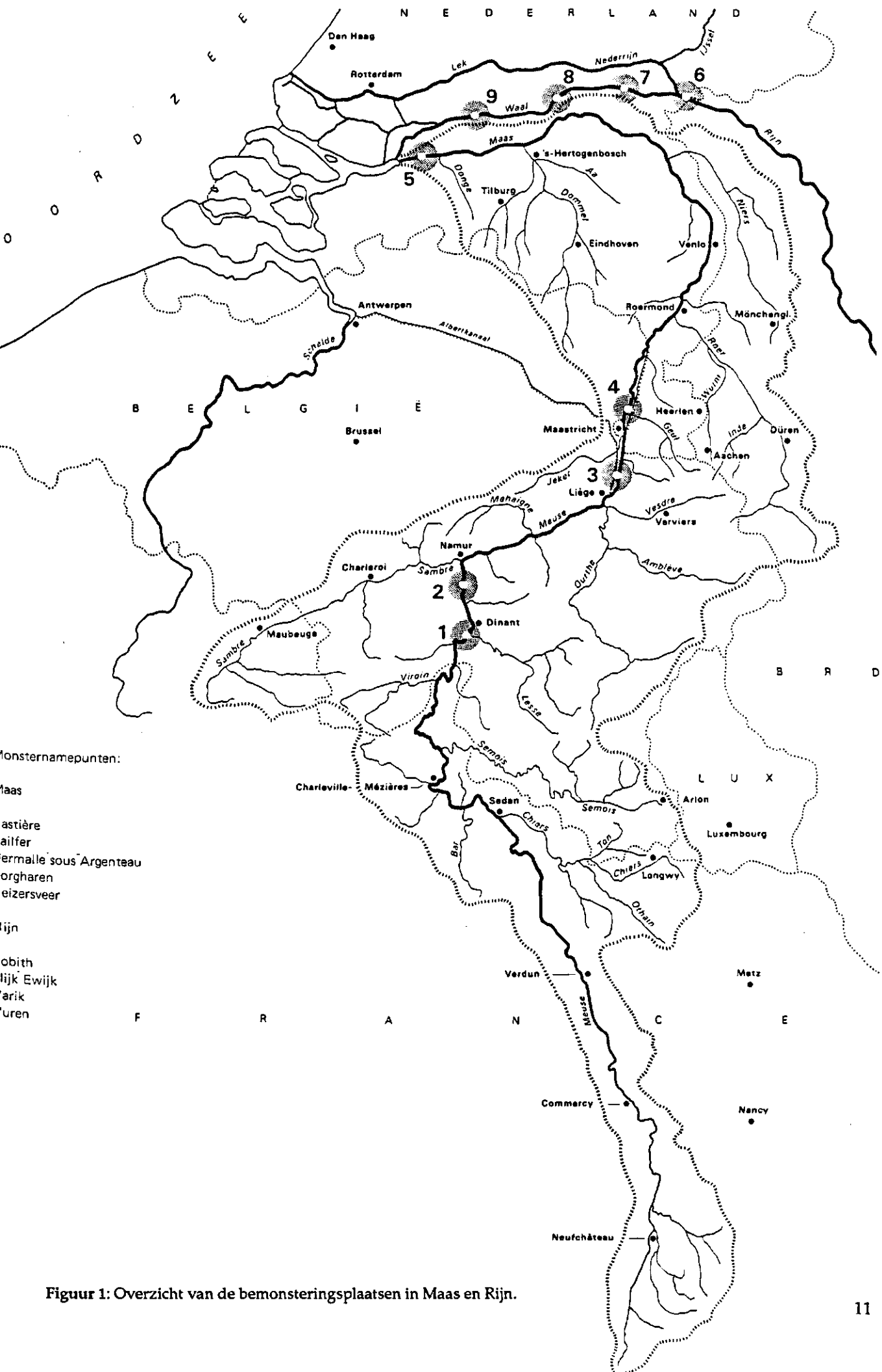
Het rhitron wordt gekenmerkt door een snelle en turbulente stroming, helder, continu zuurstofrijk water en een stenige bodem die zelden bedekt is met zand of silt. De hierin voorkomende fauna is karakteristiek voor (snel) stromend water en er is geen tot weinig plankton aanwezig. In het potamon van een rivier kunnen zuurstof tekorten optreden, de stroming is langzaam, plaatselijk kan het water zelfs stagnant zijn en het rivierbed is bedekt met zand en/of modder. De hierin voorkomende fauna is eurytherm of warm-stenotherm en veel van deze soorten ontwikkelen zich maximaal in stilstaand water. Plankton is vaak rijkelijk aanwezig.

Zowel het rhitron als het potamon zijn onderverdeeld in drie subzones, het epi-, meta-, en hyporhitron, en het epi-, meta-, en hypopotamon. De grens tussen het rhitron en het potamon komt ongeveer overeen met de grens tussen de Salmoniden-zone en de Cypriniden-zone. De grens tussen het meta- en het hyporhitron met die tussen de forel- en de vlagzalm-zone. Het hypopotamon komt overeen met de brak water zone waar de rivier uitmondt in zee. Later is aan deze indeling nog het krenon (eu-, en hypokrenon), het brongebied, toegevoegd (Illies & Botosaneanu 1963).

De in dit onderzoek bemonsterde locaties zijn alle gelegen in het potamon van de rivieren Maas en Rijn. Het bemonsterde stroomgebied van de Maas kan nog onderverdeeld worden in de barbeel-zone en (vanaf Grave) de brasem-zone, dat van de Rijn valt geheel in de brasem-zone (Redeke 1948).

Op basis van het KWAPROMA-rapport (van Craenenbroeck & van de Bos 1983) werden in de Maas twee monsterpunten in België bepaald te weten het RIWA-meetpunt Hastière (489 km) (afstand gerekend vanaf de bron) en Hermalle-sous-Argenteau (605 km). In Nederland werden Borgharen (624 km) en het RIWA-meetpunt Keizersveer (855 km) uitgekozen (zie figuur 1).

De locaties in de Rijn waren: Lobith (Tolkamer) (865 km), Slijk-Ewijk (890 km), Varik (925 km) en Vuren (Dalem) (955 km).



Figuur 1: Overzicht van de bemonsteringsplaatsen in Maas en Rijn.

3 Bemonsteringsmethoden en verwerking van de monsters

3.1 Bemonstering met behulp van kunstmatig substraat

Van 1983 tot en met 1989 (met uitzondering van 1988) is de macro-evertebratenfauna met behulp van kunstmatig substraat bemonsterd op bovengenoemde plaatsen in de Maas. De bemonstering op deze vier punten vond ieder jaar plaats in de periode juni-september. De periode juni-september is gekozen omdat deze periode zich kenmerkt door een relatief geringe en constante afvoer waardoor het uitspoelingseffect vermindert en de invloed van lozingen het beste waarneembaar is. In 1989 zijn de monsterpunten Hastière en Hermalle-s-A vervangen door het RIWA-meetpunt Tailfer (522 km). Zie voor een overzicht van de bemonsteringsplaatsen en -tijden tabel 1a.

Ook in de Rijn werd de macro-evertebratenfauna bemonsterd. Bemonsteringen door middel van kunstmatig substraat werden uitgevoerd te Lobith (Tolkamer) in 1985 en 1989 en te Vuren (Dalem) in 1983, 1984 en 1985 (zie tabel 1b).

De bemonsteringen vonden plaats met behulp van grofmazige (2,5 x 2,5 cm) staaldraadkorven (Vink, Lisse) (36,5(l) x 27,5(b) x 23,0(h) cm) gevuld met grauwacke stenen. Het gemiddelde oppervlak van de stenen bedraagt ca. 0,75 m^2 per korf. Te Hastière en Hermalle-s-A werden de korven aan een ketting in de rivier gehangen. Dit gebeurde aan de in de rivier gelegen strekdam, bovenstrooms van de stuw aan de stuwzijde van het stuwpand, op een afstand van circa 50 cm boven de waterbodem. Te Borgharen werden de korven bevestigd aan twee in de rivier gelegen boeien. De korven stonden hier op een 50 cm hoog metalen frame op de bodem van de rivier. Te Keizersveer en Tailfer werden de korven eveneens op een frame op de bodem van de rivier geplaatst, op een afstand van 10 m uit de oever. Bij ieder monsterpunt werden twee korven uitgezet. Na drie maanden (in Dalem in 1983 en 1985 na drie en een halve maand) werden de korven opgehaald en vervoerd in afsluitbare polyetheen bakken (in 1989 te Tailfer werden de korven ter plaatse uitgezocht). Voor het vervoer werden de bakken gevuld met rivierwater zodat de korven onder water stonden. Na aankomst in het laboratorium werden de korven direct verwerkt. Wanneer dit niet mogelijk was werden de korven gekoeld (10°C) bewaard. De stenen werden afgespoeld en voorzichtig afgeborsteld met een zachte borstel. De op deze wijze verzamelde organismen plus de organismen die tijdens het vervoer in de bakken terecht kwamen werden gezeefd over een 300 µm zeef. Vervolgens werden alle organismen geteld en onderverdeeld op orde-niveau. De Tricladida werden gedetermineerd vóór fixatie. De overige organismen werden gedetermineerd na fixatie in 70% ethanol. De determinatie geschiedde voor zover mogelijk tot op soortniveau. Wanneer in plaats van het totaal aantal organismen per korf een submonster werd gedetermineerd, zijn de gegevens omgerekend naar het totaal aantal organismen per korf. Determinatieliteratuur is met een * gemarkeerd in de referentielijst.

Tabel 1a. Overzicht van de bemonsteringstijden en -locaties in de Maas van de kunstmatig substraat bemonsteringen (bovenste helft) en van de exuviaebemonsteringen (onderste helft) in de Maas. + Op deze plaatsen werden de korven niet teruggevonden. * Overgenomen uit Klink (1984), i.p.v. Borgharen is bij Eijsden bemonsterd. ** Overgenomen uit Klink (1985).

jaar	maand	Hastière	Tailfer	Hermalle	Borgharen	Keizersveer
1983	6-9	+		+	x	x
1984	6-9	x		x	x	x
1985	6-9	x		x	x	x
1986	6-9	x		x	x	x
1987	6-9	x		x	x	x
1989	6-9		x		x	x
1984	6	x*			x*	
1985	8				x**	x**
1986	9	x		x	x	x
1987	6,9	x		x	x	x
1989	5,7,9		x		x	

3.2 Bemonstering van exuviae

Exuviae zijn de vervellingshuidjes van insekten (en andere geleedpotigen). In 1984 is in opdracht van WBB en PWN een oriënterend onderzoek uitgevoerd om met behulp van exuviae de waterkwaliteit van de Maas te karakteriseren (Klink 1984). In 1985 heeft op twee locaties in de Rijn en twee in de Maas een vervolgonderzoek plaatsgevonden (Klink 1985). Hierna zijn door de RIWA elk jaar (behalve 1988) exuviae bemonsterd. Exuviaebemonstering vond plaats op dezelfde plaatsen als waar het kunstmatig substraat onderzoek werd uitgevoerd. Zie voor een overzicht van bemonsteringsplaatsen en -tijden tabel 1a.

In de Rijn vond bemonstering van exuviae plaats te Lobith (Tolkamer) in 1985, 1986, 1987 en 1989, te Slijk-Ewijk in 1986 en 1987, te Varik eveneens in 1986 en 1987 en te Vuren (Dalem) in 1985, 1986, 1987 en 1989 (zie tabel 1b).

Tabel 1b. Overzicht van de bemonsteringsplaatsen en -tijden in de Rijn. Bemonstering door middel van kunstmatig substraat staat weergegeven in de bovenste helft, bemonstering van exuviae in de onderste. + Op deze plaats werden de korven niet teruggevonden. *De waarnemingen in 1985 zijn overgenomen uit Klink (1985).

jaar	maand	Lobith	Slijk-Ewijk	Varik	Dalem
1983	6-9/10	+			x
1984	6-9	+			x
1985	6-9/10	x			x
1989	6-9	x			
1985	8	x*			x*
1986	4,8	x	x	x	x
1987	5,9/10	x	x	x	x
1989	5,9	x			x

Minimaal één maal per jaar werden exuviae verzameld op de verschillende monsterpunten. Dit gebeurde aan lager wal (de kant waarop de wind staat) met behulp van een 100 µm planktonnet in de Maas, en een 275 µm planktonnet in de Rijn. Dit net is bevestigd aan een demontabele metalen buis met een maximale reikwijdte van ca. 4 m. Met dit net werd het wateroppervlak 'afgeroomd'. Het bemonsterde materiaal werd overgebracht in een monsterpot gevuld met 96% ethanol. Vervolgens werden de grove delen uit het materiaal verwijderd en werd het materiaal overgebracht in een 8-10 l emmer gevuld met water. Na zorgvuldige homogenisatie werden uit de emmer submonsters genomen totdat een aantal van 500 (Maas) of 300 (Rijn) exuviae werd bereikt. Deze exuviae werden, voor zover mogelijk, tot op soortniveau gedetermineerd. Determinatieliteratuur is in de referentielijst voorzien van een *.

De exuviae worden bewaard in 70% ethanol.

Let op!

Van soorten die gevangen zijn door middel van bemonstering met kunstmatig substraat zullen de soortnamen in het vervolg cursief worden afgedrukt. Ook namen van soorten die geen betrekking hebben op de in dit onderzoek bemonsterde soorten worden cursief weergegeven. In situaties waarin dit tot verwarring kan leiden wordt een duidelijk onderscheid aangegeven. Van soorten die zijn gevangen bij de bemonstering van exuviae zullen in het vervolg de soortnamen onderstreept worden weergegeven. Bij de beschrijving van de autecologie van de soorten worden in de kopjes van de paragraven de subdominante soorten tussen haken weergegeven.

4 Algemene informatie over de Maas en de Rijn

De Maas, een uitgesproken regenrivier met een lengte van 875 km, ontspringt te Pouilly-Bassigny op het plateau van Langres (hoogte 410 m) in Frankrijk. De Lotharingse Maas, zoals de vrij smalle bovenloop hier wordt genoemd, heeft een verhang van 0,72 m/km, en meandert aanzienlijk. De enige zijrivieren van betekenis die in de Maas op het Franse deel uitmonden zijn de Vairs en de Chiers. Hiermee bedraagt het afwateringsgebied van de Lotharingse Maas 10.000 km^2. De Ardenner Maas, die stroomt vanaf Charleville-Mézière tot aan Maasbracht, is tot aan Borgharen waar de Grensmaas begint, geheel gestuwd. Op dit traject monden de Semois, de Lesse, de Sambre, de Ourthe met de Amblève en de Vesdre, de Jeker en de Geul uit op de Maas. Vanaf Maasbracht begint de benedenloop van de Maas. Ook dit gedeelte is, om de rivier bij lage afvoer bevaarbaar te houden, geheel gestuwd. Vanaf Boxmeer stroomt de Maas door de laagte van midden Nederland en is de rivier bedijkt. Het verhang van de Maas is hier aanzienlijk kleiner geworden, 0,1 m/km. De rivieren die uitmonden op de benedenloop zijn de Roer, de Niers, de Swalm, de Dieze met de Dommel en de Aa, en de Donge (zie figuur 1). Het totale oppervlak van het afwateringsgebied van de Maas is hiermee op 33.000 km^2 gekomen (van der Made 1972). Op Nederlands grondgebied bestaat het natuurlijk substraat van de Maas uit grind, zand, silt en klei.

Voor 1904 stroomde de Maas bij Woudrichem in de Waal. Na voltooiing van de Bergsche Maas, en kanalisatie van de Amer, werd de monding van de Maas verlegd via het Hollands Diep naar het Haringvliet. Tot 1970 (sluiting van het Haringvliet) was de Maas tot 70 km stroomopwaarts een getijderivier. Na de sluiting van de dam is nog steeds een lichte getijdebeweging waarneembaar. Deze wordt veroorzaakt door enerzijds de stuwing die ontstaat door de Haringvliet-dam, anderzijds doordat de Maas via de Nieuwe Waterweg nog in contact staat met de zee. Naast deze werkzaamheden heeft in de jaren '20 en '30 de Maas een grondige regulatie ondergaan. Behalve de Grensmaas zijn grote delen van het Nederlandse deel van de Maas in die tijd verbreed, gekanaliseerd (voorzien van stuwen) en ge(ab)normaliseerd (voorzien van kribben) ten behoeve van de scheepvaart.

De Rijn, met een totale lengte van ongeveer 1320 km, ontspringt in de Alpen in Zwitserland. Twee riviertjes, de Vorderrhein (die ontspringt op 2344 m hoogte in het Tomameer) en de Hinterrhein (waarvan de bron is gelegen in de Paradies Gletscher op een hoogte van 2216 m) vormen samen de Alpenrhein. Nadat deze Alpenrhein de Bodensee is gepasseerd (bij Konstanz) wordt de rivier Hochrhein genoemd. Hier heeft de rivier een redelijk verhang (10 m/km) en een sterk eroderend karakter (substraat: rots en kalksteen). Op dit traject mondt de Aare uit in de Rijn. Vanaf Basel verandert de naam in Oberrhein en is de rivier bevaarbaar (substraat: grind). Ter hoogte van Mannheim en Mainz voegen de Neckar en de Main zich bij de Rijn. Nadat ook de Nahe zich met de Rijn heeft verenigd begint het deel wat bekent staat onder de naam Mittelrhein (substraat: rots en grind). Hierin monden uit de Lahn, de Mosel en de Sieg. De Mosel is de belangrijkste zijrivier van de Rijn. Na Bonn komt de rivier in de laagvlakte terecht en wordt Niederrhein genoemd (substraat: grind en modder). Hier monden de Wupper, de Ruhr, de Emscher en de Lippe uit op de Rijn. Op Nederlands grondgebied splits de Rijn in twee takken, de Waal en de Nederrijn (waar de IJssel vanaf takt). Beide takken monden uit in de Noordzee.

De Rijn is een gecombineerde regen- en gletsjerrivier. Hierdoor fluctueert de afvoer van de Rijn veel minder dan die van de Maas. Het stroomgebied van de Rijn (185.000 km^2) is bovendien veel groter dan dat van de Maas. Ook de Rijn heeft vele waterstaatkundige ingrepen ondergaan. In de tweede helft van vorige eeuw vond er op Nederlands grondgebied een grootscheepse normalisatie plaats. Kanalisatie van de Rijn werd uitgevoerd in de jaren '50 en '60 van deze eeuw.

5 Evaluatie van de waterkwaliteit

De kwaliteitseisen die men stelt aan het water hangen af van het doel waarvoor het water wordt gebruikt (James 1979). De criteria die door de verschillende gebruikers worden gehanteerd lopen hierdoor nogal uiteen. Aan het gebruik van oppervlaktewater als bron voor drinkwaterproductie worden zeer strenge eisen gesteld (RIWA 1988).

Naast chemische en fysische karakteristieken wordt de laatste decennia ook gebruik gemaakt van biologische parameters bij het bepalen van de waterkwaliteit. De gedachtengang hierachter is dat een gezond ecosysteem gerelateerd is aan een goede waterkwaliteit. Hierbij moet echter wel opgemerkt worden dat de kwaliteit van het ecosysteem niet alleen afhankelijk is van de chemische samenstelling van het water maar dat fysische parameters ook invloed hierop hebben.

5.1 Autecologie der soorten

Bij de biologische beoordeling van de waterkwaliteit kan, naast het gebruik van indices, ook worden uitgegaan van de kennis die er bestaat over de autecologie van de soorten. Iedere soort stelt immers bepaalde eisen aan zijn omgeving. Deze voorwaarden (die per soort nogal kunnen verschillen) kunnen betrekking hebben op fysische parameters als substraat, stroomsnelheid, temperatuur, zwevend stofgehalte en zuurstofspanning van het water maar ook op chemische parameters als de concentraties aan zouten en verontreiniging en op biologische parameters als geografische verbreiding, levenscyclus, biotoop keuze, concurrentiepositie, etc. van de soort en het voorkomen van bepaalde andere organismen in het water. Op grond van het al of niet voorkomen van een bepaalde soort kan dan, wanneer de voorwaarden die die soort stelt bekend zijn, een duidelijk en compleet beeld worden verkregen van de situatie op een locatie waarvan de kwaliteit van het water een wezenlijk onderdeel is. Ook veranderingen van de waterkwaliteit in de tijd kunnen op deze wijze worden gevolgd. Deze invalshoek biedt, ten opzichte van het gebruik van indices, het voordeel dat alle (beschikbare) informatie met betrekking tot de soort gebruikt wordt.

In eerste instantie zal de autecologie van de dominante soorten worden besproken. Vervolgens zal worden ingegaan op enkele specifieke soorten.

5.1.1 Dominante soorten uit de Maas

Daar het in het kader van deze evaluatie niet mogelijk was de autecologie van alle soorten te beschrijven, is ervoor gekozen de autecologische aanpak toe te spitsen op een beperkter aantal, zogenaamde dominante, soorten. Het dominante voorkomen van soorten op een bepaalde plaats wijst erop dat daar de condities voor die soorten relatief optimaal zijn. De autecologie van juist deze soorten kan dus veel informatie opleveren over de betreffende locaties. Deze redenatie gaat echter niet op in het geval dat de dominante soorten een brede tolerantie vertonen ten aanzien van hun habitat. Wanneer de autecologische informatie van de dominante soorten te weinig relevante informatie oplevert zal ook gekeken worden naar de eisen van andere organismen die op de locatie aanwezig zijn.

Een soort wordt beschouwd als dominant, wanneer het aantal individuen van die soort meer dan 20% van het totaal aantal individuen uitmaakt ($N_{dominant} > N_{totaal}/5$). Subdominant zijn die soorten die meer dan 20% van het aantal individuen leveren van het aantal soorten dat overblijft na aftrek van het aantal individuen van de dominante soorten van het totaal aantal individuen ($N_{subdominant} > (N_{totaal}-N_{dominant})/5$). Deze subdominante soorten worden in de tekst, in het overzicht van dominante en subdominante soorten, tussen haken weergegeven. Bij de bemonstering met behulp van kunstmatig substraat zijn de twee submonsters per locatie per jaar samengenomen. Bij de bemonstering van exuviae zijn de (sub)dominante soorten per bemonstering bepaald. Dit leidt tot een groter aantal soorten dat beschreven wordt bij de bemonstering van exuviae.

-Hastière-

Tabel 2. Overzicht van de (sub)dominante soorten te Hastière (1984-1987) en Tailfer (1989).

(sub)dominante soorten	1984	1985	1986	1987	1989
Neureclepsis bimaculata	x				
Ecnomus tenellus	x		x	x	
Ceraclea dissimilis	x	x	x	x	
Dicrotendipes gr. *nervosus*		x	x	x	
Dicrotendipes nervosus			x		
Glyptotendipes sp.		x	x		
Nanocladius sp.			x		
Corophium sp.			x	x	x
Rheocricotopus chalybeatus				x	
Prodiamesa olivacea				x	
Chironomus sp.				x	
Cricotopus triannulatus				x	x
Ceraclea sp.					x
Rheotanytarsus rhenanus					x
Tanytarsus eminulus					x
Polypedilum cf. scalaenum					x
Cricotopus intersectus					x
Procladius sp.					x

-1984-

Op het kunstmatig substraat te Hastière kwamen (op volgorde van afnemend aantal individuen) in 1984 *Ecnomus tenellus, Ceraclea dissimilis* en (*Neureclepsis bimaculata*) in de grootste aantallen voor (zie voor een overzicht van de dominante soorten tabel 2).

Ecnomus tenellus (Trichoptera) is een typische soort voor benedenlopen van rivieren, of van rivieren in vlakten (Lepneva 1964, Peeters 1988). Ze komt voor op stenen en planten (Lepneva 1964, Edington & Hildrew 1981, Klink & Moller Pillot 1982 en Peeters 1988) in stilstaande tot langzaam stromende wateren (<0,3 m/s), ook wel in brak water (Ulmer 1909, Hickin 1967, Illies 1978, Smit & Gardeniers 1986). In België is het een wijdverbreide, veel voorkomende soort. De soort ontbreekt in de Loraine en Ardennen-zone van hoog België (Stroot 1987). De Maas stroomt door geen van beide zones. De vliegtijd loopt in Nederland van juni tot september (Bergers 1984).

Ceraclea dissimilis (Trichoptera) komt in België vooral voor in de Condruzische zone van hoog België (Hastière ligt ongeveer aan de grens van de Condruzische zone met de Ardennen-zone) (Stroot 1987). Volgens Klink & Moller Pillot (1982) is het een lithorheofiele soort (een soort die voorkomt op stenen in de stroomgeul). Illies (1978) omschrijft de soort als één die voorkomt in alle soorten stagnant water, de benedenlopen van grote rivieren en met uitzondering in de bergen. De vliegtijd valt in de periode juni-september (Bergers 1984). De familie van de Leptoceridae is geassocieerd met het potamon (Hawkes 1975).

Ook voor *Neureclepsis bimaculata* (Trichoptera) worden in de literatuur verschillende biotopen met betrekking tot de stroomsnelheid van het water vermeld. Illies (1978) noemt de soort, die ook in brak water kan voorkomen, dan ook eurytoop. De vliegtijd valt in de periode juli-september (Bergers 1984).

Uit het dominante voorkomen van drie Trichoptera soorten blijkt dat de kwaliteit van het water niet echt slecht kan zijn. Over het algemeen kan gesteld worden dat de Trichoptera als groep intolerant zijn voor organische verontreiniging (Hawkes 1979). Opvallend is dat deze dominante soorten meer specifiek zijn voor de benedenlopen van rivieren (de benedenloop van de Maas begint ter hoogte van Maasbracht). Burkhardt (1987) geeft de volgende verklaring voor een soortgelijk verschijnsel in de beken van de Vogelsberg in Duitsland: Bij verontreiniging verdwijnen in de lagere delen van de rivier (meta-, hyporhitral) een groot aantal soorten (in α-ß mesosaproob water wordt het aantal soorten tot 60% gereduceerd, in α-mesosaproob water tot 25%), alleen de resistente soorten blijven. In de hoge

delen (epirhitral, krenal) verdwijnen alle soorten en komen de soorten uit de lage delen te voorschijn bij toenemende verontreiniging. De Trichoptera gemeenschappen gaan meer op elkaar lijken bij toenemende vervuiling. Hieruit zou geconcludeerd kunnen worden dat de dominante Trichoptera te Hastière relatief tolerant zijn.

Een andere verklaring voor dit verschijnsel kan liggen in het feit dat de Maas een gestuwde rivier is. De stroomsnelheid van de eigenlijke middenloop is hierdoor zo laag dat soorten uit de benedenloop er ook in kunnen voorkomen.

Verder valt op dat in 1984 de Annelida geheel ontbreken op het kunstmatig substraat (zie bijlage IIa). In hoeverre dit in werkelijkheid in de rivier ook het geval is, is de vraag. Het gebruikte kunstmatig substraat is niet de ideale bemonsteringsmethode voor Oligochaeta. Voorts is *Asellus aquaticus* slechts met een paar exemplaren vertegenwoordigd.

-1985-

In 1985 zijn *Dicrotendipes* gr. *nervosus*, (*Glyptotendipes* sp. en *Ceraclea dissimilis*) dominant op het kunstmatig substraat.

Dicrotendipes* gr. *nervosus (Chironomidae) is een algemeen verspreid taxon in Europa en komt voor in rivieren en diverse langzaam stromende en stilstaande wateren (Moller Pillot 1984). De soort is lithofiel (Klink & Moller Pillot 1982) maar komt ook voor op planten en in modderbodems (Peeters 1988). Het voedsel bestaat uit zowel dierlijk als plantaardig materiaal (Dewey 1986). Volgens Smit & Gardeniers (1986) komt deze groep in de Maas in Nederland op het meest verontreinigde punt (Hermalle, net over de grens) nauwelijks voor maar wordt dominant bij waterkwaliteitsverbetering. *D.gr.nervosus* heeft in 1984 nog een zeer geringe abundantie (71 exemplaren) maar bereikt in 1985 een hoogtepunt met 4522 exemplaren. In de volgende jaren neemt het aantal op kunstmatig substraat steeds weer af (zie bijlage IIa).

Het genus ***Glyptotendipes*** (Chironomidae) komt voor in detritus rijke litorale sedimenten en in het 'Aufwuchs' van stromend water, meren, vijvers en andere kleine wateren. Een groot deel van de soorten zijn semi-mineerders. Het genus komt zelden voor in brak water (Pinder & Reiss 1983). De soorten door Berg (1948) gevonden, kwamen voor op stenen en op planten en prefereerden geen sterke stroming. Ook volgens Smit & Gardeniers (1986) komt *Glyptotendipes* voor in water met een lage stroomsnelheid (<0,3 m/s). G.pallens, de enige andere soort van het genus die hier wordt aangetroffen is lithofiel (Klink & Moller Pillot 1982). *G.pallens* 'mineert' in planten, het voedsel bestaat echter voor het grootste deel uit plankton en niet uit plantenweefsel (Walshe 1951). Net als *Dicrotendipes* gr. *nervosus* komt *Glyptotendipes* sp. in 1984 slechts met een klein aantal exemplaren (54) voor, heeft een hoogtepunt in 1985 en neemt daarna weer af in aantal.

In 1985 zijn *Ecnomus tenellus* (van 2345 exemplaren in 1984 naar 89 in 1985) en *Neureclepsis bimaculata* (van 352 exemplaren naar 48) als (sub)dominante soorten verdwenen. In plaats daarvan zijn twee, meer tolerante, soorten die behoren tot de Chironomidae dominant geworden. Dit duidt op een verslechtering van de situatie t.o.v. 1984. De nu dominante soorten zullen op deze plaats altijd wel aanwezig zijn geweest (*D.gr.nervosus* is een soort die op alle vier de locaties voorkomt), maar dit jaar zijn de condities te slecht voor minder tolerante soorten waardoor deze soorten als dominant naar voren kunnen komen.

Enkele kanttekeningen die bij het jaar 1985 kunnen worden geplaatst zijn dat de Annelida, in tegenstelling tot in 1984, nu in redelijke aantallen wel aanwezig zijn, dat *Dugesia tigrina* sterk in aantal is toegenomen en dat er een groot aantal (135) exemplaren *Caenis luctuosa* voorkomt.

-1986-

De dominante soorten op het kunstmatig substraat in 1986 waren *Ceraclea dissimilis*, *Corophium* sp., (*Glyptotendipes* sp., *Dicrotendipes* gr. *nervosus* en *Ecnomus tenellus*). Bij de bemonstering van exuviae (in september) kwamen Nanocladius sp. en (Dicrotendipes nervosus) als (sub)dominant naar voren. Soorten die gevangen zijn door middel van bemonstering van exuviae worden, zoals eerder vermeld onderstreept weergegeven.

***Corophium* sp.** (Crustacea) behoort tot één van de drie zoetwater soorten van het genus *Corophium*. Waarschijnlijk betreft het hier C. *curvispinum* var. *devium*, deze soort maakt kokertjes op planten in langzaam stromend water van vooral benedenlopen van rivieren (Crawford 1937). *Corophium curvispinum* werd voor het eerst in 1981 in België gevonden in de Maas. De soort prefereert

grote, langzaam stromende of stagnante wateren. Hij leeft op de bodem en in de litorale zone op stenen, hout en waterplanten (van den Brink *et al.* 1989).

Nanocladius sp. (Chironomidae), valt waarschijnlijk in tolerantie-klasse D van Wilson & McGill (1982).

Rheotanytarsus photophilus (Chironomidae) is een soort die, weliswaar niet dominant, maar toch veel voorkwam (zie bijlage II). Deze lithorheofiele soort (Klink & Moller Pillot 1982) behoort tot een genus wat netjes spint, tussen de tentakelachtige uitsteeksels van karakteristieke kokers, waarmee door met de stroom meegevoerde detritus deeltjes worden opgevangen (Pinder & Reiss 1983). De soort is afhankelijk van stromend water met een niet al te hoge troebeling.

Op het kunstmatig substraat in 1986 komt *Ceraclea dissimilis* weer voor in het rijtje dominante soorten, ook *Ecnomus tenellus* komt er weer in voor, zij het als subdominant. *Dicrotendipes* gr. *nervosus* en *Glyptotendipes* sp. zijn wat meer naar de achtergrond geschoven. Dit duidt op een herstel ten opzichte van 1985.

Een nieuwe dominante soort is *Corophium* sp., deze soort werd in 1984 nog niet in Hastière gevonden op het kunstmatig substraat. In 1985 komt de soort in bescheiden aantallen voor en in 1986 is het een dominante soort geworden.

Verder wordt 1986 gekenmerkt door een toename van het aantal Oligochaeta, die dit maal voornamelijk uit Tubificidae bestaan en de aanwezigheid van *Sphaerium corneum*. Deze soort, die voorkomt op vast substraat in stromend water (Hynes 1960), wordt door Smit & Gardeniers (1986) als indicator gezien voor een redelijke verontreiniging met organisch materiaal. Liebmann (1962) noemt de soort zelfs een kensoort voor de α-mesosaprobe zone. Van alle Mollusca verdraagt *S.corneum* de sterkste organische verontreiniging. Desondanks worden ook individuen *Caenis* sp., *Cyrnus trimaculatus*, *Oecetis notata*, *Triaenodes bicolor*, Hydropsyche sp. en Psychomyia pusilla aangetroffen.

-1987-

In 1987 is ongeveer dezelfde soortencombinatie als in 1984 dominant: *Ecnomus tenellus*, *Ceraclea dissimilis*, (*Corophium* sp. en *Dicrotendipes* gr. *nervosus*). Uit de exuviaebemonstering kwamen in juni Cricotopus triannulatus en (Rheocricotopus chalybeatus) en in september Prodiamesa olivacea en (Chironomus sp.) als dominant naar voren.

Cricotopus triannulatus (Chironomidae) leeft in stromend water, meren en brak waterbiotopen, op stenen en verdraagt sterke troebeling en sterke organische verontreiniging (Hirvenoja 1973, Cranston 1982, Klink & Moller Pillot 1982, Lehman 1971, Le Sage & Harrison 1980 beide laatste in Moller Pillot 1984*)

Rheocricotopus chalybeatus (Chironomidae) is zoals de naam al aangeeft een stroming-minnende soort. De soort is bekend uit bronnen, midden- en benedenlopen van rivieren (onder andere in Rijn en Maas) en leeft daar op planten en stenen (Cranston *et al.* 1983, Moller Pillot 1984).

De larven van Prodiamesa olivacea (Chironomidae) kruipen vrij rond, maken geen kokertjes, en komen vooral voor op zandbodems gemengd met organisch materiaal. Het voedsel bestaat uit detritus en levend plantaardig materiaal maar ook uit kleine Crustacea en Chironomidae. In Europa is de soort algemeen in stilstaand en stromend water. De larven verdragen organische verontreiniging goed mits voldoende zuurstof aanwezig blijft (Moller Pillot 1971, Pagast 1947 in MP, Klink & Moller Pillot 1982, Seather 1983).

Chironomus sp. (Chironomidae), soorten van het genus Chironomus leven in zacht modderig sediment waarin ze kokertjes maken. Het voedsel bestaat voornamelijk uit detritus. De meeste soorten zijn noch gevoelig voor organisch verontreinigd water noch voor lage zuurstofgehalten. De meeste soorten mijden stroming (Moller Pillot 1984). Over het algemeen worden (grote aantallen) Chironomus-soorten beschouwd als indicatief voor organische verontreiniging (Hynes 1960, Hawkes 1979). Hawkes (1979) merkt echter op dat chironomiden de natuurlijke bewoners van de sedimentatie-zone zijn, de aanwezigheid van chironomiden duidt dan niet direct op organische verrijking van het water.

---

* Aangezien bij het literatuuronderzoek naar de autecologie van de Chironomidae veel gebruik is gemaakt van het werk van Moller Pillot (1984) en hierin veel referenties zijn opgenomen, zal in het vervolg bij deze laatste auteurs de verwijzing 'in MP' worden toegevoegd.

Op het kunstmatig substraat hebben *Corophium* sp. en de *Chironomidae* spp. de dominante plaatsen afgestaan aan de twee Trichoptera soorten. Ten opzichte van 1986 lijkt dit een verbetering. *Neureclepsis bimaculata* is niet meer terug gekeerd op het dominante soortenlijstje. Na de terugval in 1985 kwam *N. bimaculata* in 1986 helemaal niet meer voor op het kunstmatig substraat, in 1987 met een zeer laag aantal weer wel.

Bij de bemonstering van exuviae wijst, op Chironomus sp. na, het dominant voorkomen van deze soorten op stromend water waarin de zuurstofcondities goed zijn. Van de niet-dominante soorten is op het kunstmatig substraat het aantal Annelida weer afgenomen.

Er komen verder vijf soorten Ephemeroptera op voor waaronder *Heptagenia sulphurea* en *Paraleptophlebia submarginata*. Bij de Trichoptera werden dit jaar vier exemplaren *Hydropsyche exocellata* aangetroffen, *Oecetis notata* en *Triaenodes bicolor* verdwenen. Dit jaar wordt voor het eerst *Chironomus* f.l. *reductus* aangetroffen op het kunstmatig substraat. Dit is een soort die, net als Prodiamesa olivacea, bij toename van organische belasting heel snel verdwijnt (Klink & Moller Pillot 1982). Uit de bemonstering van exuviae bleek de aanwezigheid van Leuctra sp., Ephemera danica en Hydropsyche sp.. Met name uit de veranderde samenstelling van de niet-dominante soorten kan worden afgeleid dat de situatie in 1987 beter is dan in 1986.

-1989-

Dominante soorten in 1989, te Tailfer, waren *Corophium* sp., (*Ceraclea* sp.), Rheotanytarsus rhenanus, Tanytarsus eminulus, (Cricotopus triannulatus) in mei, Polypedilum cf. scalaenum in juli, Cricotopus intersectus en (Procladius sp.) in september.

Rheotanytarsus rhenanus (Chironomidae) is een lithorheofiele soort (Klink & Moller Pillot 1982), een bewoner van 'eroding riverbeds' van zowel het rhitron als het potamon (Hynes 1960, Pinder & Reiss 1983). Het is een filter-feeder, maakt buisjes met arm-achtige uitsteeksels waartussen een netje wordt gesponnen. Kleine deeltjes detritus worden op deze manier uit het water gezeefd en dienen de larven tot voedsel.

Tanytarsus eminulus (Chironomidae) behoort tot een eurytoop genus waarvan de meeste soorten bewoners zijn van 'depositing riverbeds' waar ze kokertjes maken (Hynes 1960, Pinder & Reiss 1983). De meeste soorten kunnen slecht tegen een zuurstofarm milieu en hun aantal wordt geringer bij lagere stroomsnelheid. T.eminulus komt voornamelijk voor in stromend water waar hij leeft in het sediment maar ook op begroeide stenen in de onderste en middelste gedeelten van de salmoniden-zone (Reiss & Fittkau 1971).

Polypedilum cf. scalaenum (Chironomidae) prefereert zandig sediment en komt voor in stilstaand en stromend water (Klink & Moller Pillot 1982, Pinder & Reiss 1983). Van de Chironomini is het genus Polypedilum een van de weinige genera die nog in sneller stromende beken kan worden aangetroffen (Moller Pillot 1984).

Cricotopus intersectus (Chironomidae) In het darmkanaal van larven uit de groep intersectus zijn aangetroffen: diatomeeën, wieren, detritus en zandkorrels. De larven zijn vaak talrijk op stenen en planten in meren en rivieren (Thienemann 1954, Reiss 1968 in MP, Lehman 1971 in MP). In Zweden, waar de noordrand van het verspreidingsgebied ligt, is de soort kenmerkend voor zeer eutroof water (Brundin 1949). Deze lithofiele soort is in Nederland zeer algemeen in rivieren en niet te kleine eutrofe wateren (Moller Pillot 1984). Ze wordt ook in stilstaand water aangetroffen (Cranston 1982).

Procladius sp. (Chironomidae). Het voedsel van het genus varieert van algen en detritus tot vrij grote chironomidenlarven. Procladius spp. komen voor in bijna alle typen stagnant en langzaam stromend water, ook in brak water. Het genus is eurysaproob (Fittkau & Roback 1983, Moller Pillot 1971, 1984)

De dominante soorten uit de bemonsteringen van exuviae, met name Rheotanytarsus rhenanus en Tanytarsus eminulus, geven aan dat het hier een water betreft met goede zuurstofcondities.

Ook het dominante voorkomen op het kunstmatig substraat van *Ceraclea* sp. geeft dit aan. Bij de niet-dominante soorten valt verder op dat *Oligochaeta* ontbreken, dat er veel individuen *Aphelocheirus aestivalis* aanwezig zijn en dat, zoals uit de exuviaebemonstering naar voren komt Caenis macrura en Hydropsyche sp. in relatief grote aantallen aanwezig zijn.

Het dominante voorkomen van enkele soorten die hoge eisen stellen aan hun omgeving, naast soorten die toleranter zijn wat betreft de kwaliteit van het water, geeft aan dat de kwaliteit in ieder geval voldoet aan de eisen van het minst tolerante organisme.

Resumerend kan over Hastière in de periode 1984-1987 worden vermeld dat de soorten die dominant voorkomen duiden op water met een lage stroomsnelheid, een lichte organische belasting maar met een goede zuurstofhuishouding. In 1985 en 1986 lijkt de organische belasting te zijn toegenomen. In de daarop volgende jaren (in 1989 werd bemonsterd te Tailfer, ongeveer 30 km stroomafwaarts van Hastière) neemt deze organische belasting weer af.

-Hermalle-sous-Argenteau-

De dominante soorten die gevonden zijn te Hermalle-sous-Argenteau geven een heel ander beeld (zie tabel 3).

Tabel 3. Overzicht van de (sub)dominante soorten te Hermalle-sous-Argenteau.

(sub)dominante soorten	1984	1985	1986	1987
Naididae spp.	x	x	x	x
Asellus aquaticus	x	x	x	x
Glossiphonia heteroclita	x	x	x	
Erpobdella octoculata	x	x	x	
Parachironomus gr. *arcuatus*		x		
Parachironomus arcuatus			x	x
Procladius sp.			x	
Glyptotendipes pallens			x	
Dicrotendipes nervosus			x	x
Physa fontinalis				x
Parachironomus longiforceps				x
Cricotopus triannulatus				x

-1984-

In 1984 waren de dominante soorten op het kunstmatig substraat: *Naididae* spp., *Asellus aquaticus*, (*Glossiphonia heteroclita*, en *Erpobdella octoculata*).

***Naididae* spp.** (Oligochaeta). Oligochaeta worden in het algemeen gezien als indicatoren voor organische verontreiniging. Het zijn echter organismen die van nature voorkomen in de gemeenschappen van 'depositing substrata', ook wanneer het zuiver water betreft. De aanwezigheid van Oligochaeta op zich is dan ook geen indicatie voor organische verontreiniging. Het is echter wel zo dat deze diergroep een van de meest, zo niet het meest, tolerant is voor organische verontreiniging. Dit geldt met name voor de Tubificidae, in mindere mate voor de Naididae (Verdonschot 1979). Verder moet worden bedacht dat Tubificidae zacht substraat prefereren waarin kokertjes kunnen worden gebouwd. Dat het aantal gevonden Tubificidae laag is op het kunstmatige (harde) substraat is vanuit dit oogpunt niet verwonderlijk. Naididae leven in stilstaand en stromend water vooral aan de oevers tussen waterplanten. Vele soorten kunnen zwemmen (Redeke 1948). Ook dit is een reden waarom deze groep soms in verrassend lage aantallen zouden kunnen voorkomen op het kunstmatig substraat. Voedsel wordt verzameld door middel van het eten van grote hoeveelheden substraat waarbij de organische componenten worden verteerd. Voor Naididae vormen algen en hogere planten een tweede belangrijke voedselbron (Verdonschot 1979). Oligochaeta zijn intolerant voor zware metalen (Hynes 1959).

Asellus aquaticus (Crustacea) is een bewoner van 'depositing riverbeds' waar zijn voedsel bestaat uit rottende plantendelen en bacteriën (Wesenberg-Lund 1939, Hynes 1960). *A.aquaticus* mijdt stroming en is tolerant voor behoorlijk lage zuurstofspanningen en organische verontreiniging. De soort komt dominant voor in de matig verontreinigde condities van de herstel-zone na zware verontreiniging. Een laag aantal *Asellus aquaticus* kan dus indicatief zijn voor lichte of voor zware verontreiniging (Hawkes 1979). Williams (1962) vermeldt uit de literatuur zuurstofconcentraties van

0,5 mg/l waar *A.aquaticus* nog wordt aangetroffen. Informatie over LC_{50}-waarden kan gevonden worden in Slooff (1983) en Brown & Pascoe (1988).

Glossiphonia heteroclita (Hirudinea) komt voor in stagnante tot langzaam stromende (plantenrijke) wateren op hard substraat. Het voedsel bestaat uit de lichaamssappen van slakken, borstelwormen en chironomiden (Moller Pillot 1971, Dresscher & Higler 1982).

Erpobdella octoculata (Hirudinea) komt voor in zoet en brak water, in zowel stilstaand als stromend water, voornamelijk onder stenen. Het is de meest voorkomende bloedzuiger in de Nederlandse Maas (Peeters 1988). Het voedsel wordt in zijn geheel opgeslokt en bestaat uit Oligochaeta, Chironomidae en kleine Crustacea (Dresscher & Higler 1982). De soort is ongevoelig voor ammoniak, pH-, O_2-, en temperatuurschommelingen, en wordt kenmerkend geacht voor de α-mesosaprobe zone (Moller Pillot 1971). Gegevens over de LC_{50}-waarden kunnen gevonden worden in Slooff (1983) en Brown & Pascoe (1988).

Al deze dominante soorten zijn zeer tolerant voor water met een hoge graad van organische verontreiniging en slechte zuurstofcondities. Het vrijwel ontbreken van minder tolerante soorten duidt op een sterke verontreiniging. Toch worden in 1984 nog 61 exemplaren *Ecnomus tenellus* gevonden en 4 exemplaren van *Neureclepsis bimaculata*. Smit & Gardeniers (1986) vonden in 1981/1982 te Hermalle ook *Asellus aquaticus* als dominante soort.

-1985-

De dominante soorten in 1985 waren *Asellus aquaticus, Glossiphonia heteroclita, Erpobdella octoculata,* (*Naididae* spp. en *Parachironomus* gr. *arcuatus*).

Parachironomus* gr. *arcuatus (Chironomidae) is lithofiel (Klink & Moller Pillot 1982). De larven zijn facultatieve rovers (Pinder & Reiss 1983). In Nederland is deze soort tenminste in stilstaande wateren en de grote rivieren aanwezig (Moller Pillot 1984).

In 1985 blijven dezelfde soorten dominant zij het dat de *Naididae* spp. in aantal door *Asellus aquaticus* worden verdrongen (als gevolg van zware metalen?), dat de bloedzuigers in aantal toenemen (meer dan verdubbelen) en dat er een nieuwe dominante soort is bijgekomen behorend tot de familie van de Chironomidae. Er komen geen Trichoptera meer voor. Op grond van de dominante soorten lijkt de situatie ten opzichte van 1984 niet veel gewijzigd. Het ontbreken van Trichoptera zou echter kunnen wijzen op een verdere verslechtering van de situatie.

-1986-

In 1986 waren de dominante soorten *Asellus aquaticus, Naididae* spp., (*Glossiphonia heteroclita* en *Erpobdella octoculata*) op het kunstmatig substraat. In september waren dominant bij de exuviae-bemonstering Dicrotendipes nervosus, (Procladius sp., Parachironomus arcuatus en Glyptotendipes pallens)

De combinatie van dominante soorten op het kunstmatig substraat lijkt weer meer op de situatie zoals die was in 1984. Met dit verschil dat het aantal individuen *Asellus aquaticus* verder is opgelopen tot 1680 exemplaren. Het aantal bloedzuigers is ten opzichte van 1985 gedaald. Trichoptera blijven afwezig. Van de niet-dominante soorten is in 1986 *Physa acuta* een opmerkelijke verschijning. Ten eerste omdat dit de enige keer is dat deze soort in dit onderzoek werd aangetroffen en ten tweede omdat dit een van de meest tolerante Mollusca is (Hawkes 1979). Andere Mollusca komen in 1986 niet voor.

Op grond van de autecologie (voor zover bekend) van de dominante soorten is het niet mogelijk een tendens in de kwaliteit van het water waar te nemen ten opzichte van 1985. Een duidelijke verbetering of verslechtering komt in ieder geval niet naar voren.

-1987-

De dominante soorten in 1987 waren *Asellus aquaticus,* (*Naididae* spp. en *Physa fontinalis*) op het kunstmatig substraat en Dicrotendipes nervosus, Parachironomus longiforceps, (Parachironomus arcuatus, Cricotopus triannulatus) in juni en Dicrotendipes nervosus en (Parachironomus arcuatus) in september bij de exuviae-bemonsteringen.

Physa fontinalis (Gastropoda) komt voor op vast substraat (inclusief planten) in 'depositing riverbeds' (Hynes 1960). In tegenstelling tot *Physa acuta* komt *P.fontinalis* voor in niet zulk verontreinigd water met een niet te sterke stroming (Janssen & de Vogel 1965, Moller Pillot 1971). Ze kan ook in zacht water leven (Macan 1977). Brown & Pascoe (1988) geven informatie over LC_{50}-waarden voor cadmium.

Parachironomus longiforceps -larven (Chironomidae) leven uitsluitend in kolonies van Bryozoa in stilstaand en stromend (brak) water (Pinder & Reiss 1983). Waarschijnlijk is deze soort bestand tegen organische verontreiniging (Moller Pillot 1984).

In 1987 zijn er een aantal duidelijke veranderingen opgetreden. De enorme toename in het aantal individuen *Asellus aquaticus* is gestopt. De soort blijft echter dominant. *Erpobdella octoculata* en *Glossiphonia heteroclita* zijn verdwenen als dominante soorten. Hiervoor is in de plaats gekomen *Physa fontinalis*. Dit kan duiden op een verbetering van de situatie. *P.fontinalis* behoort echter tot de longslakken, neemt dus zuurstof op uit de lucht, en is daardoor toleranter voor lagere zuurstofconcentraties in het water dan slakken die door middel van kieuwen ademen en dus zuurstof moeten opnemen uit het water. Wat de zuurstofcondities betreft hoeft er dus geen verbetering te zijn op getreden. Een ander opmerkelijk verschijnsel op het kunstmatig substraat in 1987 is het voorkomen van relatief groot aantal exemplaren *Dugesia* sp.. Ook dit kan duiden op een verbetering van de situatie. Tricladida zijn niet in het bezit van een ademhalingssysteem noch van een bloedvaatstelsel. De uitwisseling van zuurstof en koolzuurgas vindt plaats door de opperhuid en voor een klein gedeelte door de darmwand. Hierdoor zijn Tricladida gevoelig voor lage zuurstofspanningen. De meeste Tricladida in Nederland komen echter wel voor in eutroof water (den Hartog 1962).

De situatie in Hermalle-sous-Argenteau is ten opzichte van Hastière beduidend slechter. Trichoptera komen (op enkele exemplaren na in 1984) geheel niet voor. In plaats daarvan zijn alle dominante soorten tolerant voor een behoorlijke graad van organische verontreiniging. Ook hier lijkt net als in Hastière de situatie zich in 1985 en 1986 te hebben verslechterd. De soortensamenstelling in het jaar 1987 duidde op een licht herstel.

-Borgharen-

Tabel 4. Overzicht van de (sub)dominante soorten in Borgharen.

(sub)dominante soorten	1983	1984	1985	1986	1987	1989
Asellus aquaticus	x	x	x	x	x	x
Dugesia tigrina	x					
Erpobdella octoculata	x					
Oligochaeta spp.		x				
Parachironomus gr. *arcuatus*		x				x
Parachironomus arcuatus				x	x	x
Dicrotendipes gr. *nervosus*				x	x	x
Dicrotendipes nervosus			x	x	x	x
Chironomidae spp.			x			
Cricotopus triannulatus			x			
Naididae spp.			x	x	x	
Procladius sp.				x		x
Acroloxus lacustris					x	
Parachironomus longiforceps					x	
Cricotopus intersectus					x	x
Cricotopus sylvestris					x	x
Chironomus sp.						x
Harnischia sp.						x

-1983-
In 1983 zijn in Borgharen *Asellus aquaticus*, (*Dugesia tigrina* en *Erpobdella octoculata*) dominant (zie tabel 4).

Dugesia tigrina (Tricladida) komt oorspronkelijk uit N-Amerika waar hij voorkomt in een groot aantal verschillende zoetwaterhabitats, maar vooral in warm water. Het voedsel bestaat uit een groot aantal soorten evertebraten (Reynoldson 1978, Ball & Reynoldson 1981). De soort wordt in Nederland bijna alleen gevonden in de grote eutrofe wateren met een gemiddeld Cl^--gehalte tot 500 mg/l (max. 700 mg/l), in ß-α of α-mesosaproob water, zelden in oligo-, nooit in polysaproob water. Het is een predator op voornamelijk Gastropoda (ze laten de prooi in slijm stikken). De reproductie in Europa verloopt asexueel en er is geen reproductie mogelijk beneden 10°C. Een toename van de reproductie wordt geconstateerd bij hogere temperaturen, tot 25°C. Bij 20°C is de reproductie van *D.tigrina* hoger dan bij andere Tricladida, *D.tigrina* is thermofiel (van der Velde 1975).

Alleen in 1983 is *Dugesia tigrina* een dominante soort. In de jaren na 1983 komt *D.tigrina* voor in aantallen die in dezelfde orde van grootte liggen als waarin *D.polychroa* en *D.lugubris* voorkomen.

De combinatie *A.aquaticus, E.octoculata* als dominante soorten, lijkt op de situatie zoals die in het begin van de bemonsteringsperiode ook in Hermalle werd aangetroffen. Het dominante voorkomen van *D.tigrina* kan duiden op thermische verontreiniging.

-1984-
In 1984 blijft *Asellus aquaticus* de meest dominante soort gevolgd door (*Oligochaeta* spp. en *Parachironomus* gr. *arcuatus*).

De bloedzuiger *Erpobdella octoculata* is uit de dominante soortenlijst verdwenen (maar nog steeds in grote aantallen aanwezig, zie bijlage II), net als *Dugesia tigrina*. Vooral het verdwijnen van deze laatste soort kan duiden op een toename van de organische verontreiniging. Deze soorten verdwenen ten gunste van *Oligochaeta spp.* en *Parachironomus gr. arcuatus* als dominante soorten. *Asellus aquaticus* beleeft in dit jaar een piek in het aantal exemplaren dat op het kunstmatig substraat wordt aangetroffen (3253 ex.). Van de niet-dominante soorten komen *Glossiphonia heteroclita* en *Erpobdella octoculata* in grote aantallen voor. Op grond van de veranderingen in de combinatie van dominante soorten lijkt de situatie vooral wat betreft de zuurstofhuishouding te zijn verslechterd.

-1985-
In 1985 zijn *Asellus aquaticus, Chironomidae* spp. en (*Naididae* spp.) dominant. Bij de exuviae-bemonstering in augustus waren dit Dicrotendipes nervosus en (Cricotopus triannulatus).

Dit jaar laat een toename in het aantal Chironomidae op het kunstmatig substraat zien. Uit de exuviaebemonsteringen blijkt dat het in augustus vooral Dicrotendipes nervosus en Cricotopus triannulatus betreft. Van deze laatste soort is uit de literatuur bekend dat ze tolerant is voor sterke troebeling (zwevend stofgolven zijn altijd sterk geprononceerd te Eijsden) en voor een hoge mate van organische verontreiniging.

Op grond van de autecologie van de dominante soorten zijn weinig veranderingen ten opzichte van het voorgaande jaar vast te stellen. Uit de in dit jaar voor het eerst op deze plaats uitgevoerde exuviaebemonsteringen blijkt de aanwezigheid van Hydropsyche sp. (9 ex.).

-1986-
De dominante soorten op het kunstmatig substraat zijn *Asellus aquaticus*, (*Naididae* spp. en *Dicrotendipes* gr. *nervosus*). In september domineerden bij de exuviaebemonstering Dicrotendipes nervosus, (Parachironomus arcuatus en Procladius sp.).

Asellus aquaticus blijft dominant, gevolgd door *Naididae* spp.. De Naididae vertonen een verdubbeling van het aantal exemplaren (voor het eerst worden nu ook soorten van de familie van de Tubificidae aangetroffen op het kunstmatig substraat). Op grond van de dominante soorten, inclusief die van de exuviaebemonsteringen zijn wat betreft de waterkwaliteit weinig veranderingen ten opzichte van de voorgaande jaren af te leiden. Op het kunstmatig substraat ontbreken dit jaar echter de Tricladida. Dit

lijkt, daar Tricladida als groep intolerant is voor lage zuurstofspanningen, een verslechtering. Bij de exuviaebemonstering ontbreekt nu ook Hydropsyche sp..

-1987-

In 1987 waren de dominante soorten: *Naididae* spp., (*Acroloxus lacustris, Asellus aquaticus, Dicrotendipes* gr. *nervosus*), Dicrotendipes nervosus, Parachironomus arcuatus, (Parachironomus longiforceps) in juni, Dicrotendipes nervosus, (Cricotopus intersectus, Cricotopus sylvestris) in september.

Acroloxus lacustris (Gastropoda) wordt gevonden in hard water (< 20 mg/l), vaak op planten (Macan 1977). De soort wordt ook wel gevonden in thermisch verontreinigd water maar kan waarschijnlijk niet tegen al te sterke temperatuurfluctuaties (Hadderingh *et al.* 1987). Komt voor in water met lage (<0,3 m/s) stroomsnelheden (Smit & Gardeniers 1986).

Cricotopus sylvestris (Chironomidae) wordt gevonden in alle soorten waterlichamen van kleine poeltjes tot snelstromende wateren, ook in brak water (Cranston 1982). Vooral in water met rijke vegetaties en plantenresten (voedsel). De soort wordt aangetroffen op planten en stenen maar ook in de bodem. Verder verdraagt C.sylvestris aanzienlijke verontreiniging en zeer lage zuurstofspanningen (Hirvenoja 1973).

Ook te Borgharen zijn er in 1987 een aantal verschuivingen opgetreden. Het aantal individuen *A.aquaticus* is drastisch afgenomen (van 2172 naar 192 exemplaren) en een aantal nieuwe soorten verschijnt op de lijst met dominante soorten. De dominante aanwezigheid van *Acroloxus lacustris* kan duiden op thermische verontreiniging. Voor het eerst worden op het kunstmatig substraat exemplaren *Hydropsyche contubernalis* (Trichoptera) aangetroffen. Ook komen er weer Tricladida voor op het kunstmatig substraat. Alles bij elkaar zouden deze verschuivingen op een lichte verbetering kunnen wijzen.

-1989-

De dominante soorten op het kunstmatig substraat in 1989 waren *Dicrotendipes* gr. *nervosus*, (*Asellus aquaticus*, en *Parachironomus* gr. *arcuatus*). Uit de exuviaebemonsteringen kwamen in mei Cricotopus intersectus, (Parachironomus arcuatus en Chironomus sp.) als dominant naar voren. In juli waren dat Dicrotendipes nervosus, (Cricotopus sylvestris en Procladius sp.), en in september Procladius sp., Dicrotendipes nervosus, (Harnischia sp. en Parachironomus arcuatus).

Harnischia sp. (Chironomidae). De larven van het genus Harnischia zijn volgens Konstantinov (1961 in MP) obligate rovers op voornamelijk kleine benthische dieren als Chironomidae en Oligochaeta. Ze leven in zacht sediment op de bodem van meren en rivieren (Pinder & Reiss 1983, Moller Pillot 1984). Klink & Moller Pillot (1982) vermelden dat het een soort is die voorkomt op zandbodems bedekt met een dun laagje modder of gemengd met organisch materiaal (psammopelaal).

Het jaar 1989 karakteriseert zich door een enorme toename, op het kunstmatig substraat, van het aantal Chironomidae en een sterke afname in het aantal Oligochaeta, die dit jaar bijna geheel uit *Tubificidae* spp. bestaan. De verschuiving van *Naididae* spp. naar *Tubificidae* spp. duidt op een toename van de organische verontreiniging. Van *Acroloxus lacustris*, een subdominante soort in 1987, werd nog maar één exemplaar gevonden. Het aantal Tricladida is weer afgenomen en *Hydropsyche contubernalis* werd niet meer gevangen. Eukiefferiella claripennis (Chironomidae) werd voor het eerst op deze locatie aangetroffen. Deze soort werd door Bazzanti & Bambacigno (1987) veel aangetroffen in de verontreinigde delen van de Mignone (Italië), samen met *Paratrichocladius rufiventris* (wordt ook in Borgharen gevonden) en *Chironomus riparius*.

De situatie in 1989 is ten opzichte van 1987 verslechterd.

De situatie te Borgharen lijkt erg op die in Hermalle-sous-Argenteau. In 1984 is er een achteruitgang van de situatie geconstateerd. In 1985-1986 zijn er op grond van de dominante soorten weinig veranderingen ten aanzien van de waterkwaliteit vast te stellen. In 1986 leek de situatie iets verder verslechterd. In 1987 leek er een verbetering te zijn opgetreden. Twee jaar later, in 1989, bleek de situatie echter weer achteruit te zijn gegaan

-Keizersveer-

Tabel 5. Overzicht van de (sub)dominante soort in Keizersveer.

(sub)dominante soorten	1983	1984	1985	1986	1987	1989
Dreissena polymorpha	x	x	x	x	x	x
Dicrotendipes gr. *nervosus*	x	x		x		
Dicrotendipes nervosus			x	x	x	x
Bithynia tentaculata	x					
Gammarus tigrinus		x		x		x
Naididae spp.			x		x	
Harnischia sp.			x		x	x
Procladius sp.			x			x
Chironomus sp.			x			
Cricotopus intersectus				x	x	
Cricotopus bicinctus				x	x	x
Xenochironomus xenolabis					x	
Parachironomus longiforceps					x	x
Nanocladius sp.						x
Cricotopus sylvestris						x

In Keizersveer is de situatie in vergelijking met Borgharen en Hermalle duidelijk een andere.

-1983-

In 1983 waren in Keizersveer *Dreissena polymorpha,* (*Dicrotendipes* gr. *nervosus* en *Bithynia tentaculata*) dominant (zie ook tabel 5).

Dreissena polymorpha (Bivalvia) komt voor op hard substraat in een modderige omgeving, in zoet tot brak water estuaria (tot 300 mg Cl^-/l, tolereert tijdelijk hogere waarden). De soort komt voor in een grote range van stroomsnelheden. Bij watertemperaturen hoger dan 40°C sterft *D.polymorpha* (Morton 1969, Leentvaar 1975). Smit & Gardeniers (1986) delen de soort in bij 'voorkomend in water met lage stroomsnelheden (<0,3 m/s)'. In Nederland komt de soort voor in rivieren, kanalen, meren en plassen, bij voorkeur niet in kleine afgesloten wateren (Janssen & de Vogel 1965).

Bithynia tentaculata (Gastropoda) is een bewoner van 'depositing riverbeds' (Hynes 1960), met een voorkeur voor het biotoop 'stenen langs de oever' (Peeters 1988). Komt voor in hard water al of niet stromend, van zoet tot brak, zelden in kleine wateren (Macan 1977). Van Benthem Jutting (1959) geeft als habitat de langzamer stromende tot stilstaande delen van de rivier (nog wel in contact met de stroom) waar een rijke vegetatie aanwezig is. Het voedsel bestaat uit plantaardig materiaal, veel detritus. De soort is in het algemeen niet kieskeurig wat zijn milieu betreft, maar komt niet voor in sterk verontreinigd water (Janssen & de Vogel 1965).

1983 is het enige jaar waarin er geen Trichoptera werden aangetroffen op het kunstmatig substraat.

-1984-
In 1984 werden *Dreissena polymorpha, Dicrotendipes* gr. *nervosus, (Gammarus tigrinus)* als (sub)dominante soorten op het kunstmatig substraat aangetroffen.

Gammarus tigrinus (Crustacea) is een uitheemse soort die vanaf 1964 in de Nederlandse wateren wordt aangetroffen waarbij de inheemse soorten werden verdrongen. Vanaf 1983 wordt de soort ook aangetroffen in de grote rivieren. Komt voor in zoet tot zout water (zoutconcentraties boven de concentratie in zeewater worden overleefd). Reproductie is mogelijk tussen 10°-20°C bij zoutconcentraties tussen 360-1800 mg/l. *G.tigrinus* prefereert echter oligohalien water boven water met een hogere of een lagere saliniteit. De soort kan zich in sterk verontreinigd water handhaven en massaal voortplanten (Pinkster *et al.* 1977, Pinkster & Platvoet 1986). 96h LC_{50} bij 7,5 promille saliniteit voor PCP is 373 ± 40 µg/l (Kierstead & Bärlocher 1989). De meeste *Gammarus*soorten zijn tolerant voor lage zuurstofspanningen (<20 torr= $<2{,}67 \cdot 10^3$ Pa) (Sutcliffe 1984).

G.tigrinus is de enige *Gammarus*-soort die in dit onderzoek in Nederland is aangetroffen. *Bithynia tentaculata* is ondanks een toename in aantal exemplaren (van 70 naar 150) uit het rijtje dominante soorten verdwenen. *Valvata piscinalis* en *Ecnomus tenellus*, de laatste een relatief tolerante Trichoptera soort, komen nu ook voor. 1984 is ook het jaar dat *Nanocladius bicolor* (Chironomidae) voor het eerst wordt aangetroffen. De larven van deze soort worden volgens Moller Pillot (1984) in Nederland gevonden in de benedenlopen van beken en de grote rivieren, zowel bij goede als bij middelmatige waterkwaliteit. De situatie lijkt ten opzichte van 1983 niet wezenlijk veranderd.

-1985-
In 1985 waren *Dreissena polymorpha, (Naididae* spp.) op het kunstmatig substraat dominant. Bij de exuviae-bemonstering in augustus waren dominant: Harnischia sp., Dicrotendipes nervosus, (Chironomus sp. en Procladius sp.).

Het jaar 1985 wordt gekenmerkt door een explosieve toename van het aantal *Naididae* spp. (van 83 in 1984 naar 1080 exemplaren in 1985). *Dicrotendipes* gr. *nervosus* nam op het kunstmatig substraat sterk af in aantal exemplaren (van 798 in 1984 naar slechts 36 in 1985). Evenals het totale aantal *Chironomidae*. Verder is *Gammarus tigrinus* verdwenen uit het lijstje dominante soorten. Tricladida komen niet meer voor. Naast *Ecnomus tenellus* wordt nu ook Neureclepsis bimaculata gevonden. De beschikbare autecologische gegevens van de dominante soorten geeft geen informatie over mogelijke veranderingen in de waterkwaliteit. Weer lijkt de situatie echter niet wezenlijk veranderd.

-1986-
In 1986 waren dominant: *Dreissena polymorpha, (Gammarus tigrinus, Dicrotendipes* gr. *nervosus)*, en Cricotopus intersectus, Cricotopus bicinctus, (Dicrotendipes nervosus) in september.

Cricotopus bicinctus (Chironomidae) komt overwegend voor in matig (tot sterk) stromend water (ook brak) op stenen en planten (Hirvenoja 1973, Klink & Moller Pillot 1982, Peeters 1988). Het is een soort van langzaam stromende laagland-rivieren (Cranston 1982). Surber (1959) rapporteert dat de soort goed bestand is tegen O_2-deficiënties en hoge concentraties van (hexavalent) Cr, Cu en CN.

Het aantal *Oligochaeta* is afgenomen. Zowel Cricotopus intersectus als C.bicinctus zijn tolerant voor organische verontreiniging en zuurstofdeficiënties. *Bithynia tentaculata* is ook voor het eerst in aantal afgenomen. *Orconectus limosus* een zeldzame soort (Peeters 1988) die tolerant is voor lage zuurstofspanning en organische verontreiniging, is in aantal toegenomen op het kunstmatig substraat. Behalve *Dreissena* en *Bithynia* zijn er geen Mollusca meer. *Proasellus meridianus* heeft met 28 exemplaren een topjaar. 1986 is het enige jaar waarin de nymfen van Ephemeroptera worden aangetroffen (5 ex.). *Ecnomus tenellus* is enigszins afgenomen in aantal. Bij de bemonstering van exuviae werden alleen Chironomidae gevangen. Harnischia sp. is als dominante soort verdwenen en ook in aantal duidelijk afgenomen. Ondanks deze veranderingen lijkt de situatie wat betreft de verontreiniging gelijk te zijn gebleven.

-1987-
In 1987 waren dominant op het kunstmatig substraat *Dreissena polymorpha*, (*Naididae* spp. en *Xenochironomus xenolabis*). Bij de bemonstering van exuviae in juni waren Cricotopus bicinctus, Parachironomus longiforceps (Cricotopus intersectus) en in september Dicrotendipes nervosus en (Harnischia sp.) (sub)dominant.

Xenochironomus xenolabis (Chironomidae) -larven zijn obligaat sponsbewonend, in stilstaand en stromend water (Pinder & Reiss 1983, Moller Pillot 1984). De soort leeft voornamelijk in water met lage (<0,3 m/s) stroomsnelheid (Smit & Gardeniers 1986). *X.xenolabis* was behalve in 1986 altijd in kleine aantallen (± 50 ex.) aanwezig op het kunstmatig substraat.

Net als in 1985 vond er in 1987 een sterke afname plaats van het aantal individuen *Dicrotendipes* gr. *nervosus* op het kunstmatig substraat. Tricladida worden weer aangetroffen. Net als enige andere Mollusca, waaronder *Ferrissia wautieri*. Het aantal individuen *Orconectus limosus* is afgenomen. Eén *Odonata* sp. werd er gevonden. Oecetis sp., Potthastia longimanus en Prodiamesa olivacea die alle bij de bemonstering van exuviae voor het eerst werden aangetroffen geven aan dat de zuurstofhuishouding goed is. De aanwezige soortencombinatie lijkt een lichte verbetering aan te geven.

-1989-
In 1989 waren dominant: *Dreissena polymorpha*, (*Gammarus tigrinus*) op het kunstmatig substraat, in mei Parachironomus longiforceps, (Cricotopus bicinctus), in juli Dicrotendipes nervosus, Nanocladius sp., (Cricotopus sylvestris, C.bicinctus), en in september Dicrotendipes nervosus, Procladius sp., (Harnischia sp.) bij de bemonstering van exuviae.

In 1989 kwam *Gammarus tigrinus* in extreem hoge aantallen (2726 exemplaren) voor op het kunstmatig substraat. In de voorafgaande jaren lag dit op ± 200 exemplaren. Het aantal exemplaren *Gammarus* sp. nam ook toe (van 47 naar 797). Hierdoor valt de toename in het aantal individuen *Dicrotendipes* gr. *nervosus*, met het grootste aantal exemplaren sinds 1983 niet op. *Helobdella stagnalis*, een algemeen voorkomende soort in stilstaande en langzaam stromende eutrofe wateren (Dresscher & Higler 1982), wordt voor het eerst aangetroffen. Caenis macrura, Paracladius conversus, Einfeldia dissidens, Endochironomus albipennis, Parachironomus vitiosus, Micropsectra atrofasciata worden in dit jaar alle voor het eerst aangetroffen in Keizersveer. Caenis macrura is een soort die bij waterkwaliteitsverbetering weer terug te verwachten is in de Nederlandse rivieren (Mol, pers.med.).

Ook in 1989 is op grond van de autecologie van de dominante soorten geen verandering van de kwaliteit van het water vast te stellen.

In Keizersveer is de situatie, zoals die naar voren komt uit voornamelijk de autecologie van de niet-dominante soorten, beter dan zoals wordt aangetroffen te Hermalle en Borgharen. Op grond van de dominante soorten verloopt de interpretatie van de waterkwaliteit moeizaam. In de hele periode 1983-1989 lijkt de situatie weinig te veranderen. De voorkomende dominante soorten zijn of tolerant voor een behoorlijke mate van organische verontreiniging, of de tolerantie is niet bekend.

5.1.2 Specifieke soorten uit de Maas

In dit rapport wordt onder specifieke soorten verstaan, soorten die een karakteristiek distributiepatroon vertonen. Dit kunnen zijn:

-soorten die een karakteristieke distributie vertonen in de ruimte (de verschillende bemonsteringspunten in dit onderzoek)

-soorten die een karakteristiek distributiepatroon vertonen in de tijd (hierbij worden naast gegevens uit dit onderzoek de gegevens over het voorkomen van soorten uit de literatuur gebruikt)

Door de autecologie van deze soorten te bestuderen kan informatie verkregen worden over veranderingen in het milieu, waaronder de kwaliteit van het rivierwater, waarin de soorten voorkomen/ voorkwamen.

Behalve dat soorten op bepaalde plaatsen, op een bepaald moment, dominant kunnen zijn (wat een indicatie kan zijn voor de waterkwaliteit), kunnen soorten ook op bepaalde plaatsen ontbreken. Soms op plaatsen waarvan bekend is dat in het verleden deze soorten daar wel voorkwamen. Ook het ontbreken of voorkomen op zich kan ons informatie verschaffen over de kwaliteit(sverandering) van het water.

5.1.2.1 Specifieke distributie in de ruimte

De verdeling van de soorten over de in dit onderzoek bemonsterde locaties in de Maas, geeft aan dat: -een groot aantal soorten voorkomt op slechts één van de vier locaties, -een aantal soorten voorkomt op twee van de vier locaties, -een beperkt aantal soorten slechts op één locatie ontbreekt en dat er -een aantal soorten zijn die overal voorkomen. Ter bepaling van de specifieke soorten is de informatie per bemonsteringsmethode over het voorkomen van soorten op een bepaalde locatie van alle jaren bij elkaar genomen.

-Hastière-

Van de soorten die slechts op één bepaalde plaats met 2 of meer exemplaren zijn aangetroffen, worden verreweg de meeste soorten alleen in Hastière (Tailfer) aangetroffen. Hieronder volgen een aantal van de ongeveer 80 soorten die alleen te Hastière werden aangetroffen. Een kwart van deze soorten werd echter slechts één maal en met slechts één exemplaar gevonden. Deze soorten zullen buiten beschouwing worden gelaten daar de kans dat het een incidentele gast betreft groot is.

De soorten die hieronder als specifieke soorten zijn weergegeven zijn, onafhankelijk van elkaar, voor zowel de bemonstering door middel van kunstmatig substraat als de bemonsteringen van de exuviae bepaald.

Sphaerium corneum
Sperchonopsis sp.
Torrenticola amplexa
Corophium sp.
Echinogammarus berilloni
Gammarus fossarum
Heptagenia sulphurea
Caenis macrura
Caenis luctuosa
Aphelocheirus aestivalis
Ablabesmyia phatta
cf. *Conchapelopia*
Tanypodinae sp.
Rheocricotopus fuscipes
Chironomus f.l. *reductus*
Microtendipes chloris agg.
Microtendipes pedellus agg.
Rheotanytarsus sp.
Atherix spp.
Cyrnus trimaculatus
Hydropsyche exocellata
Ceraclea sp.
Oecetis furva
Oecetis notata
Oecetis sp.
Leuctra sp.
Baetis fuscatus
Baetis sp.
Ephemera danica
Ephoron virgo
Rheopelopia ornata
Telopelopia fascigera
Thienemannimyia fuscipes
Bryophaenocladius pe1
Cardiocladius fuscus
Cricotopus trifascia
Eukiefferiella clypeata
Orthocladius rivicola
Parametriocnemus stylatus
Rheocricotopus fuscipes
Synorthocladius semivirens
Tvetenia verralli
Demicryptochironomus vulneratus
Microtendipes sp.
Paratendipes sp.
Polypedilum convictum
Polypedilum pedestre
Polypedilum pullum (L)/scalaenum (K).
Polypedilum cf. uncinatum
Rheotanytarsus photophilus
Rheotanytarsus rhenanus
Tanytarsus brundini
Tanytarsus eminulus
Tanytarsus heusdensis
Ecnomus tenellus
Mystacides nigra
Psychomyia pusilla

Nogmaals wordt erop gewezen dat de in cursief weergegeven soorten zijn ingedeeld op grond van de bemonsteringen met behulp van kunstmatig substraat, de onderstreepte soorten op grond van de exuviaebemonsteringen. Wanneer soortnamen zowel cursief als onderstreept zijn, zijn de betreffende soorten op beide bemonsteringswijzen ingedeeld.

Het is duidelijk dat een flink aantal van deze soorten, waaronder verschillende Ephemeroptera spp., Trichoptera spp., *Atherix* spp. en zelfs een steenvlieg (Leuctra sp., 5 ex.), indicatief zijn voor een relatief goede waterkwaliteit.

Soorten die overal voorkomen behalve te Hastière zijn: *Glossiphonia heteroclita* en *Hemiclepsis marginata*.

Hemiclepsis marginata (Hirudinea) leeft parasitair op vissen (snoek, karper, zeelt, brasem, blank- en ruisvoorn). De soort komt voor in stilstaand en stromend water, in zoet en brak water in waterplantvegetaties (Dresscher & Higler 1982).

Deze soorten, alle tolerant voor organische verontreiniging, zullen niet ontbreken door een slechte kwaliteit van het water. Mogelijke oorzaken voor het ontbreken zijn een relatief hoge stroomsnelheid, het ontbreken van voedsel of het ontbreken van een geschikt habitat.

-Hermalle-sous-Argenteau-

Slechts twee soorten kwamen alleen voor te Hermalle: *Physa acuta, P.fontinalis*.

Physa acuta (Gastropoda). Hawkes (1979) meldt dat in laagland rivieren de evertebrata over het algemeen eurytherm zijn. Bij thermische verontreiniging zal de relatieve abundantie van de soorten zich iets wijzigen en enkele soorten, die eerst ontbraken, kunnen verschijnen. Hiertoe behoort o.a. *P.acuta*. Ook Macan (1977) vermeldt dat de soort veel voorkomt in wat warmer water. Bovendien behoort *P.acuta*, net als *P.fontinalis* tot de longslakken, en is daardoor toleranter voor lagere zuurstofconcentraties in het water. Smit & Gardeniers (1986) beschrijven deze soort als karakteristiek voor stagnant water.

Het aantal soorten dat alleen voorkomt te Hermalle is dus erg laag, bovendien blijken de soorten tolerant te zijn voor lage zuurstofspanningen.

Soorten die overal voorkomen behalve te Hermalle zijn: *Dugesiä polychroa, Piscicola geometra, Orconectus limosus, Procladius s.a.*, Orthocladius fuscimanus, Paratrichocladius rufiventris, Rheocricotopus chalybeatus, Cryptochironomus supplicans, Harnischia sp., en Micropsectra atrofasciata.

Dugesia polychroa (Tricladida), zoals eerder vermeld zijn de platwormen als groep intolerant voor organische verrijking, *Polycelis nigra, Dendrocoelum lacteum, Dugesia lugubris* en *Dugesia tigrina* zijn wat toleranter dan andere soorten voor organische verrijking (Hawkes 1979). *Dugesia polychroa* komt voor onder stenen en in de vegetatie van mineraal-rijk water in rustige stukken van beken en rivieren. In Engeland lijkt de soort beperkt te zijn in meren met meer dan 10 mg Ca^{2+} /l. Dit lijkt echter meer gekoppeld aan het voorkomen van Gastropoda die het belangrijkste voedsel vormen dan aan fysiologische oorzaken. Voortplanting vindt alleen sexueel plaats, tussen 10° en 23°C. Het genus als geheel is karakteristiek voor wat warmere klimaten. Desondanks kan *D.polychroa* strenge winters overleven (Reynoldson 1978). Turbellaria en Mollusca (voor veel platwormen een belangrijke voedselbron) worden geëlimineerd door Zn en Pb in oplossing. Dit heeft geen effect op de meeste Insecta (Newton 1944 in Hynes 1959).

Orconectus limosus (Decapoda), stelt weinig eisen aan het biotoop, is goed bestand tegen vervuiling en lage zuurstofspanningen (toleranter als *Astacus astacus*) en is resistent tegen schimmelinfecties van *Aphanomyces astaci* ('crayfish pest'). Het aantal individuen als ook de aktiviteit van de individuen neemt toe bij hogere temperatuur. *O.limosus* is een immigrant uit Amerika, sinds 1970 wordt de soort in Nederland waargenomen waar hij de gewone rivierkreeft verdringt (Geelen 1975, van der Brink *et al.* 1988, Adema 1989). Holthuis & Heerebout (1986) melden dat de soort in 1972 in Midden-Limburg voor het eerst werd aangetroffen, dat de soort zich thans over een groot deel van Nederland heeft verspreid en zich nog altijd uitbreid. Volgens Peeters (1988) is het echter een zeldzame soort.

Paratrichocladius rufiventris (Chironomidae) is een bewoner van meren, rivieren en brak water (Hirvenoja 1973). De soort wordt aangetroffen in het verontreinigde deel van de Lambro (Rossaro & Ferrarese 1980 in MP). De larven leven op een stenige bodem waarop zij hun kokertjes kunnen vasthechten (Rossaro 1979 in MP). In Nederland worden de larven o.a. in de grote rivieren gevonden (Moller Pillot 1984). De larven zijn lithorheofiel (Klink & Moller Pillot 1982). P.rufiventris

komt veel voor in de verontreinigde delen van de rivier Mignone in Italië (Bazzanti & Bambacigno 1987).

Cryptochironomus supplicans (Chironomidae). De larven van het genus zijn het gehele jaar door aan te treffen, in stilstaand en stromend water (Kruseman 1933 in MP). Het zijn obligate rovers (Konstantinov 1961 in MP). Ze worden aangetroffen in beken, rivieren, sloten en plassen. In de benedenloop van de grote rivieren plaatselijk dominant (echter ook niet talrijk) maar in het algemeen in kleine aantallen (Moller Pillot 1984). C.supplicans leeft in het psammopelaal (rivierzand bedekt met een dun laagje modder of vermengd met organisch materiaal) (Klink & Moller Pillot 1982).

Micropsectra atrofasciata (Chironomidae) komt in Nederland voor in praktisch alle stromende wateren, inclusief de grote rivieren. Ontbrekend in bronnen en bovenlopen van onaangetaste beken. In gebieden met intensieve landbouw en veehouderij weet vaak alleen M.atrofasciata, soms vergezeld van M.apposita, zich te handhaven. Het substraat bestaat uit een stevige ondergrond (zand, grind, stenen, takken) waarop zich een laagje (vaak rottend) slib heeft afgezet (Klink 1982).

Dat in dit rijtje de intolerante soorten ontbreken is niet verwonderlijk daar die soorten buiten Hermalle ook niet overal voorkomen. Voor de minder intolerante soorten, zoals *Dugesia polychroa*, zou Hermalle een te verontreinigde locatie kunnen zijn. De overige soorten die toch relatief tolerant te noemen zijn kunnen ontbreken doordat óf Hermalle heel ernstig verontreinigd is, óf door het ontbreken van andere factoren zoals een geschikt substraat (Cryptochironomus supplicans). Of de soort komt in het algemeen weinig voor zodat de kans dat hij wordt gevangen gewoon klein is (*Orconectus limosus*).

-Borgharen-

De 9 soorten die alleen voorkomen in Borgharen zijn *Pisidium* spp., *Gyraulus albus*, *Cricotopus bicinctus*, *Cricotopus intersectus* agg., *Cricotopus sylvestris* agg., *Dicrotendipes* gr. *lobiger*, *Micropsectra* sp., Psychodidae sp., Acricotopus lucens en Eukiefferiella claripennis.

Gyraulus albus (Gastropoda) komt voor in stilstaand of matig bewogen water, echter niet in brak milieu. Gewoonlijk wordt de soort op vast substraat gevonden (Janssen & de Vogel 1965). In Engeland wordt de soort in bijna alle soorten zoet water gevonden (Macan 1977).

Dicrotendipes gr. *lobiger* (Chironomidae). Deze groep wordt gevonden in diverse oligotrofe en meer eutrofe stilstaande wateren (Thienemann 1954).

Acricotopus lucens (Chironomidae), komt vooral voor in kleine stilstaande wateren, is weinig gevonden in meren en stromend water, echter wel in brak water. In Nederland is de soort algemeen door het hele land. In het algemeen is de waterkwaliteit ter plaatse goed tot zeer goed. De larven leven echter ook in wateren met een dikke sliblaag en een laag zuurstofgehalte. Hierdoor beschouwen Gijsen & Claassen (1978 in MP) de soort als indicatief voor sterke verontreiniging (in hoogvenen) (Moller Pillot 1984).

Eukiefferiella claripennis (Chironomidae), larven zijn bekend uit beken in geheel Europa en in Scandinavië uit de oeverzone van meren (Lehmann 1972 in MP). Het is een lithorheofiele soort (Klink & Moller Pillot 1982) die ook veel voorkomt in de verontreinigde delen van de rivier de Mignone in Italië (Bazzanti & Bambacigno 1987).

Alle soorten zijn net als in Hermalle tolerant. De autecologie van deze soorten geeft geen informatie over waarom deze soorten juist hier alleen voor zouden komen.

Soorten die ontbreken in Borgharen zijn: *Rheopelopia* sp., *Parachironomus* gr. *longiforceps*, *Ecnomus tenellus*, *Neureclepsis bimaculata*.

De afwezigheid van *Ecnomus tenellus* en *Neureclepsis bimaculata* juist hier kan duiden op hoge zwevend stofgehalten. De voedselopname (door middel van netjes) kan door een hoog zwevend stofgehalte bemoeilijkt worden. Bovendien zijn een aantal verontreinigingen slibgebonden.

-Keizersveer-

Soorten (23 in totaal, zonder de éénmalige, enkelvoudige waarnemingen meegerekend) die alleen voorkomen te Keizersveer zijn: *Unio pictorum*, *Pisidium nitidum*, *Pisidium supinum*, *Valvata cristata*, *Valvata piscinalis*, *Valvata pulchella*, *Armiger crista* f. *cristata*, *Gammarus tigrinus*, *Proasellus meridianus*, *Sisyra* sp., *Rheocricotopus* sp., *Harnischia* sp., *Parachironomus* gr. *vitiosus*, Ablabesmyia longistyla, Ablabesmyia monilis, Tanypus pe1, Paracladius conversus, Psectrocladius oxyura, Cladopelma pe1, Cryptochironomus obreptans, Cryptochironomus pe1, Cryptotendipes sp., Endochironomus

albipennis, Glyptotendipes s.str. pe1., Microchironomus tener, Parachironomus biannulatus, Phaenopsectra sp. en Cladotanytarsus pe4/pe5.

Pisidiidae spp. (Bivalvia) zijn typische zoetwater bewoners die leven in de oppervlakkige sliblaag van alle soorten wateren, mits deze niet te sterk met chemische afvalstoffen zijn verontreinigd. *P.nitidum* leeft in velerlei soorten wateren. *P.supinum* ook maar deze soort vertoont een voorkeur voor stromend water en komt niet voor in meren (Janssen & de Vogel 1965). Pisidiidae zijn alleen in 1983 verder dan op genusniveau gedetermineerd. Aan dit voorkomen zal dan ook geen indicatieve waarde worden gehecht.

Armiger cristata (Gastropoda), komt voor in stilstaand, rijkbegroeid zoet en brak water. Soms ook in iets bewogen water. Gewoonlijk tussen de vegetatie en ook op stenen (Janssen & de Vogel 1965).

De beide **Valvata** soorten (Gastropoda) komen voor in stilstaand (zwak stromend) water met veel plantengroei (Janssen & de Vogel 1965).

Ablabesmyia longistyla, A.monilis (Chironomidae) komen voor op het pelaal (bodem bedekt met) dikke laag modder die bestaat uit fijn organisch materiaal plus eventueel klei (Klink & Moller Pillot 1982). Volgens Thienemann (1954) is A.monilis een euryoeke/eurytope soort die ontbreekt in de salmoniden-zone van de Europese rivieren. Fittkau (1962) vermoedt dat A.longistyla in zuurstofrijker water leeft dan A.monilis.

Paracladius conversus (Chironomidae) is bekend uit meren en langzaam stromend water (Hirvenoja 1973). In snelstromende beken en rivieren schijnt het genus geheel te ontbreken. In Nederland is de soort bekend uit diverse laagland beken (Moller Pillot 1984).

Cryptochironomus obreptans (Chironomidae), leeft op het psammopelaal (Klink & Moller Pillot). De soort komt in Nederland op vele plaatsen voor en is ook bekend uit de grote rivieren. Zowel in stilstaand als in stromend water komt de soort voor (Moller Pillot 1984).

Endochironomus albipennis (Chironomidae) wordt meestal gevonden op planten in ondiep, stilstaand water. Op het substraat spinnen zij kokertjes, het zijn filter feeders (Walshe 1951). In Nederland wordt de soort gevonden in vele eutrofe sloten en plassen, verspreid over het gehele land, soms in grote aantallen (Moller Pillot 1984).

De soorten die alleen voorkomen te Keizersveer geven aan dat het hier vaak bijna stilstaand water betreft. Het valt op dat er geen aanwijzingen zijn voor toleranties voor organische verontreiniging.

Soorten die overal voorkomen maar ontbreken in Keizersveer zijn: *Dugesia tigrina, Erpobdella nigricollis,* Prodiamesa olivacea en Brillia longifurca.

Brillia longifurca (Chironomidae) leeft volgens de meeste auteurs in beken, maar komt volgens Thienemann (1944) ook voor in stilstaand water. In Nederland is een klein aantal vindplaatsen bekend in midden- en laaglandbeken, op geen van deze plaatsen was de soort talrijk (Moller Pillot 1984). In de Geul is de soort gevonden bij vrij sterke verontreiniging (Cuypers & Damoiseaux 1981). Het is een lithorheofiele soort volgens Klink & Moller Pillot (1982).

Duidelijke redenen voor het ontbreken van deze soorten te Keizersveer werden niet gevonden.

Tenslotte volgt, voor de volledigheid, hieronder een lijst van taxa die op alle vier de locaties voorkomen:

Dugesia lugubris
Oligochaeta
Glossiphonia complanata
Helobdella stagnalis
Erpobdella octoculata
Dreissena polymorpha
Bithynia tentaculata
Asellus aquaticus
Nanocladius bicolor agg.
Dicrotendipes (gr.) nervosus
Glyptotendipes sp.
Parachironomus (gr.) arcuatus
Procladius sp.
Cricotopus bicinctus
Cricotopus intersectus
Cricotopus sylvestris
Cricotopus triannulatus
Nanocladius sp.
Chironomus sp.
Glyptotendipes pallens
Parachironomus longiforceps

5.1.2.2 Distributie patronen in de tijd

Net als in de ruimte kunnen ook in de tijd organismen op bepaalde plaatsen verdwijnen of opkomen. Aan de hand van literatuur zal het voorkomen van een aantal soorten worden besproken. Van deze soorten is bekend dat zij uit de Maas of de Rijn verdwenen zijn of waarvan de verspreiding en/ of abundantie van deze soorten in de tijd drastisch is gewijzigd. Hierbij zal de nadruk liggen op de rivier als habitat voor specifieke riviertaxa. Door deze gegevens te vergelijken met de huidige situatie wordt een indicatie verkregen van de veranderingen in de tijd. Daar de meeste literatuur zich beperkt tot óf het Nederlandse stroomgebied óf het Belgische (Duitse) stroomgebied, zal wanneer het niet om het Nederlandse stroomgebied gaat dit apart worden vermeld.

Porifera

Sponzen komen volgens Redeke (1948) in de Maas niet veel voor. Refererend naar de Maascommissie (Romijn 1919) noemt hij *Ephydatia fluviatilis* en *Spongilla lacustris*. Van de vier in Nederland voorkomenden zoetwatersponzen (van Soest 1976) werden gedurende dit onderzoek *Eunapius fragilis* en eveneens *Ephydatia fluviatilis* waargenomen.

Oligochaeta

Redeke (1948) vermeldt dat de Oligochaeta algemeen voorkomen in de Maas. Als typische rivierbewoners noemt hij *Nais bretscheri, Homochaeta naidina* (naamgeving volgens Mol 1984), *Macrochaetina intermedia, Chaetogaster langi, Tubifex barbatus* (komt niet voor in de lijst van Mol (1984)) en *T.tubifex*. Daarnaast noemt hij *Stylaria lacustris, Nais communis* en *N.obtusa*. De meeste van deze soorten komen volgens recente literatuuropgaven nog steeds voor in de Maas (zie bijlage III). In dit onderzoek werden bemonsteringsmethoden gebruikt die niet optimaal zijn voor de bemonstering van Oligochaeta.

Hirudinea

De klasse Hirudinea is volgens Redeke (1948) zeldzaam in de 'eigenlijke rivier' (Maas). De soorten, die op rustige plaatsen, gevonden worden komen ook voor in stilstaande wateren. In dit onderzoek komen in Nederland bloedzuigers echter soms als subdominante soort voor, met name in Borgharen.

Mollusca

In het minder bewogen water nabij de oevers noemt Redeke (1948) *Unio crassus* var. *batavus, U.timidus, Sphaerium corneum* var. *scaldiana* en *S.solidum*. *Unio timidus* wordt in de recente literatuur alleen genoemd uit het Belgische deel van de Maas (Meurisse-Genin *et al.* 1987).

Als oeverbewoners noemt hij: *Ancylus fluviatilis, Bithynia tentaculata, Theodoxus fluviatilis,* de laatste twee beide tot boven Maastricht, *Viviparus viviparus, Radix auricularia, Galba truncatula, Physa fontinalis, Pisidium pulchellum, Sphaerium rivicola, Dreissena polymorpha, Unio pictorum, Anodonta cygnea, A.anatina* en *Pseudoanodonta complanata elongata*. De soorten *Galba truncatula, Sphaerium rivicola, Anodonta cygnea* en *Pseudoanodonta complanata* worden in de recente literatuur over de Maas niet meer genoemd (zie bijlage III).

Acarina

Watermijten zijn volgens Redeke (1948) van ondergeschikt belang in de Maas. Hij citeert Romijn (1919) die één exemplaar vond van *Forelia variegator* (larven parasitair op Chironomidae, zeer zeldzaam (Davids 1979)) en één van *Mideopsis orbicularis* (prefereert langzaam stromend water, algemeen door heel Nederland (Davids 1979)). In dit onderzoek werden gevonden in Nederland *Unionicola aculeata* (larven parasitair op Chironomidae, eieren of niet aktieve stadia in zoetwatersponzen of -mosselen (*Anodonta anatina, A.cygnea*), in stilstaand tot langzaam stromend water (Davids 1979)) *Lebertia* sp. (voornamelijk in langzaam stromend water (Davids 1979)) gevonden, en alleen in België *Torrenticola amplexa* en *Sperchonopsis* sp.. Oligotroof en eutroof water herbergt ongeveer de dezelfde mijtensoorten. Voorts wordt het voorkomen van de mijt in hoge mate bepaald door het voorkomen van de gastheer van de larven (Davids 1979).

Crustacea

Redeke (1948) noemt van de Isopoda en Amphipoda, *Astacus astacus, Gammarus pulex* en *Asellus aquaticus* de enige vertegenwoordigers van deze ordes in de Maas. Van deze soorten wordt *Asellus aquaticus* tegenwoordig veelvuldig, en vaak in grote hoeveelheden, waargenomen. Ook *Gammarus pulex* wordt min of meer regelmatig gevonden. *Astacus astacus* wordt echter steeds zeldzamer, in de

laatste jaren is deze soort alleen door Peeters (1988) nog gevonden in de Nederlandse Maas. Deze drie soorten zijn tegenwoordig in ieder geval niet meer de enige drie Crustacea die in de Maas worden aangetroffen: *Atyaephyra desmarestii, Orconectus limosus, Corophium curvispinum, Echinogammarus berilloni, Gammarus fossarum, G.tigrinus, G.roeseli, Orchestia cavimana, Proasellus meridianus* en *Proasellus* spp. werden recent ook aangetroffen. Van een aantal van deze soorten is bekend dat het immigranten betreft.

Ephemeroptera

Redeke (1948) noemt *Cloëon dipterum, Caenis horaria* en *Heptagenia sulphurea* als haften die voorkwamen in de Maas. De eerste twee zijn soorten met een brede ecologische 'range' en komen nog steeds in de rivieren voor. *Heptagenia sulphurea*, een typische rivierbewoner, schijnt echter bijna te zijn verdwenen uit Nederland (Mol 1981). Hetzelfde geldt voor *Paraleptophlebia submarginata.*

Van de waarschijnlijk 65 soorten haften die er in Nederland voorkwamen, zijn er minstens 14 waarschijnlijk verdwenen. Velen verdwenen aan het begin van deze eeuw. Zonder uitzondering betreft het soorten die in de Nederlandse grote rivieren leefden (Mol 1984). Deze soorten zijn: *Isonychia ignota, Raptobaetopus tenellus, Rhithrogena diaphana, Ecdyonurus affinis, E.aurantiacus, E.dispar, (E.insignis?), Heptagenia coerulans, H.longicauda, Ametropus fragilis, Choroterpes picteti, Potamanthus luteus, Ephemera lineata, Ephoron virgo* (laatste opgave uit 1936) en *Palingenia longicauda* (voor het laatst verzameld in 1907).

Enkele van deze soorten worden nog wel in het Belgische deel van de Maas gevonden zoals *Ecdyonurus* spp. (Meurisse-Genin 1987), *Ephoron virgo* (dit onderzoek), en *Potamanthus luteus* (Klink 1984).

Odonata

De specifieke fauna van de grote rivieren is in Nederland grotendeels al in de 19de eeuw verdwenen. Dit kan treffend worden geïllustreerd aan de hand van de karakteristieke soort *Gomphus flavipes* (voor het laatst verzameld in 1902) en *Ophiogophus cecilia* (leefde op rustige plaatsen waar modder werd afgezet, onder meer aan de Maas). Nu komen in de rivieren nog voor *Calopteryx splendens*, een soort die na 1950 sterk achteruit is gegaan, *Platycnemis pennipes, Cercion lindenii* en *Ischnura elegans*. Deze laatste is een eurytope soort die sinds 1950 juist vooruit gaat (Geijskes & van Tol 1983).

Gomphus flavipes was een bewoner van grote rivieren, speciaal in de benedenloop (epi- en hypopotamaal). *G.flavipes* is in West- en Midden-Europa nu vrijwel overal uitgestorven. De larven leefden tussen zand of tussen ander fijn materiaal op de bodem van de rivier. Ze voedden zich met Oligochaeta en larven van Chironomidae. *G.flavipes* is ongetwijfeld door verontreiniging van de grote rivieren reeds in het begin van deze eeuw uit Nederland verdwenen (Geijskes & van Tol 1983).

Ophiogomphus cecilia is een koudstenotherme soort van zeer zuivere bergbeken en riviertjes op open zandige plekken in bossen. De larven leven daar gewoonlijk ingegraven in de zandige bedding. In Midden-Limburg kwam de soort vroeger voor aan de oever van de Maas op kribben en grote steenbrokken. Als voedsel nemen de larven naast Tubificidae en Chironomidae-larven ook larven van de haft *Ephemera danica*, die eveneens in modder en zand ingegraven leven (Geijskes & van Tol 1983).

Plecoptera

Vermoedelijk heeft geen groep aquatische organismen meer te lijden gehad van waterverontreiniging, dan de Plecoptera. Ongeveer de helft van de soorten die in Nederland werden gevonden zijn waarschijnlijk uitgestorven (Mol 1984). Deze soorten (14 in totaal en allemaal soorten uit de grote rivieren) waren door de verontreiniging van het rivierwater al voor 1940 verdwenen (Geijskes 1940, Claessens 1981). Het betreft de volgende soorten: *Brachyptera risi, B.trifasciata* (is waarschijnlijk *B.braueri* (van Tol 1985)), *Oemopteryx loewii, Protonemura meijeri, Isogenus nubecula, Isoperla obscura, Dinocras cephalotes, Marthamea selysii, Perla burmeisteriana, Isoptena serricornis, Chloroperla tripunctata, Siphonoperla torrentium, S.burmeisteri* en *Xanthoperla apicalis*. Al deze soorten werden door Albarda (1889) nog beschreven.

Tussen 1940 en 1960 zijn waarschijnlijk nog eens vijf soorten verdwenen (Claessens 1981). Dit betreft soorten uit wat kleinere rivieren: *Taeniopteryx nebulosa, Isoperla grammatica, Leuctra fusca, Protonemura nitida* en *Euleuctra geniculata.*

Marthamea selysii was karakteristiek voor de Maas en is in Nederland voor het laatst in 1918 waargenomen.

Heteroptera (Hemiptera)
Redeke (1948) vermeldt in de Maas, vanaf Eijsden tot aan de Bergsche Maas (sic), het voorkomen van *Aphelocheirus aestivalis*. In dit (en ander) onderzoek is deze soort alleen in de Maas in België gevonden.

Coleoptera
Helophorus avernicus was volgens Redeke (1948) in zijn tijd een zeldzame waterkever. Eerder kwam deze soort echter algemeen voor langs de Maasoevers in Limburg.

Diptera
Simulium-soorten waren volgens Redeke (1948) zeer algemeen en talrijk in de Limburgse Maas, net als Chironomini en Tanytarsini. In dit onderzoek werden noch met behulp van het kunstmatig substraat noch bij de exuviaebemonsteringen Simuliidae-soorten gevangen. Door Meurisse-Genin (1987) worden wel Simuliidae gevonden zij het alleen bovenstrooms van Huy. Ook in de Rijn moeten in vroeger tijden veel Simuliidae gezeten hebben. Tegenwoordig wordt ook daar de Diptera-fauna echter gedomineerd door Chironomidae (Klink 1989).

Klink & Moller Pillot (1982) melden dat de psammofiele soorten *Demicryptochironomus vulneratus* en *Robackia demeyerei* en de pelofiele soort *Kiefferulus tendipediformis* zijn verdwenen uit de grote rivieren van Nederland. Klink (1985) geeft een lijst van uit de Grensmaas verdwenen Chironomidae: *Buchonomyia thienemanni* (deze soort wordt niet vermeld in Mol 1984), *Orthocladius rivulorum, Symposiocladius lignicola* (nieuwe soort volgens Moller Pillot), *Microtendipes* gr. *chloris, Paracladopelma* sp., *Paratendipes* gr. *albimanus, Stictochironomus* sp., *Stempellina* sp. en *Tanytarsus* gr. *brundini*.

Trichoptera
Ook de uit Nederland verdwenen Trichoptera behoorden vooral tot de kenmerkende soorten van grote rivieren (Mol 1984). Het gaat om de volgende soorten: *Chimarra marginata, Psychomyia pusilla, Cheumatopsyche lepida, Hydropsyche exocellata, H.ornatula, Odontocerum albicorne, Athripsodes albifrons, Ceraclea riparia, Oecetis notata, O.tripunctata, Setodes punctatus, S.viridis, Brachycentrus subnubilus* en *Lepidostoma hirtum*.

Voor de Grensmaas kan hieraan toegevoegd worden *Orthotrichia angustella, Polycentropus flavomaculatus, Oligoplectrum maculatum, Goera pilosa, Silo pallipes* en *Lasiocephala basalis* (Klink 1985). Enkele van deze soorten, *H.exocellata, O.notata*, worden in dit onderzoek nog wel in België aangetroffen.

5.1.3 Dominante soorten uit de Rijn

Voor de macro-evertebraten uit de Rijn zijn alleen de (sub)dominante en specifieke soorten in onderstaande paragraven op een rijtje gezet.

In tabel 6-9 zijn, op dezelfde wijze als voor de Maas werd gedaan, de (sub)dominante soorten per jaar en per locatie weergegeven.

Tabel 6. Overzicht van de (sub)dominante soort in Lobith (Tolkamer).

(sub)dominante soorten	1983	1984	1985	1986	1987	1989
Dreissena polymorpha			x			x
Gammaridae sp. (juv.)			x			
Gammarus tigrinus						x
Rheotanytarsus rhenanus			x	x		
Cricotopus triannulatus				x		
Cricotopus bicinctus				x	x	
Polypedilum scalaenum					x	
Cladotanytarsus sp.						x
cf. Psilotanypus lugens						x
cf. Tanytarsus lestagei						x

Tabel 7. Overzicht van de (sub)dominante soort in Slijk-Ewijk.

(sub)dominante soorten	1983	1984	1985	1986	1987	1989
Cladotanytarsus sp.				x		
Cricotopus triannulatus				x		
Cricotopus bicinctus				x	x (1)	
Nanocladius rectinervis					x (2)	
Rheotanytarsus rhenanus					x (3)	
Synorthocladius semivirens					x (4)	

Tabel 8. Overzicht van de (sub)dominante soort in Varik.

(sub)dominante soorten	1983	1984	1985	1986	1987	1989
Rheocricotopus chalybeatus				x (2)		
Rheotanytarsus photophilus				x (3)		
Rheocricotopus fuscipes				x (4)		
Cricotopus bicinctus				x (1)	x (1)	
Cladotanytarsus sp.					x (2)	
Polypedilum scalaenum					x (3)	
Nanocladius rectinervis					x (4)	

Tabel 9. Overzicht van de (sub)dominante soort in Dalem (Vuren).

(sub)dominante soorten	1983	1984	1985	1986	1987	1989
Dreissena polymorpha	x	x	x			
Bithynia tentaculata	x	x				
Oligochaeta spp.	x					
Dicrotendipes gr. *nervosus*		x				
Dicrotendipes nervosus						x (3)
Gammaridae sp. (juv.)			x			
Cricotopus bicinctus				x (1)	x	x (1)
Rheotanytarsus photophilus				x (2)		
Rheotanytarsus pentapoda				x (3)		
Polypedilum nubeculosum				x (4)		
Nanocladius rectinervis					x	
Polypedilum scalaenum					x	
Cladotanytarsus sp.					x	
Cricotopus intersectus						x (2)
Rheocricotopus chalybeatus						x (4)

In een aantal gevallen kwamen er bij de bemonsteringen van exuviae geen soorten naar voren met een aantal individuen van meer dan 20% van het totaal aantal individuen. In deze gevallen (Slijk-Ewijk 1987, Varik 1986 en 1987, Dalem 1985 en 1989) werden de vier soorten met het hoogste aantal exemplaren aangemerkt als dominante soorten. In de tabellen is bij deze soorten achter het jaar van dominant voorkomen het cijfer 1 (soort met het hoogste aantal individuen), 2,3 of 4 (soort met het op drie na hoogste aantal individuen) gezet.

5.1.4 Specifieke soorten uit de Rijn

De volgende taxa blijken op grond van de bemonsteringen met behulp van kunstmatig substraat (taxa cursief) en de bemonsteringen van exuviae (taxa onderstreept) slechts op één van de vier locaties voor te komen of te ontbreken. Eenmalige waarnemingen van een taxon met slechts één exemplaar worden hierbij buiten beschouwing gelaten.

Lobith

-taxa die alleen te Lobith (Tolkamer) werden waargenomen: *Erpobdella testacea, Acroloxus lacustris, Physa acuta, Corophium* sp., *Psectrocladius* gr. *sordidellus/ limbatellus, Chironomus* sp., *Cryptochironomus rostratus, Glyptotendipes* sp., *Ceraclea annulicornis, Hydropsyche* sp., Psectrocladius spp., Tvetenia bavarica, Cryptochironomus obreptans, Glyptotendipes pallens, Tanytarsus cf. eminulus, cf. Tanytarsus lestagei.

-taxa die overal werden waargenomen behalve te Lobith (Tolkamer): Eukiefferiella claripennis, Paratendipes sp.*.

Slijk-Ewijk

-taxa die alleen te Slijk-Ewijk werden waargenomen: Thienemannimyia sp., Cardiocladius fuscus, Psectrocladius psilopterus, Rheocricotopus effusus/ fuscipes.

-taxa die overal werden waargenomen behalve te Slijk-Ewijk: Cricotopus sp., Rheocricotopus fuscipes, Tvetenia calvescens, Harnischia sp., Parachironomus longiforceps.

Varik

-taxa die alleen te Varik werden waargenomen: Cricotopus trifasciatus.

-taxa die overal werden waargenomen behalve te Varik: Procladius sp., Orthocladius luteipes, Paratrichocladius rufiventris, Rheotanytarsus reissi.

Dalem

-taxa die alleen werden waargenomen te Dalem (Vuren): *Tricladida, Nemertea, Oligochaeta, Glossiphonia complanata, Erpobdella* sp., *Sphaerium/ Pisidium, Planorbis* sp., *Potamopyrgus jenkinsi, P.jenkinsi* f. *aculeata, Valvata piscinalis, Caenis luctuosa,* cf. *Cricotopus, Orthocladiinae* sp., *Chironomus* f.l. *reductus, Parachironomus* gr. *arcuatus, Polypedilum nubeculosum,* Brillia longifurca, Bryophaenocladius sp., Eukiefferiella sp., Limnophyes sp., Nanocladius sp., Orthocladius thienemanni/luteipes, Rheocricotopus atripes, Rheocricotopus sp., Smittia sp., Cryptocladopelma viridula, Kloosia pusilla, Rheotanytarsus sp..

-taxa die overal werden waargenomen behalve te Dalem (Vuren): Tvetenia verralli, Prodiamesa olivacea.

Taxa die op iedere locatie werden waargenomen zijn: *Erpobdella octoculata, Piscicola geometra, Dreissena polymorpha, Bithynia tentaculata, Radix peregra, Asellus aquaticus, Proasellus meridianus, Gammaridae* sp. (juv.), *Gammarus tigrinus,* Rheopelopia ornata, *Rheopelopia* sp., Cricotopus annulator, C.bicinctus, C.sylvestris, C.triannulatus, *Nanocladius bicolor, Nanocladius rectinervis,* Orthocladius glabripennis (?), O.rivicola, O.rubicundus, Orthocladius spp., Rheocricotopus chalybeatus, Synorthocladius semivirens, Chironomus sp., Cryptochironomus rostratus, *Dicrotendipes* gr. *nervosus, Parachironomus longiforceps,* Paracladopelma nigricola, Polypedilum scalaenum, *Xenochironomus xenolabis,* Cladotanytarsus sp., Micropsectra atrofasciata, Rheotanytarsus pentapoda, R.rhenanus, *Rheotanytarsus* sp., *Ceraclea dissimilis, Ecnomus tenellus, Hydropsyche contubernalis,* Hydropsyche sp..

5.1.5 Kwaliteitsbeoordeling op grond van de autecologie

De informatie die wordt gevonden ten aanzien van het voorkomen van bepaalde soorten bij een bepaalde waterkwaliteit is niet overvloedig en beperkt zich voornamelijk tot uitspraken over toleranties van organismen voor organische belasting of de hieraan gekoppelde zuurstofgehalten. Over biotoopkeuze (soort substraat, stroomsnelheid van het water) en voedsel zijn over het algemeen meer gegevens bekend.

Uit de informatie over de autecolgie van de dominante soorten van de Maas (zie kaders in de betreffende paragraven) komt op grond van de dominante soorten naar voren dat de waterkwaliteit te Hastière relatief (in vergelijking met de overige monsterpunten) goed is. De autecologie van de

* Aangezien de bemonsteringen met kunstmatig substraat op twee locaties plaatsvonden, wordt hier voor de soorten van het kunstmatig substraat verwezen naar de taxa die alleen werden waargenomen te Dalem (Vuren). Andersom zijn de soorten van het kunstmatig substraat die alleen te Lobith werden waargenomen de soorten die ontbreken te Dalem.

specifieke soorten in de ruimte laat zien dat te Hastière een relatief erg groot aantal soorten (waaronder Ephemeroptera, Trichoptera, *Atherix* spp. en zelfs Leuctra sp.) alleen daar wordt aangetroffen. Vele van deze soorten zijn intolerant voor lage zuurstofconcentraties of organische belasting.

De locaties Hermalle en Borgharen vertonen, zoals blijkt uit de autecologie van de dominante soorten, een dieptepunt in het lengteprofiel van de rivier wat betreft zuurstofhuishouding en organische belasting. Uit het voorkomen of ontbreken van specifieke soorten in de ruimte blijkt dat er te Hermalle slechts twee soorten voorkomen die elders ontbreken. De enige soort waarvan voldoende gegevens over toleranties voorhanden waren was *Physa acuta*, een slak die in hoge mate bestand is tegen verontreiniging. De soorten die overal voorkomen maar ontbreken te Hermalle zijn over het algemeen tolerant tot zeer tolerant te noemen. Wanneer hiervoor geen andere factoren (zoals bijvoorbeeld de afwezigheid van geschikt substraat) dan de waterkwaliteit verantwoordelijk zijn, is deze kwaliteit zeer slecht te noemen. Ook het aantal soorten dat alleen in Borharen voorkomt is laag en geeft geen informatie over waarom deze soorten juist hier alleen voorkomen. Van de soorten die overal voorkomen maar ontbreken te Borgharen wijzen twee soorten in de richting van een te hoog zwevend stofgehalte.

Keizersveer geeft weer een licht herstel te zien al is de tolerantie van de meeste dominante soorten voor lage zuurstofspanningen en organische belasting hoog.

Opgemerkt moet worden dat bij de verdeling van de soorten in de ruimte op grond van de exuviaebemonsteringen enige voorzichtigheid in acht moet worden genomen daar bij deze wijze van bemonsteren de herkomst van de exuviae niet geheel zeker is.

In de tijd blijkt er globaal voor alle monsterpunten een toename in organische belasting te zijn geweest in 1985 en 1986, waarna in 1987 op de meeste plaatsen een herstel optrad wat in 1989 (voor zover bemonsterd) weer verdween. Op deze algemene trend maakt Borgharen in 1984 een uitzondering. De verslechtering die op de overige locaties optreedt in 1985 lijkt zich daar een jaar eerder al voor te doen. Ook Keizersveer wijkt af van deze regel. Hier zijn de verschillen over de bestudeerde jaren, zo aanwezig, veel minder uitgesproken dan op de andere locaties.

Het voorkomen van specifieke soorten in de tijd laat voor een groot aantal taxa het trieste relaas zien van een toenemend aantal verdwenen soorten. Deze achteruitgang, van met name Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera en Trichoptera, betreft vooral soorten van de grote rivieren. In België zijn een aantal van de in Nederland verdwenen soorten nog terug te vinden in de Maas. Dit betreft dan voornamelijk locaties bovenstrooms van Namen (dit onderzoek, Meurisse-Genin 1987). Andere taxa, zoals Hirudinea en Crustacea, lijken te zijn toegenomen in abundantie. Deze toename in (geïmmigreerde) Crustacea wordt ook in de Rijn waargenomen (van de Brink *et al.* 1990). De achteruitgang van een groot deel van deze taxa nam al een aanvang aan het eind van de vorige eeuw. De oorzaak van deze achteruitgang is tweeledig. Ten eerste speelt de kanalisatie en normalisatie van de rivieren, waardoor een aantal specifieke biotopen verdween een belangrijke rol. Ten tweede is de toenemende verontreiniging de oorzaak van het verdwijnen van veel soorten.

Voor uitgebreide informatie over het voorkomen van soorten in de Rijn wordt verwezen naar van Dessel (1989) en van den Brink *et al.* (1990).

5.2 Beoordeling op grond van indices

Eén van de redenen dat biologische waterkwaliteitsbeoordeling lange tijd op slechts beperkte schaal werd toegepast moet gezocht worden in het feit dat het biologisch onderzoek vaak resulteerde in een enorme hoeveelheid gedetailleerde informatie die zonder uitleg van (een) specialist(en) ontoegankelijk was voor de niet-bioloog. Om de grote hoeveelheden data te reduceren (wat ongetwijfeld leidt tot een verlies van informatie) tot eenvoudige getallen waaraan een zekere waarde kan worden toegekend, zijn in de loop der jaren verschillende indices gepresenteerd.

5.2.1 Biotische en diversiteitsindices

Of de verschillen tussen locaties (in ruimte of tijd) worden afgeleid uit de aan- of afwezigheid van bepaalde indicator-organismen zoals gebeurt in de biotische indices, of dat ze worden uitgedrukt in verschillen in de ratio tussen aantallen individuen per soort en het totaal aantal organismen zoals wordt weergegeven in diversiteits indices, de grondgedachte achter al deze indices is dezelfde en luidt als volgt: "Since the environment at a location in large parts determines what organisms are able to inhabit that location, the inhabitants should be biological indices of environmental changes" (Warren 1971).

Ondanks dat volgens auteurs als Guhl (1987) de totale biocoenose moet worden meegenomen in de waterkwaliteitsbeoordeling, dus inclusief flora en microfauna, is in eerste instantie gekozen voor de parameter 'macro-evertebraten op kunstmatig substraat'. In stromend water zijn het namelijk díe organismen die een vaste plaats hebben in de rivier, hetzij doordat ze leven in de waterbodem (benthos) hetzij doordat ze leven op vaste objecten in de rivier inclusief planten (periphyton), die het beste de kwaliteit van het water weergeven. Plankton dat meestroomt met het water in de rivier is meer indicatief voor het verleden van het water waarin het wordt aangetroffen (Hawkes 1979).

Op grond van evaluaties van indices in de literatuur (Hellawell 1978, Persoone & de Pauw 1979, Hawkes 1979, Illies & Schmitz 1980, Washington 1984, Guhl 1987) en het gebruik van bepaalde indices bij de macro-evertebratenfauna gevonden in de Maas door andere auteurs (Meurisse-Genin *et al.*1987, Smit 1982), is ervoor gekozen gebruik te maken van de volgende indices:

-Het saprobie-systeem van Sládecek (1973)
-De Trent Biotic Index (Woodiwiss 1964, 1978 deze laatste publicatie waarin de uitgebreide versie is beschreven in Persoone & de Pauw 1979)
-De diversiteits index van Margalef (1968)

De eerste twee indices vallen onder de verzamelnaam biotische indices omdat ze gebruik maken van indicator-organismen.

Het saprobie-systeem werd voor het eerst gepresenteerd door Kolkwitz & Marsson (1902, 1908, 1909) en vervolgens door een groot aantal auteurs bewerkt (o.a. Pantle & Buck 1955, Zelinka & Marvan 1961, Liebmann 1962, Sládecek 1973) en bekritiseerd (Bartsch & Ingram 1966). De voornaamste bezwaren van het saprobie-systeem zijn:

-Het saprobie-systeem kan alleen gebruikt worden als indicatie voor verontreiniging met organisch, biologisch afbreekbaar afval. "The original concept of biological indicators of pollution (expressed in saprobic systems) is unfortunately not applicable to industrial wastes or to domestic wastes mixed with toxic pollutants" (Sládecek 1973).
-De organismen moeten tot op het soortniveau worden gedetermineerd. Dit vergt veel tijd en een goede soortenkennis, waarbij met betrekking tot dit laatste kan worden opgemerkt dat men over de taxonomische positie van een aantal soorten nog in het duister tast.
-De 'ecologische waarde', de saprobic-index, wordt op empirische wijze aan de soorten toegekend, terwijl de ecologische basiskennis van de individuele soorten en gemeenschappen onvoldoende bekend en bovendien plaatsgebonden is.

De gebruikte formule van Sládecek:

$$S = \frac{\sum_{i=1} s_i \cdot G_i \cdot h_i}{\sum_{i=1} G_i \cdot h_i}$$

waarin:

S = de saprobie-index van de betreffende locatie
s_i = de 'saprobic index' van de i^{de} soort (0-8)
G_i = de indicatieve gewichtsfactor van de i^{de} soort (1-5)
h_i = de abundantie waarin de organismen voorkomen. In dit rapport, wordt in navolging van Smit (1982) de indeling van Moller-Pillot (1971) gebruikt: h=1: 1-5 ex.; h=2: 6-10 ex.; h=3: 11-50 ex.; h=4: 51-100 ex.; h=5: 101-500 ex.; h=6: 501-1000 ex.; h=7: 1001-5000 ex..

De 'saprobic index' is een indicatieve waarde van een soort waarmee wordt aangegeven voor welke saprobie-zone die soort het meest indicatief is. Aangezien een soort zich in voorkomen veelal niet beperkt tot één zone, hebben Zelinka & Marvan (1961) per soort voor de verschillende zones 'saprobic valencies' vastgesteld. De 'saprobic index' van een soort is een analogie van de 'saprobic valencies' waarbij in plaats van de gehele breedte van de 'saprobic valency' alleen de piek van de verdeling wordt meegenomen (Sládecek 1973). De indicatieve gewichtsfactor van een soort geeft aan hoe zwaar de indicatorische waarde (de saprobic index) van een soort meetelt.

Van de in de Maas gevonden macro-evertebraten (uitgezonderd Porifera en Hydrozoa) worden er 39 ook genoemd in de lijst van Sládecek (1973). Op grond van deze soorten is het saprobie-niveau van de

bemonsterde locaties over de betreffende jaren uitgerekend. Van die soorten waarbij de indicatieve gewichtsfactor niet wordt vermeld is deze factor op 1 gesteld.

De Trent Biotic Index (Woodiwiss 1964) is een afgeleide van het saprobie-systeem. Het is ontworpen voor het vaststellen van organische verontreiniging en maakt eveneens gebruik van indicator-organismen waarbij de bekende volgorde van verdwijnen van macro-evertebraten door verontreiniging (grofweg in de volgorde Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera, Amphipoda, Isopoda, Diptera, Oligochaeta) wordt aangehouden. De TBI maakt dus gebruik van zowel de aan- als de afwezigheid van soorten. De uitgebreide versie van deze index telt 17 'klassen' (0-16) waarbij 0 een hoge verontreinigingsgraad indiceert en 16 staat voor zuiver water met een goede kwaliteit (zie tabel 10).

Tabel 10. Tabel zoals die in dit onderzoek gebruikt kan worden bij het bepalen van de TBI. Gewijzigd overgenomen uit Persoone en de Pauw (1979).

		Total number of groups present							
Extended TBI		0-1	2-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-35
Trent Biotic Index		0-1	2-5	6-10	11-15	16+			
Plecoptera nymphs present	more than 1 sp.	-	7	8	9	10	11	12	13
	only 1 sp.	1	6	7	8	9	10	11	12
Trichoptera nymphs present	more than 1 sp.	-	6	7	8	9	10	11	12
	only 1 sp.	-	5	6	7	8	9	10	11
Gammarus present	more than 1 sp.	-	5	6	7	8	9	10	11
	only 1 sp.	4	4	5	6	7	8	9	10
Asellus present	all above spp. absent	3	4	5	6	7	8	9	10
Tubificid worms and/or red Chironomid larvae present	all above spp. absent	2	3	4	5	6	7	8	9
All above species absent	all above spp. absent	1	2	3	4	5	6	7	8
	Some organisms as *Eristalis tenax* may be present	0	1	2	-	-	-	-	-

Met behulp van tabel 10, waarin gebruik gemaakt is van de uitgebreide versie, is de TBI vastgesteld van de verschillende locaties waar kunstmatig substraat bemonstering plaatsvond.
Het voordeel van deze indeling boven het saprobie-systeem van Sládecek is dat de TBI veel minder tijdrovend is doordat de determinatiegraad minder hoog en de methode niet kwantitatief is. Dit laatste wordt echter algemeen ook als een nadeel gezien. Naast organische verontreiniging is de TBI ook lichtelijk gevoelig voor andere vormen van verontreiniging door reductie van het aantal groepen wat hiervan het gevolg is (Hawkes 1979). De volgende groepen worden door Woodiwiss onderscheiden:

-iedere soort Platyhelminthes
-Annelida (excl. genus Nais)
-genus Nais
-iedere soort Hirudinea
-iedere soort Mollusca
-iedere soort Crustacea
-iedere soort Plecoptera
-iedere soort Ephemeroptera (excl. *Baetis rhodani*)
-*Baetis rhodani*
-iedere familie Trichoptera
-iedere soort Neuroptera
-Chironomidae (excl. *Chironomus Ch. thummi*)
-*Chironomus Ch. thummi*
-Simuliidae
-iedere andere soort Diptera ('fly')
-iedere soort Coleoptera
-iedere soort Hydracarina

Daar de Oligochaeta in dit onderzoek over het algemeen niet tot op genus zijn gedetermineerd, zijn de Oligochaeta inclusief het genus Nais, als één groep beschouwd. Wanneer, in een bepaald jaar op een bepaald monsterpunt, een taxon niet tot op soortsniveau werd gedetermineerd, is het aantal soorten geschat. In eerste instantie aan de hand van het aantal soorten dat voorkwam in het 'duplo-monster', als ook daarvan de de determinatie niet tot op soortsniveau was uitgevoerd (wat zelden voorkwam) is het aantal soorten geschat door het gemiddelde van het aantal soorten over de jaren te nemen.

Diversiteitsindices maken geen gebruik van indicator-soorten. De gedachtengang achter de diversiteitsindices is dat gemeenschappen wanneer deze onder stress komen te staan een reductie in diversiteit ondergaan. Verontreiniging, een vorm van stress, leidt in principe tot een lagere diversiteit. Wanneer echter een lage diversiteit wordt aangetroffen kan niet worden geconcludeerd dat de kwaliteit van het water slecht is omdat een lage diversiteit ook door andere vormen van stress geïnduceerd kan zijn. Een causaal verband tussen een lage diversiteit en een bepaalde vorm van verontreiniging zal op andere manieren moeten worden vastgesteld (Hellawell 1978). Om die reden is het beter diversiteitsindices vergelijkenderwijs te gebruiken in plaats van absoluut.

Veranderingen in de condities waarin een gemeenschap leeft kan de stress voor sommige soorten vergroten terwijl voor anderen de stress juist afneemt. Soorten die deel uitmaken van de 'vervangingsgemeenschap' in een organisch verrijkte omgeving kunnen niet worden beschouwd als levend onder stress. Toegepast op organische verontreiniging en eutrofiëring kan bij het gebruik van diversiteitsindices vraagtekens worden geplaatst. In het geval van fysische en toxische verontreiniging, wat het grootste deel van de soorten in een gemeenschap negatief beïnvloed en ook het ontstaan van een vervangingsgemeenschap bemoeilijkt, kan de hele gemeenschap gezien worden als levende onder stress. Diversiteitsindices kunnen daarom nuttiger zijn voor het bepalen van toxische verontreiniging dan voor het bepalen van organische (biologisch afbreekbare) verontreiniging, alhoewel de vervangingsgemeenschappen bij organische verontreiniging meestal soortenarmer zijn dan de oorspronkelijke gemeenschap (Hawkes 1979). In vergelijking met andere indices hebben de diversiteitsindices het voordeel dat het kwantitatieve metingen zijn.

De diversiteitsindex van Margalef (1968): $I = \frac{Sp-1}{\ln N}$

waarin: Sp = het aantal soorten dat aanwezig is
N = het totaal aantal individuen dat aanwezig is

Het aantal individuen per soort wordt hierin buiten beschouwing gelaten waardoor de index ongevoelig is voor veranderingen in de structuur van de gemeenschap (Wihlm & Dorris 1968).

Ook bij het berekenen van de diversiteit zijn bij de Oligochaeta niet de soorten meegenomen (voor zover gedetermineerd), maar is hiervoor in de plaats uitgegaan van de aanwezigheid van de families Naididae en Tubificidae. Wat betreft het aantal soorten zijn de pupae indet. en n.n. komen te vervallen (zie bijlage II). In het totaal aantal individuen tellen deze groepen echter wel gewoon mee.

5.2.2 De waterkwaliteit van de Maas op grond van de indices

Saprobie-index.
Zoals reeds boven vermeld is de saprobie-index een maat voor de belasting van het water met organische, biologisch afbreekbare verontreiniging. Alle bemonsterde locaties vallen binnen de mesosaprobe zone, de zone waarbinnen, bij toenemende verontreiniging, de reductieve processen langzaam toenemen en de oxydatieve afnemen. Binnen deze mesosaprobe zone (index tussen 1,5-3,5) worden twee subzones onderscheiden, de α-mesosaprobe zone (2,5-3,5) en de ß-mesosaprobe zone (1,5-2,5), waarbij de laatste de minst verontreinigde is van de twee. De bemonsterde locaties vallen met deze onderverdeling in twee groepen uiteen. Hastière (plus Tailfer) en Keizersveer behoren tot de ß-mesosaprobe, minder verontreinigde, zone, Hermalle-s-A en Borgharen tot de α-mesosaprobe zone. Gemeenschappen die voorkomen in de ß-mesosaprobe zone vertonen een evenwichtige verhouding tussen de groepen producenten, gebruikers en decompositoren, zijn soortenrijk, hebben een hoge biomassa en een hoge aktiviteit. Het dagelijks verloop van de zuurstofspanning vertoont in deze zone een dagelijkse fluctuatie waarin een duidelijke afhankelijkheid van biologische aktiviteit naar voren

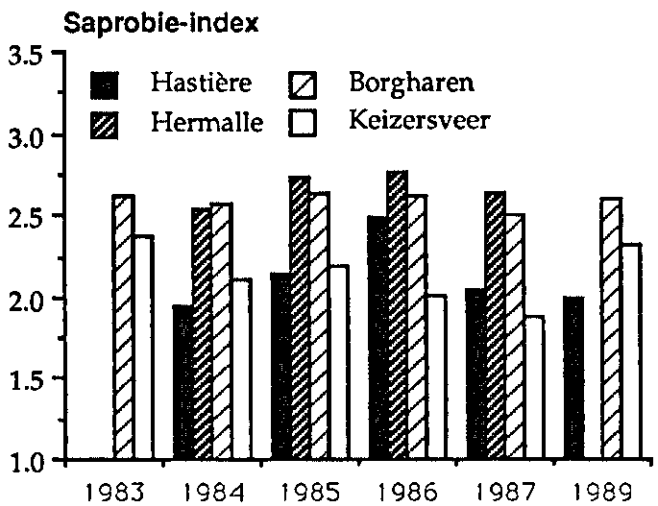
komt: overdag regelmatig een overzadiging met zuurstof terwijl 's nachts zuurstofdeficieten optreden. De gemeenschappen die voorkomen onder α-mesosaprobe condities worden gekenmerkt door een instabiel evenwicht tussen de groepen (de producenten nemen af, de gebruikers en decompositoren nemen toe), ze zijn soortenarm maar het aantal individuen per soort is groot, ze hebben een hoge biomassa en een extreem hoge bioaktiviteit. Het zuurstofgehalte in deze zone ligt gewoonlijk beneden de verzadigingswaarde, 's nachts overheersen anaerobe omstandigheden (Caspers & Karbe 1967). In tabel 11 en figuur 2 zijn de gevonden saprobie-waarden van de locaties weergegeven.

Tabel 11. Overzicht van de verschillende index-waarden, op kunstmatig substraat, per locatie over de periode 1983-1989. * Deze bemonstering vond plaats te Tailfer (33 km stroomafwaarts van Hastière).

Hastière												
jaar	1983		1984		1985		1986		1987		1989	
submonster	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Saprobie	-	-	1.79	1.81	2.34	2.06	2.67	2.43	2.00	2.16	1.83	1.95
samen	-		1.94		2.14		2.48		2.05		2.00	
TBI	-	-	7	7	8	8	8	8	7	10	8	8
samen	-		7		8		9		10		9	
Diversiteit	-	-	2.21	1.61	2.47	3.21	2.45	3.05	2.06	4.38	3.02	3.07
samen	-		2.21		3.03		3.18		4.32		3.40	
Hermalle												
jaar	1983		1984		1985		1986		1987			
submonster	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2		
Saprobie	-	-	2.57	2.57	2.75	2.75	2.75	2.75	2.64	2.62		
samen	-		2.53		2.73		2.76		2.63			
TBI	-	-	7	7	4	4	5	5	4	5		
samen	-		7		5		5		5			
Diversiteit	-	-	2.71	1.74	1.17	1.35	1.72	1.67	1.52	2.54		
samen	-		2.61		1.53		1.73		2.56			
Borgharen												
jaar	1983		1984		1985		1986		1987		1989	
submonster	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Saprobie	2.68	2.59	2.61	2.75	2.71	2.61	2.60	2.77	2.56	2.45	2.63	2.68
samen	2.62		2.57		2.64		2.61		2.51		2.60	
TBI	4	6	5	5	5	5	5	4	8	6	5	4
samen	5		5		5		5		8		5	
Diversiteit	1.73	2.28	2.60	1.64	1.97	2.25	1.57	1.27	3.64	3.18	2.31	1.98
samen	2.28		2.47		2.26		1.54		3.73		2.69	
Keizersveer												
jaar	1983		1984		1985		1986		1987		1989	
submonster	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Saprobie	2.37-	-	2.15	2.10	2.19	2.14	2.01	2.00	1.95	1.86	2.34	2.00
samen	2.37		2.11		2.19		2.01		1.89		2.33	
TBI	6	-	7	6	7	6	7	7	8	6	9	5
samen	6		7		7		7		8		9	
Diversiteit	1.79	-	2.94	2.11	2.48	2.02	1.60	1.38	2.20	2.04	2.53	1.29
samen	1.79		3.01		2.30		1.68		2.50		2.48	

Hastière vertoont de grootste spreiding in de waarnemingen (index-waarden van de submonsters tussen 1,79-2,67). Wanneer de afzonderlijke monsters per jaar worden beschouwd als één opname blijkt dat vanaf 1984 (1,94) tot 1986 (2,48) een toename in verontreiniging optrad Deze toename van de index-waarden wordt veroorzaakt door ten eerste een toename van het aantal individuen van

Asellus aquaticus en de "introductie" van Hirudinea (voornamelijk *Erpobdella nigricollis* en *E.octoculata*) en *Sphaerium corneum*, en ten tweede door de afname in voorkomen van een aantal soorten met een lage 'saprobic-index' zoals *Neureclepsis bimaculata* (1,4), *Hydropsyche contubernalis* (1,95) en *Pisidium* spp. (1,15). In 1987 (S=2,05) lagen de waarden weer lager net als in 1989 (S=2,00) waarmee ongeveer het niveau van 1984 werd bereikt (zie fig.2). Deze afname wordt veroorzaakt door vermindering van het aantal Hirudinea (in 1987 te Hastière) en *Asellus aquaticus* individuen (in 1989 te Tailfer) en een toename van het aantal soorten met een lage 'saprobic-index' zoals (naast bovengenoemde soorten) *Caenis macrura* (0,75), *Paraleptophlebia submarginata* (1,5) en *Hydropsyche exocellata* (1,95).



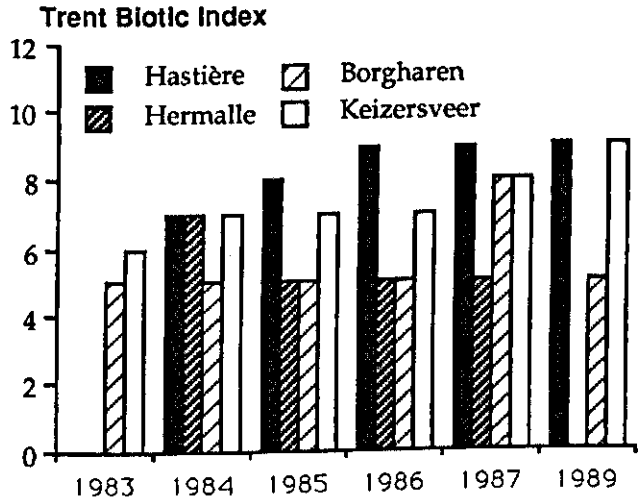
Figuur 2. Saprobie-index van de locaties in de Maas (op grond van de kunstmatig substraat bemonsteringen) over de periode 1983-1989.

Hermalle-s-A heeft duidelijk hogere waarden dan Hastière en vertoont weinig spreiding (index-waarden van de submonsters tussen 2,57-2,75). Ook hier wordt in de periode 1984-1986 een toename van de saprobie gevonden. En ook hier wordt deze toename veroorzaakt door een toename in het aantal individuen van *Asellus aquaticus* (van 425 exemplaren in 1984 tot bijna 1700 in 1986) en Hirudinea (voornamelijk *Erpobdella octoculata, E.nigricollis* en *Glossiphonia complanata*) en het verdwijnen van *Dreissena polymorpha* (2,0), *Acroloxus lacustris* (2,0), *Bithynia tentaculata* (2,0), *Ischnura elegans* (1,5) en *Neureclepsis bimaculata* (1,4), soorten met een relatief lage 'saprobic-index'. In 1987 neemt de index-waarde weer iets af tot S=2,63 door een afname van het aantal Hirudinea, *Asellus aquaticus* blijft gelijk en *Acroloxus lacustris, Bithynia tentaculata* en *Physa fontinalis* (2,0) verschijnen (weer).

Borgharen is vergelijkbaar met Hermalle-s-A, zij het dat de index-waarden over het algemeen iets lager liggen (2,45 en 2,77). In de jaren 1983-1989 schommelt de index-waarde rond de 2,6. De daling in 1987 (S=2,51) wordt veroorzaakt door een afname in *Asellus aquaticus* (van 2170 in 1986 naar 190 in 1987) en een toename in het aantal soorten met een relatief lage 'saprobic-index' zoals *Hemiclepsis marginata* (2,0), *Piscicola geometra* (2,0), *Pisidium* sp. (1,15), *Gyraulus albus* (2,0), *Physa fontinalis* (2,0) en *Hydropsyche contubernalis* (1,95). De waarden in 1987 (2,56 en 2,45) liggen rond de grens tussen de α en ß-mesosaprobe zone (2,5). In 1989 zijn een aantal van deze soorten weer verdwenen waardoor de index-waarde weer toeneemt.

Keizersveer ligt weer duidelijk lager dan Hermalle en Borgharen en heeft ook een grotere spreiding (de index-waarden van de submonsters liggen tussen 1,86-2,37). De daling van de saprobie in 1984 en 1987 worden veroorzaakt door respectievelijk een afname van het aantal Hirudinea (en het voorkomen van een aantal *Pisidium* spp. (*Pisidium* spp. werden alleen in 1984 tot op soort gedetermineerd)), en eveneens een afname in het aantal Hirudinea.

Gemiddeld genomen werden de hoogste waarden, in de ruimte, gevonden te Hermalle-s-A gevolgd door Borgharen (zie fig.2). Dit houdt in dat de Maas, door de jaren heen, te Hermalle-s-A het hoogst belast is met organische, biologisch afbreekbare verontreiniging. In de tijd komt de periode 1985-1986 als de meest ongunstige naar voren. Over het gehele lengteprofiel treedt in deze jaren een verslechtering op waarbij 1986 over het algemeen de hoogste indexcijfers heeft. In 1987 gaan de saprobie-waarden weer naar beneden om in 1989 (vooral te Keizersveer) weer te stijgen.



Figuur 3. De Trent Biotic Index van de locaties uit de Maas (berekend op grond van de kunstmatig substraat bemonsteringen) over de periode 1983-1989.

Trent Biotic Index.
De berekende TBI-waarden, de TBI is ook een saprobie-systeem maar mogelijk iets gevoelig voor andere vormen van verontreiniging, staat voor de verschillende locaties eveneens in tabel 11. Hastière scoort van de vier locaties het hoogst, gevolgd door Keizersveer (hoe hoger de TBI hoe minder de verontreiniging). Deze locaties laten bovendien over de jaren een positieve ontwikkeling zien, zie figuur 3 (waarschijnlijk wordt de lichte daling in '89 te Hastière veroorzaakt doordat dit monster genomen is te Tailfer). En net zoals naar voren kwam uit de saprobie-index zijn de locaties Hermalle-s-A en Borgharen meer verontreinigd. Op deze locaties blijft de TBI, na een afname van 7 naar 5 in 1985 te Hermalle-s-A constant in plaats van toe te nemen zoals het geval is bij de overige twee. Deze afname wordt veroorzaakt door de afwezigheid van Trichoptera (*Ecnomus tenellus, Neureclepsis bimaculata* aanwezig in 1984) vanaf 1985 te Hermalle-s-A. De uitschieter in 1987 te Borgharen, TBI= 8, wordt behalve door de vangst van een veel groter aantal groepen veroorzaakt door de aanwezigheid van *Hydropsyche contubernalis*.

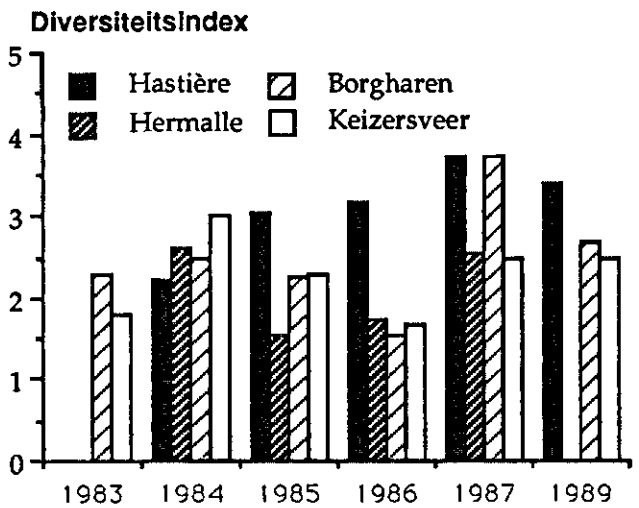
De TBI waarden geven op een aantal punten een wat ander beeld te zien dan de waarden van de saprobie-index. De jaren 1985-1986, die in de saprobie-index als het meest verontreinigd naar voren kwamen, komen in de TBI, behalve te Hermalle-s-A, niet als zodanig naar voren. Ook de verslechtering te Keizersveer in 1989 wordt in de TBI niet terug gevonden. De afname in verontreiniging zoals die wordt aangegeven door de saprobie-waarden in 1987, wordt echter ook door de TBI weergegeven.

Diversiteitsindex.
Hastière, waar op 1984 na, de hoogste indexcijfers (hoe hoger hoe beter) worden gevonden, laat wederom een stijgende lijn zien met een lichte afname in '89 (Tailfer), (zie tabel 11 en fig.4).

Hermalle-s-A en Borgharen hebben over het algemeen de laagste indexcijfers, met een dieptepunt in de periode 1985-1986 en een duidelijke piek te Borgharen in 1987.

Keizersveer ligt in het algemeen onder de waarden die gevonden worden te Hastière maar boven die van Hermalle. Dieptepunten te Keizersveer traden op in 1983 en 1986.

In de tijd geeft de diversiteitsindex globaal genomen een dieptepunt aan in de periode 1985-1986 (behalve te Hastière waar de waarden blijven stijgen) en een piek in 1987.



Figuur 4. Diversiteitsindex van de locaties uit de Maas (op grond van de kunstmatig substraat bemonsteringen) over de periode 1983-1989.

Geen van de drie gebruikte indices kan toegepast worden op de resultaten van de exuviaebemonstering. De saprobie-index van Sládecek kan niet worden gebruikt omdat er slechts een zeer gering aantal van de bij de exuviaebemonstering gevangen soorten voorkomen op de door hem gepresenteerde soortenlijst. De Trent Biotic Index kan niet worden gebruikt omdat bij exuviaebemonstering alleen de klasse Insecta wordt bemonsterd. En ook de diversiteitsindex kan niet worden toegepast omdat bemonstering van exuviae niet op een kwantitatieve wijze geschiedt. Om toch een indruk te krijgen van de soortenrijkdom op de verschillende locaties door de jaren is in tabel 12 het absolute aantal gevonden soorten weergegeven

Tabel 12. Overzicht van het absolute aantal taxa, per locatie, dat werd gevonden bij de bemonsteringen van exuviae.

jaar	maand	Hastière	Tailfer	Hermalle	Borgharen	Keizersveer
1984	juni	69			12	
1985	augustus				16	28
1986	september	17		8	15	18
1987	juni	44		14	14	15
	september	40		15	17	22
1989	mei		35		19	30
	juli		39		12	21
	september		30		18	27

Ook hieruit blijkt dat te Hastière de macro-evertebratenfauna het meest divers is. Het aantal soorten te Tailfer is iets lager maar nog steeds hoog in vergelijking met het aantal dat wordt aangetroffen te Hermalle en Borgharen. Verder stroomafwaarts neemt het aantal soorten weer toe. Door de grote

verschillen in aantal soorten tussen de verschillende bemonsteringsmaanden, die samenhangen met de verschillen in uitvliegperioden van de verschillende insekten, is een trend in de bemonsteringsjaren moeilijk vast te stellen.

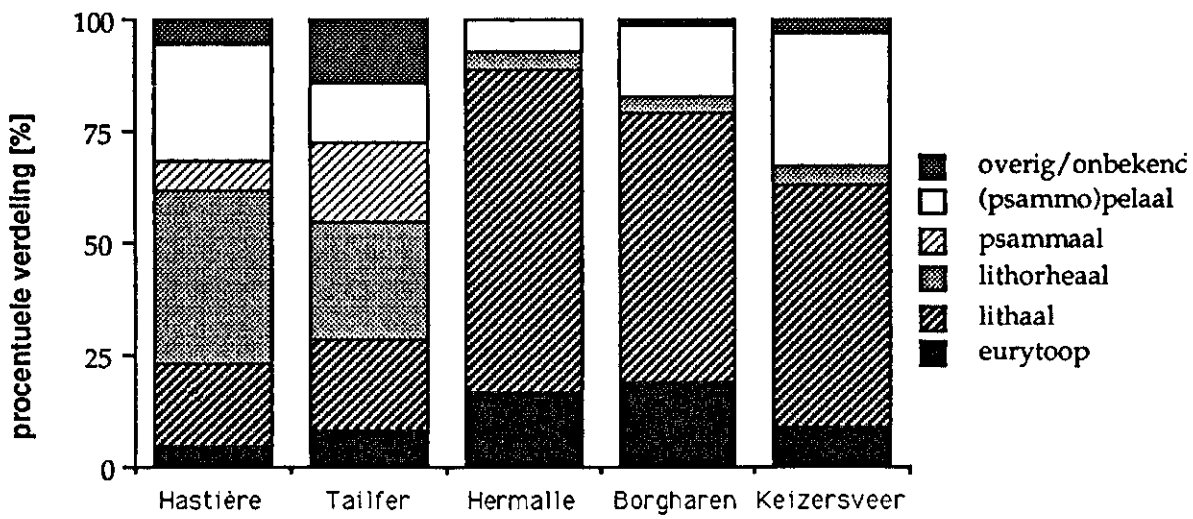
In tabel 13 zijn de percentages Chironomidae (op basis van het aantal soorten), uit de exuviaebemonstering, ingedeeld naar tolerantie-niveau naar Wilson & McGill (1982). Ondanks dat deze indeling naar tolerantie voor organische, biologisch afbreekbare verontreiniging, niet geheel blijkt op te gaan op iedere locatie (Armitage & Blackburn 1985) geeft het toch een globaal beeld van de waterkwaliteit op de verschillende locaties. Te Hastière en Tailfer kan, grofweg, gesteld worden dat iedere tolerantie-klasse met 25% van de soorten vertegenwoordigd is. Te Hermalle-s-A zijn in de eerste twee categoriën (A en B) slechts 25% van de soorten vertegenwoordigd, 75% van de soorten valt in de tolerantie-klassen (relatief) tolerant. Te Borgharen komen géén soorten meer voor uit de eerste categorie (intolerant). Gemiddeld bevindt 20% van de soorten zich in de categorie relatief intolerant, 35% in relatief tolerant en bevindt iets minder dan de helft van de soorten (45%) zich in de categorie tolerant. In Keizersveer komen weer enkele soorten voor die als intolerant worden beschouwd (8%). Relatief (in)tolerant en tolerant zijn respectievelijk 18%, 31% en 43% van de soorten. Samenvattend komen te Hastière (Tailfer) de meeste intolerante soorten (A) voor. De verhouding tussen de tolerantie-klassen in Hermalle-s-A is gelijk aan die te Keizersveer. En te Borgharen ontbreken intolerante soorten (A).

Tabel 13. Percentages Chironomidae (op basis van het aantal soorten) van de exuviaebemonstering ingedeeld naar tolerantie-niveau volgens Wilson & McGill (1982). A= intolerant, B= relatief intolerant, C= relatief tolerant, D= tolerant.

tolerantie	jaar	maand	A	B	C	D
Hastière	1984	juni	30	23	26	21
	1985	september	21	29	21	29
	1986	juni	23	23	31	23
	1987	september	21	18	29	32
Tailfer	1989	mei	34	30	24	12
		juli	31	18	27	24
		september	29	13	29	29
Hermalle	1986	september	12	0	38	50
	1987	juni	21	7	36	36
		september	6	20	27	47
Borgharen	1984	juni	0	8	59	33
	1985	augustus	0	13	33	54
	1986	september	0	33	27	40
	1987	juni	0	14	36	50
		september	0	19	25	56
	1989	mei	0	21	42	37
		juli	0	17	25	58
		september	0	22	33	45
Keizersveer	1985	augustus	11	15	33	41
	1986	september	6	22	28	44
	1987	juni	0	21	36	43
		september	14	23	18	45
	1989	mei	7	22	32	39
		juli	0	14	43	43
		september	19	7	30	44

In figuur 5 is de procentuele verdeling van het aantal Chironomidae-soorten over de verschillende biotopen uitgezet. De biotoopkeuze van de soorten is verkregen uit Klink & Moller Pillot (1982). In de figuur zijn de waarnemingen van alle jaren bij elkaar geteld. Heel duidelijk komt naar voren dat het aantal op stenen voorkomende soorten (lithaal) te Hermalle fors stijgt. Het aantal lithorheale soorten

neemt tussen Hastière en Hermalle waarschijnlijk af door de afname van de stroming. Het aantal eurytope soorten neemt ook toe. Het aantal psammale/psammopelale/pelale soorten neemt echter af. Stroomafwaarts van Hermalle neemt het aantal lithofiele soorten weer enigszins af en het aantal soorten van zand/modderbodems weer toe. Vooropgesteld dat de gebruikte indeling naar biotooppreferentie juist is zou hieruit de volgende conclusie getrokken kunnen worden. Wanneer op een locatie de bodem zodanig verontreinigd is dat organismen, die normaal in de bodem voorkomen zijn verdwenen, zal de verdeling over de biotopen worden gedomineerd door soorten die normaal niet in de bodem leven (Klink & Moller Pillot 1982, Wilson & Wilson 1984). De situatie te Hermalle (en in mindere mate Borgharen) wordt gekenmerkt door een verdeling die hier sterk op lijkt. In Keizersveer is het aantal psammopelale soorten bijna weer even groot als te Hastière. Te Hermalle is, zoals volgt uit deze gedachtengang, de verontreiniging van de bodem behoorlijk zwaar.
Dit kan zowel organische belasting als niet organische belasting betreffen.



Figuur 5. Procentuele verdeling van het aantal Chironomidae-soorten op grond van biotoopkeuze (volgens Klink & Moller Pillot (1982)), op de verschillende locaties in de Maas gemiddeld over de periode 1983-1989.

Samenvattend ziet het kwaliteitsverloop op grond van de indices er als volgt uit. Hastière vertoont over het algemeen de gunstigste index-waarden (behalve in 1984 bij de TBI en de diversiteitsindex, dit zou echter een gevolg kunnen zijn van onervarendheid aan het begin van het onderzoek). Hermalle en Borgharen komen op grond van de saprobie-index en de TBI altijd duidelijk als het meest verontreinigd naar voren. Bij de diversiteitsindex is dit niet zo duidelijk, hierbij scoort Keizersveer vaak ook laag. Keizersveer is op grond van de biotische indices duidelijk minder verontreinigd als Hermalle en Borgharen en lijkt soms zelfs minder organisch belast te zijn dan Hastière (saprobie-index 1986 en 1987).

In de tijd geeft de saprobie-index een duidelijke verslechtering te zien in 1985 en 1986 (nog erger). In 1987 is de belasting minder geworden maar in 1989 is deze verbetering weer ongedaan gemaakt. Dit beeld komt overeen met het kwaliteitsverloop op grond van de autecologie van de soorten (waarin voornamelijk saprobie gegevens voorhanden waren). De Trent Biotic Index geeft een ander beeld te zien. Hermalle en Borgharen blijven de gehele periode op hetzelfde lage niveau (behalve in Borgharen waar in 1987 een positieve uitschieter werd waargenomen). Keizersveer en in nog sterkere mate Hastière laten over de hele periode een stijgende lijn zien. Mogelijk worden deze verschillen tussen de beide biotische indices voor een deel verklaard door het feit dat de TBI ook een indicatie kan geven voor de aanwezigheid van andere vormen van verontreiniging. De

diversiteitsindex laat ongeveer hetzelfde beeld zien als de saprobie-index behalve voor het monsterpunt Hastière waar de diversiteit tot het einde toe toeneemt.

Op grond van de tolerantie-verdeling van Wilson & McGill (1982) geven de resultaten van de exuviaebemonstering in grote lijnen hetzelfde beeld. Hier is echter duidelijk een verschil te zien tussen Hermalle en Borgharen vooral in de klasse van intolerante soorten. Hermalle herbergt nog 13% intolerante soorten, Borgharen geen één.

5.2.3 Vergelijking met uit de literatuur bekende gegevens

Ondanks dat indices bedoelt zijn om op een eenvoudige manier de verontreiniging te kwantificeren en verschillende locaties met elkaar te kunnen vergelijken, dient bij vergelijking van index-waarden de nodige voorzichtigheid in acht te worden genomen. Dit geldt zeker wanneer het werk van verschillende onderzoekers wordt vergeleken. Wanneer monsternamen niet op dezelfde wijze, dezelfde plaats en/of tijd plaatsvonden kunnen verschillende index-waarden worden verkregen. Deze verschillen kunnen dan niet geheel worden toegeschreven aan veranderingen in verontreinigingsgraad. De hieronderstaande vergelijking moet dan ook worden opgevat als een voorzichtige indicatie van de (verandering van) verontreinigingsgraad ten opzichte van de door de RIWA gevonden waarden.

In 1981 is door Smit (1982) een onderzoek uitgevoerd naar de waterkwaliteit van het Nederlandse deel van de Maas op grond van de samenstelling van de macro-evertebratenfauna. Inventarisatie van deze fauna gebeurde o.a. aan de hand van de fauna die voorkomt op stenen in de rivier. Deze 'stenenmonsters' werden alle genomen in september 1981. Ter vergelijking met de monsterpunten van de RIWA zijn voor de volgende punten de index-waarden bepaald: Hermalle-s-A, Maastricht (km 620) en Maasbommel (km 803).

De saprobie-index op deze drie plaatsen bedroeg in 1981 respectievelijk 2,63, 2,33 en 2,29, vergelijk tabel 11. Deze waarden komen wat Hermalle betreft overeen met de door de RIWA gevonden waarden in de periode '84-'87. Maastricht (Borgharen) ligt lager dan de door de RIWA gevonden waarden in de periode '83-'89. De waarde 2,45 is de laagste waarde die gevonden werd in die periode en ook de enige waarde die ligt in de ß-mesosaprobe zone. Maasbommel (het meest stroomafwaarts gelegen monsterpunt maar nog 50km stroomopwaarts van Keizersveer) ligt wat betreft index-waarde tussen Borgharen en Keizersveer in.

De TBI is voor de stenenmonsters uitgerekend door per plaats de monsters van boven- en onderzijde van de stenen bij elkaar te nemen. Hermalle, Maastricht en Maasbommel komen respectievelijk uit op een TBI-waarde van 7, 7 en 8. Behalve te Maasbommel, wat eigenlijk onterecht met Keizersveer wordt vergeleken, sluiten deze TBI-waarden aan bij de waarden die in 1983/'84 werden gevonden.

Wat diversiteit betreft valt de waarde gevonden te Hermalle binnen de range die in de periode '84-'87 in dit onderzoek werd gevonden. Maastricht ligt boven de gemiddelde waarden die in dit onderzoek te Borgharen werden gevonden, op de uitschieter in 1987 na. Maasbommel met een diversiteit van 4,4 ligt ver boven alle waarden gevonden te Keizersveer/ Borgharen in de periode '83-'89.

Een ander onderzoek aan macro-evertebraten in de Maas is dat van Meurisse-Genin *et al.* (1987). Gedurende 5 jaar (1980-1984) hebben zij de Maas in België op een aantal verschillende manieren bemonsterd en op die manier een beeld gekregen van de macro-evertebratenfauna in de Belgische Maas.

Aan de hand van een door hen gepresenteerde soortenlijst is opnieuw de saprobie-waarde voor Hastière (in dit geval een station enkele kilometers meer stroomafwaarts, te Waulsort) in 1983 en (Hermalle-s-) Argenteau in 1984 bepaald. Alle monsters werden genomen van stenen uit de rivier. De saprobie-waarde te Waulsort (Hastière) in 1983 bedraagt 1,75 (vergelijk tabel 11) wat goed overeenkomt met de waarden te Hastière in 1984 gevonden op het kunstmatig substraat (1,79 en 1,81). In 1984 te Argenteau bedraagt de saprobie 2,60 wat ook goed overeenkomt met de waarden die gevonden werden op het kunstmatig substraat te Hermalle-s-A (2,53 in 1984).

Eveneens is voor Hastière en Argenteau opnieuw de TBI bepaald. Hastière werd twee maal bemonsterd, in september 1980 en in september 1983, gedurende de driejaarlijkse schoonmaakwerkzaamheden, in de stuwpanden. Argenteau werd bemonsterd in augustus 1984. Alle monsternames werden genomen van stenen uit de rivier. Hastière, gerepresenteerd door 39 groepen (zoals gedefinieerd door Woodiwiss) waaronder één Plecoptera-soort, komt op 13. Te Argenteau werden 18 groepen gevonden en de index komt hiermee op 6 (vergelijk tabel 11). De bijna verdubbelde TBI-waarde (veroorzaakt door het zeer hoge aantal groepen dat op de stenen werd

aangetroffen) in de periode direct voorafgaand aan de monsterjaren van de RIWA te Hastière kan ten dele worden veroorzaakt door eventuele verschillen in monstergrootte of door onervarendheid aan het begin van dit onderzoek. De TBI van 6 te Argenteau op stenenmonsters komt overeen met de TBI van 7 die in dit onderzoek op het kunstmatig substraat werd gevonden. Het verschil wordt veroorzaakt doordat op het kunstmatig substraat *Ecnomus tenellus* en *Neureclepsis bimaculata* voorkwamen die ontbraken op de stenen. Samen met de TBI-waarden gevonden door Smit (1982) en de door de RIWA gevonden waarden geven deze waarden het volgende beeld. In het eerste gedeelte van de bemonsteringsperiode en de periode daaraan voorafgaand (1980-1984) gaven de TBI-waarden een afname te zien. Deze afname was het sterkst te Hastière en het zwakst in Keizersveer. Nadat in 1984/'85 een dieptepunt werd bereikt stijgen de waarden weer geleidelijk (Hastière, Keizersveer) of blijven op hetzelfde lage niveau (Hermalle, Borgharen).

De diversiteit kan doordat gegevens over absolute aantallen in het onderzoek van Meurisse-Genin *et al.* (1987) ontbreken helaas niet worden vergeleken.

Te Heusden is door Schmale (1989) van DZH een inventarisatie van de exuviae van de Maas uitgevoerd. Dit gebeurde in de jaren 1987 en 1988. Omdat het hier om bemonsteringen van exuviae gaat kan alleen de indeling naar tolerantie-niveau worden vergeleken. Beide jaren laten ongeveer hetzelfde beeld zien: iets meer dan 10% valt in de categorie intolerant (A), de categorieën B en C, respectievelijk relatief intolerant en relatief tolerant, vertegenwoordigen ieder iets minder dan 25% van het aantal soorten, en 40% van de soorten behoort tot de groep tolerante organismen (D). Omdat de procentuele verdeling berekend is over het gehele jaar komen maanden waarin geen soorten uit de tolerantie-klasse A zijn gevangen (zoals in dezelfde periode in dit onderzoek, juni '87) niet tot uiting. Heusden vertoont ongeveer hetzelfde beeld als Keizersveer (zie tabel 13) wat betreft de indeling naar tolerantie-niveau van de soorten.

5.2.4 De waterkwaliteit van de Rijn op grond van indices.

Ook in de Rijn is een aantal maal de macro-evertebratenfauna bemonsterd. Bemonsteringen door middel van kunstmatig substraat werden uitgevoerd te Dalem (Vuren) in 1983, 1984 en 1985, en te Lobith in 1985 en 1989. Bemonsteringen van exuviae vonden plaats te Dalem in 1986, 1987 en 1989, te Varik in 1986 en 1987, te Slijk-Ewijk eveneens in 1986 en 1987, en te Lobith (Tolkamer) in 1986, 1987 en 1989.

Bemonstering met behulp van kunstmatig substraat

Tabel 14 geeft een overzicht van de verschillende index-waarden op de verschillende monsterlocaties.

Tabel 14. Overzicht van de verschillende index-waarden, op kunstmatig substraat, in de jaren 1983, 1984, 1985 en 1989, op twee locaties in de Rijn. * De tweede diversiteitsindex-waarde is steeds berekend zonder *Dreissena polymorpha.*

	Lobith		Dalem		
jaar	1985	1989	1983	1984	1985
Saprobie	2.28	2.09	2.06	2.34	2.37
TBI	7	6	6	7	8
Diversiteit	3.0-3.2*	1.8-1.7	1.9-2.3	3.1-3.4	3.1-3.6

Saprobie-index

Deze index laat te Dalem een flinke toename zien in 1984 (ten opzichte van 1983) en blijft daarna gelijk. De index-waarden overschrijden de grens van 2,5 met de α-mesosaprobe zone, niet. Lobith valt in de jaren 1985 en 1989 eveneens in de ß-mesosaprobe zone.

Trent Biotic Index

Deze index laat te Dalem, in tegenstelling tot de saprobie-index, een verbetering zien over de periode 1983-1985. In Lobith neemt de TBI af met één punt wanneer 1989 vergeleken wordt met 1985. De afname in index-waarde te Lobith wordt veroorzaakt door een afname in het aantal groepen. De verhoogde waarden te Dalem worden in 1984 veroorzaakt door een toename van het aantal groepen en in 1985 doordat twee exemplaren van *Caenis luctuosa* (Ephemeroptera) werden bemonsterd.

Diversiteitsindex

De diversiteit te Dalem neemt toe van 1,9 (wat een relatief lage waarde is vergeleken met de waarden die gevonden worden in de Maas (tabel 11)) in 1983 naar 3,1 in 1985. Zonder *Dreissena polymorpha* (een soort die meestal in geweldige aantallen voorkomt en zodoende de diversiteitsindex behoorlijk kan beïnvloeden) loopt de index op van 2,3 naar 3,6 (wat een relatief hoge waarde is) in 1989.

De twee index-waarden te Lobith verschillen nogal van elkaar. In 1985 heeft de diversiteit nog een waarde van 3,0 (3,2 zonder *D.polymorpha*) terwijl in 1989 slechts een index-waarde van 1,8 (1,7 zonder *D.polymorpha*) wordt gevonden.

Evenals het geval was bij de Maas geven de indices niet hetzelfde beeld. Terwijl de TBI en de diversiteitsindex te Dalem een verbetering aanduiden, wijst de saprobie-index juist op een toename in verontreiniging. Ook in Lobith wijkt de saprobie-index af van de andere twee indices. Het grote verschil in Lobith tussen 1985 en 1989 wordt overigens waarschijnlijk niet (alleen) veroorzaakt door een verschil in waterkwaliteit, maar (ook) door een verschil in standplaats van de korven aldaar. In 1989 werden de korven, in plaats van op de bodem van een krib, aan de buitenzijde van een ponton gehangen waar een behoorlijke stroming stond. Het verschil tussen de twee jaren in de waarden van de TBI en de diversiteitsindex wordt waarschijnlijk verklaard door een grotere mate van uitspoeling in 1989.

Het afwijkende gedrag van de indices ten opzichte van elkaar kan bovendien veroorzaakt worden doordat de TBI en de diversiteitsindex ook gevoelig zijn voor andere vormen van verontreiniging. Ook is het aantal waarnemingen dat met elkaar vergeleken kan worden erg laag waardoor het moeilijk is tendensen vast te stellen.

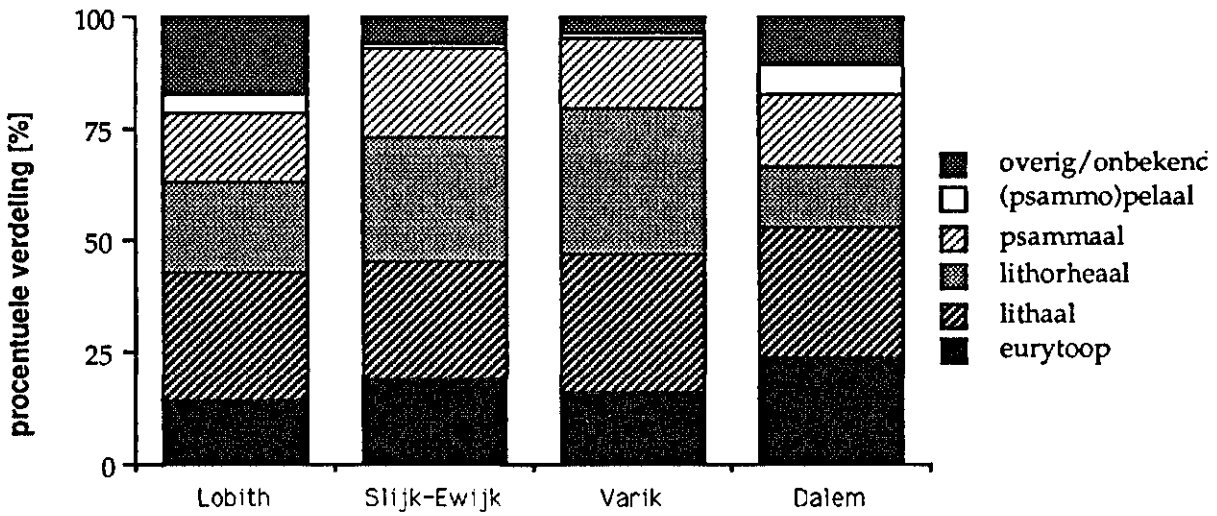
Bemonstering van exuviae

Vanaf 1985 vond er in de Rijn ook bemonstering van exuviae plaats. In tabel 15 staat de procentuele verdeling van het aantal soorten over de verschillende tolerantie-niveaux (Wilson & McGill 1982).

Tabel 15. Percentages Chironomidae (op basis van het aantal soorten) van de exuviaebemonstering ingedeeld naar tolerantie-niveau volgens Wilson & McGill (1982). A= intolerant, B= relatief intolerant, C= relatief tolerant, D= tolerant.

Locatie	jaar	A	B	C	D
Lobith/Tolkamer	1985	10	32	21	37
	1986	4	44	24	28
	1987	21	34	21	24
	1989	17	22	17	44
Slijk-Ewijk	1986	10	45	15	30
	1987	14	29	25	32
Varik	1986	15	40	20	25
	1987	10	34	28	28
Dalem/Vuren	1985	16	19	23	42
	1986	9	43	21	27
	1987	14	34	21	31
	1989	6	33	26	35

Opvallend is dat op iedere locatie, in ieder jaar, het percentage relatief-intolerante soorten (B) hoger is dan het percentage soorten dat valt in de klasse relatief-tolerant (C). Vooral in 1986 is deze trend sterk waarneembaar. Verder valt op dat in het lengteprofiel van de Nederlandse Rijn, de verhouding tussen de tolerantie-klassen nauwelijks verandert. In klasse A valt ongeveer 12% van de soorten, in klasse B 34%, in C 22% en klasse D herbergt 32% van de soorten. Dit is door de relatief geringe afstand tussen de bemonsterde locaties (de afstand tussen Lobith en Dalem bedraagt ongeveer 90 km) niet verwonderlijk. In de tijd springt 1987 er in positieve zin een beetje uit. In dat jaar werd het hoogste percentage soorten in klasse A gevonden en een van de laagste percentages soorten in klasse D.



Figuur 6. Procentuele verdeling van het aantal Chironomidae-soorten op grond van biotoopkeuze (volgens Klink & Moller Pillot (1982)), op de verschillende locaties in de Rijn gemiddeld over de periode 1985-1989.

Wanneer de procentuele verdeling van het aantal Chironomidae-soorten over de verschillende biotopen wordt bekeken (fig.6) blijkt dat deze verdeling tamelijk constant is over het lengteprofiel van de rivier. Van een spectaculaire stijging van het aantal lithale soorten, zoals in de Maas voorkwam, is hier op geen enkele locatie sprake. Het aantal lithorheale soorten neemt, na vanaf Lobith licht te zijn gestegen, te Dalem af. Deze afname lijkt geheel natuurlijk als gevolg van een afnemende stroomsnelheid nabij de monding van de rivier.

5.2.5 Vergelijking met de literatuur

Voor een vergelijking van de in dit onderzoek gevonden resultaten met de literatuur wordt verwezen naar Bloesch (1980), Caspers (1980), Wilson & Wilson (1984), Caspers & Jaeger (1988), van Dessel (1989), Klink (1989), van den Brink *et al.* (1990) en van Urk & bij de Vaate (1990).

6 Fysische en chemische aspecten van de Maas

Door eerder genoemde kanalisatie en normalisatie heeft de Maas een groot deel van haar oorspronkelijke karakter lang geleden al moeten prijsgeven. Een aantal fysische grootheden, die hieronder zullen worden beschreven, geven dit duidelijk aan. Behalve dat is de chemische samenstelling van het Maaswater, onder invloed van een gestaag toenemende verontreiniging, in de afgelopen eeuw ook drastisch gewijzigd. Zuurdeeg (1980) heeft op grond van het onderliggend gesteente de natuurlijke samenstelling van het Maaswater herleid. In grote lijnen stelt hij dat het Maasbekken in drie hydrogeochemische eenheden kan worden onderverdeeld. Dit zijn het zuidelijk deel van de Maas, de Lotharingse Maas in het bekken van Parijs dat bestaat uit poreus kalkrijk gesteente waardoor een intensief contact tussen het water en het gesteente mogelijk is. Het deel van de Maas dat door de Ardennen stroomt (afwatering ook vanuit de Eifel). Het gesteente hier is veel compacter, waardoor het contact tussen het water en het gesteenten minder intensief is, en bevat bovendien relatief minder kalksteen. En als laatste het gedeelte na Luik waar de puinwaaier van de Maas (en de Rijn) begint. Mineralogisch bestaan deze zanden, grinden en kleien uit de meest resistente delen van het gesteente dat het transport door de rivier heeft overleefd. Het kalkgehalte wordt voornamelijk bepaald door de kleifractie.

Tabel 16. De natuurlijke samenstelling van het Maaswater. Overgenomen uit Zuurdeeg (1980). Alle concentraties zijn uitgedrukt in mg/l. De nummers 1 t/m 10 verwijzen respectievelijk naar de plaatsen St. Michel, Remilly, Agimont, Namen, Namêche, Luik, Eijsden, Berg, Belfeld en Kerksloot.

Locatie	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
pH		8.0	7.7	7.6	7.6	7.5	7.5	7.5	7.4	7.2
Na^+	6.3	7.0	7.0	6.9	7.2	7.2	7.3	7.4	7.6	9.1
K^+		4.2	3.9	3.7	3.9	3.7	3.7	3.7	3.8	4.2
Ca^{2+}	99	94	76	66	68	59	59	59	58	55
Mg^{2+}	9.4	7.2	6.3	5.8	6.3	5.7	5.7	5.8	5.8	5.6
Fe_{tot}		0.28	0.21	0.17	0.16	0.12	0.12	0.13	0.14	0.30
Mn_{tot}		0.044	0.049	0.052	0.052	0.054	0.054	0.055	0.057	0.071
Cu_{tot}	0.006	0.006	0.005	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.003	0.004
Zn_{tot}	0.011	0.011	0.017	0.020	0.020	0.023	0.024	0.026	0.026	0.062
HCO_3^-	282	303	217	190	198	172	172	171	168	150
F^-	0.120	0.105	0.091	0.083	0.084	0.076	0.077	0.078	0.078	0.090
Cl^-	13.0	14.1	14.2	14.3	14.6	14.8	14.9	15.2	15.5	18.5
SO_4^{2-}	53	44	36	31	32	28	28	29	29	35
PO_4^{3-}		0.32	0.27	0.24	0.25	0.22	0.22	0.23	0.22	0.21

Al deze verschillen hebben hun beslag op de samenstelling van het water in de beken die in de drie gebieden stromen en afwateren op de Maas. De Maas laat dientengevolge een wisselende samenstelling zien over de gehele rivierloop (zie tabel 16). Over het algemeen bevat de Lotharingse Maas de hoogste gehalten aan opgeloste stof en werken de Ardennen voor bijna alle ionen verdunnend. In Nederland wordt een aantal elementen echter in grote hoeveelheden (van nature) weer toegevoegd.

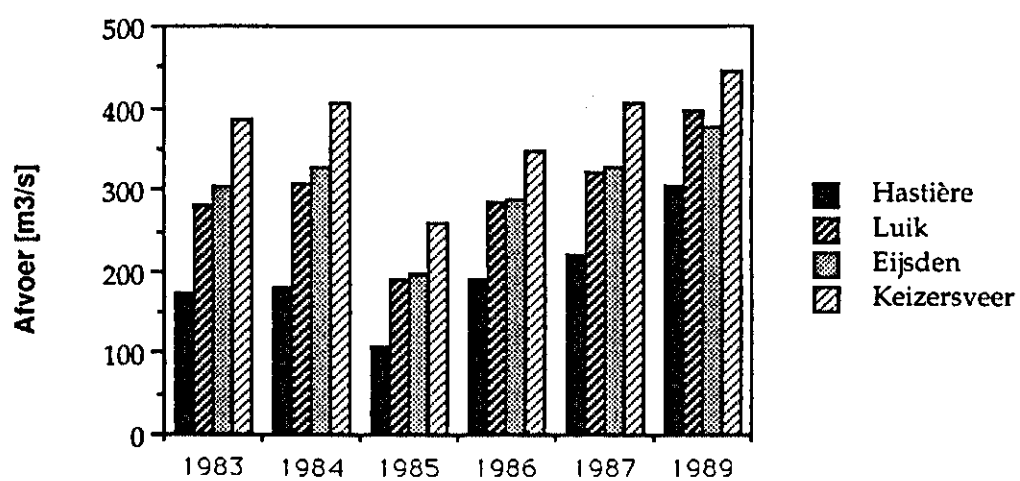
Sinds 1973 beschikt de RIWA over een Maas-meetnet wat zich uitstrekt vanaf Remilly in Frankrijk (340 km vanaf de oorsprong van de Maas) tot aan Keizersveer (855 km) ongeveer 20 km stroomopwaarts van Lage Zwaluwe waar de Maas uitmondt in het Hollands Diep/ Haringvliet. Op een achttal plaatsen langs dit traject wordt (op de meeste punten wekelijks) water bemonsterd en geanalyseerd. Op grond van deze waarnemingen (RIWA 1986, 1988, 1989, 1990, en RIZA 1981, 1985) zal hieronder een samenvatting worden gegeven van het verloop van de belangrijkste parameters over het lengteprofiel van de rivier in de periode 1983-1989.

6.1 Debiet

De waterafvoer is een belangrijk gegeven bij de interpretatie van het gehalte aan met name conservatieve stoffen in het water. Het gehalte van deze stoffen wordt enkel door verdunning beïnvloed. Bij gelijk blijvende belasting van de rivier is de concentratie omgekeerd evenredig met de afvoer. Naast een invloed op de concentraties conservatieve stoffen, beïnvloedt het debiet ook het zwevend stofgehalte (zie aldaar) en daardoor de concentraties van hieraan gebonden verontreinigingen.

De afvoer van de Maas, een regenrivier, is seizoensgebonden. Gedurende de winterperiode (december-april) is de gemiddelde afvoer hoog terwijl in de (na)zomer (augustus-oktober) de gemiddelde afvoer laag is. Op het Belgisch grondgebied winnen afvoerpieken snel aan belang, in Nederland worden de afvoerpieken snel afgevlakt. Het afvoerpatroon wordt behalve door de seizoenen ook bepaald door het stuwbeleid. De Maas, die zelf bevaarbaar wordt gehouden, voedt daarnaast ook nog enkele belangrijke kanalen.

Behalve dat het afvoerpatroon seizoensgebonden is, wordt het ook beïnvloed door de driejaarlijkse schoonmaakwerkzaamheden (chômage) in de stuwpanden bovenstrooms van Namen die in de periode september-oktober worden verricht. Hierbij ontstaan door het aflaten van het water aan het begin van de werkzaamheden afvoerpieken. Wanneer de stuwpanden in oktober weer worden opgevuld ontstaat hierdoor een 'afvoerdal'. Dit is voor het verloop van de concentraties van de conservatieve stoffen ongunstig, temeer omdat de Maas/ Sambre verhouding dan sterk in het voordeel van de Sambre uitvalt. Buiten de afvoer pieken en dalen veroorzaakt door de chômage, kan de Maas/ Sambre verhouding (door bijvoorbeeld grote verschillen in neerslag régime) ook wel eens ongunstig zijn. Dit leidt dan tot zoutpieken. Hastière heeft de laagste afvoer. Stroomafwaarts stijgt het debiet. Het jaar 1985 wordt gekenmerkt door een relatief lage afvoer. In dat jaar werd het hoogste voorkomenspercentage voor de afvoerklasse <= 50 m^3/s genoteerd sinds 1976 (het jaar waarin de afvoer van de Maas op sommige gedeelten gelijk was aan 0 m^3/s). De jaren 1987 en 1988 hadden relatief een hoge afvoer (zie fig.7, bijlage I).

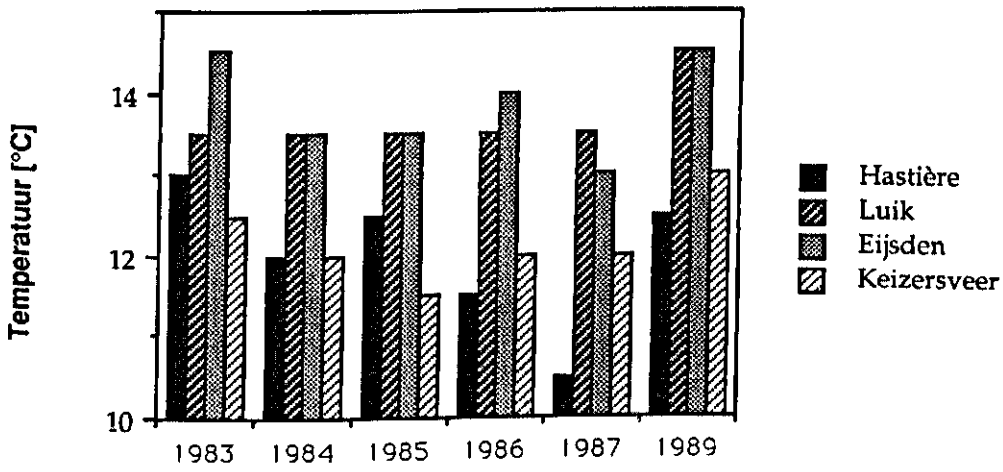


Figuur 7. Jaargemiddelden van de waterafvoer (m^3/s) over de jaren 1983-1988.

6.2 Temperatuur

De temperatuur van het water is van belang met het oog op de zuurstofhuishouding van het water (hoe warmer het water hoe minder zuurstof erin opgelost kan worden), de biologische aktiviteit (neemt toe bij hogere temperaturen, dit gaat gepaart met een toename in het zuurstofverbruik) en het gedrag van biologisch afbreekbare stoffen als ammonium en nitriet (stijgende concentraties bij afnemende temperatuur). Te Keizersveer ligt het jaargemiddelde rond 12,0°-12,5°C, deze temperatuur wordt niet beïnvloed door het aanbod van opgewarmd koelwater. In het Frans-Belgische deel vindt wel opwarming door koelwater plaats. De hoogste watertemperaturen worden gemeten op het traject

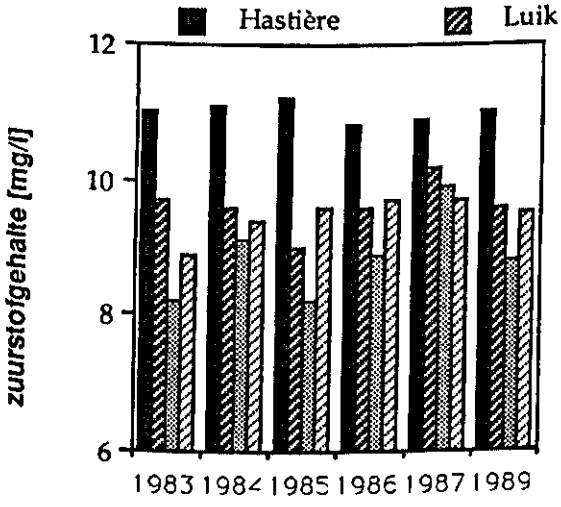
Luik-Eijsden, daarna koelt het water weer af (zie fig.8). In de tweede helft van 1983 werd een hoge watertemperatuur gemeten, gecombineerd met de lage afvoer had dit vooral te Eijsden gevolgen voor de zuurstofhuishouding. De lage temperaturen in januari-februari 1985 leidden door de lage afvoer tot verhoogde gehalten aan ammonium. 1985 werd bovendien gekenmerkt door sterke temperatuurschommelingen. In 1987 werd te Hastière een lage gemiddelde temperatuur gemeten en in 1988 stijgt de gemiddelde temperatuur over het hele traject.



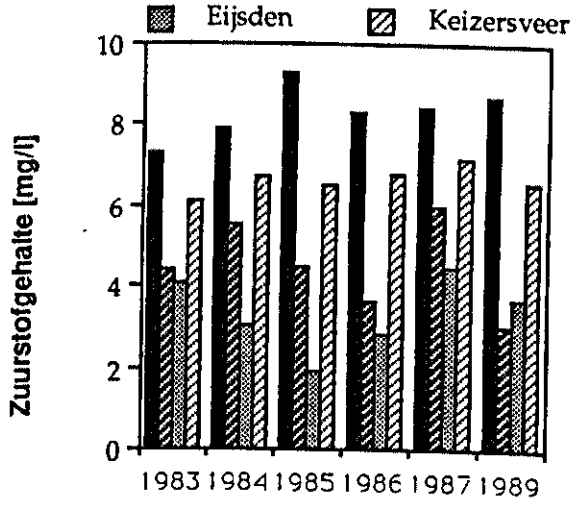
Figuur 8. Jaargemiddelden van de temperatuur (°C) over de jaren 1983-1988.

6.3 Zuurstof

Het zuurstofverloop over het gehele traject vertoont al jaren een karakteristiek beeld (zie fig.9 en 10, bijlage I). Bovenstrooms van Luik treedt doorgaans geen zuurstofdeficiet op. De gemiddelden per jaar liggen rond 11 mg/l. Bij Namêche is vaak zelfs sprake van oververzadiging (overdag) die samenhangt met een sterke algengroei in het voorjaar. Na Luik volgt een afname in zuurstofgehalte tot Eijsden.



Figuur 9. Jaargemiddelden van het zuurstofgehalte (mg/l) in de Maas over de periode 1983-1988.

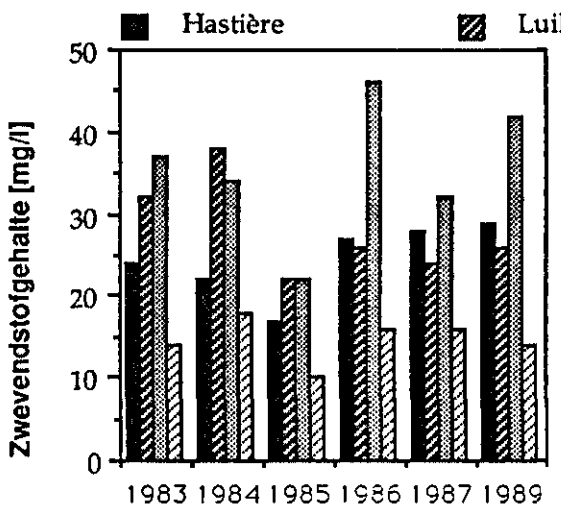


Figuur 10. Minima van het zuurstofgehalte (mg/l) in de Maas over de periode 1983-1988.

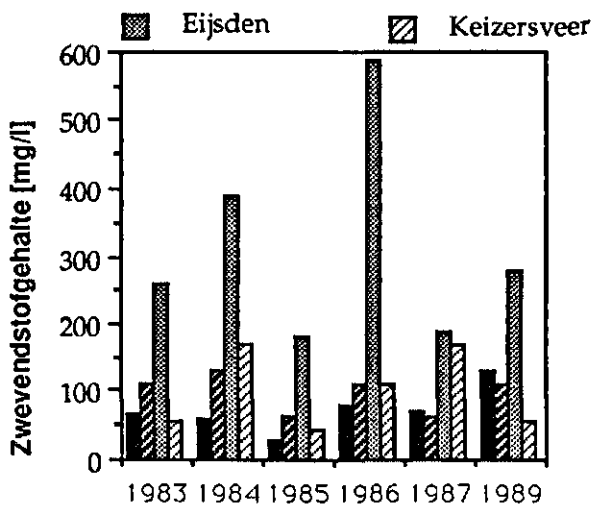
De minimumwaarden geven echter een betere indicatie voor het gezond zijn van de zuurstofhuishouding. Ieder jaar worden te Luik en Eijsden (gemeten bij lage afvoer en vaak een hoge temperatuur) de laagste waarden gevonden. Een absoluut minimum werd bereikt in 1985 te Eijsden waar een gehalte van 1,9 mg/l (19% verzadiging) werd gemeten (zie fig. 10). Over het algemeen worden de maximale waarden in de periode december-maart gevonden terwijl de minimale waarden in de periode juni-oktober voorkomen (vergelijk afvoer en temperatuur). De RIWA A-grenswaarde ligt op 80% verzadiging (RIWA 1988).

6.4 Zuurgraad

Vanaf Hastière (pH ± 8,2) tot Keizersveer (pH ± 7,8) neemt de pH geleidelijk af (vergelijk Zuurdeeg). Echter tussen Namêche en Luik is deze daling significant. Behalve door aanvoer van zwakker gebufferd water uit zijriviertjes treedt verlaging van de pH op door lozing van (behalve zuren) ongezuiverd afvalwater. Afbraakprocessen leiden tot een verhoogd CO_2-gehalte en dus tot een daling van de pH. Stijging van de pH in pieken treedt op als gevolg van fotosynthese door algen. De zomerpieken van 1985-1986 op het traject Hastière-Namêche zijn hier een voorbeeld van (zie bijlage I).



Figuur 11. Jaargemiddelden van het zwevendstofgehalte (mg/l) in de Maas over de periode 1983-1988.



Figuur 12. Maxima van het zwevendstofgehalte (mg/l) in de Maas over de periode 1983-1988.

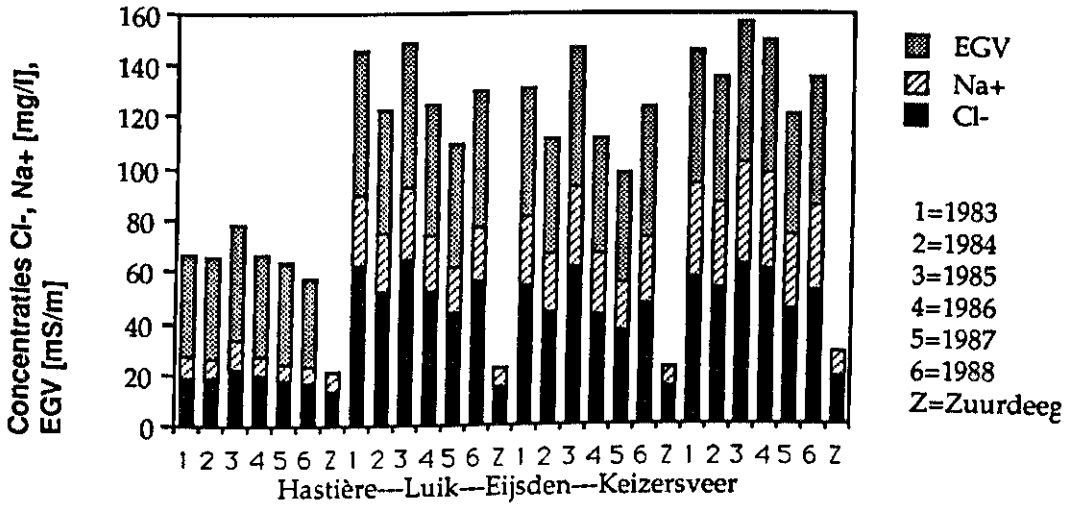
6.5 Zwevend stof

Deze fysische parameter is van belang omdat veel microverontreinigingen zich hechten aan slibdeeltjes. Behalve van natuurlijke erosie is het zwevend stof voor een groot deel afkomstig van afvalwaterlozingen en van algen/detritus, beide een gevolg van menselijke aktiviteit. Daar deze aktiviteit niet veel zal afnemen zal het zwevend stofgehalte ten opzichte van de natuurlijke situatie altijd hoog blijven.In perioden met lage afvoer treedt bezinking op (in het algemeen treedt daar waar de stroomsnelheid laag is, zoals in de stuwpanden, sedimentatie op) terwijl in de wasperiode bij hoogwatergolven bezonken slib resuspendeert. Dit leidt tot slibgolven. De jaargemiddelden van de verschillende plaatsen langs de rivier laten zien dat in de boven- en benedenloop de zwevend stofgehalten ongeveer gelijk zijn (ca. 20 mg/l) terwijl op het traject Namêche-Eijsden hogere gemiddelde gehalten voorkomen (ca. 37 mg/l) (zie fig. 11 en 12, bijlage I). In de benedenloop treedt sedimentatie op.

6.6 Anorganische stoffen

De Maas kan op grond van de relatieve zoutsamenstelling in drie zones worden verdeeld; het gedeelte van de bron tot Namen wat gekarakteriseerd wordt door een natuurlijke dominantie van Ca^{2+} en HCO_3^-; het deel tussen Namen en Roermond, waar een verhoogde Na^+-, en Cl^--belasting (ter

hoogte van Luik ongeveer 4x zo hoog als op grond van de door Zuurdeeg berekende concentraties verwacht kan worden) heerst ten gevolge van de aanvoer uit de Sambre; en het gedeelte vanaf Roermond waar sprake is van een verhoogde Na^+-, Cl^-- en SO_4^{2-}-belasting.



Figuur 13. Cumulatieve verdeling van de concentraties Cl^-, Na^+ (in mg/l), plus het electrisch geleidend vermogen (in mS/m). Het laatste staafje op iedere locatie geeft de concentratie volgens Zuurdeeg (1980).

Als maat voor het totale gehalte aan opgeloste zouten kan het electrisch geleidingsvermogen dienen. Deze parameter wordt sterk beïnvloed door het afvoerrégime. Droge jaren als 1985 hebben hogere gemiddelde waarden (zie fig.13 en bijlage I). Het jaarverloop wordt verder gekenmerkt door seizoensschommelingen, winterminima in de periode februari-maart, zomermaxima in de periode september-oktober. Te Hastière is het geleidingsvermogen minder afvoerafhankelijk wat duidt op een natuurlijke oorsprong van de zouten. Dit blijkt ook uit de vergelijking van de gemeten concentraties met de berekende concentraties van Zuurdeeg (tabel 16). Het lengteprofiel vertoont een lichte afname tot de Sambre waar het geleidingsvermogen flink omhoog gaat om vervolgens weer af te nemen tot de Roer waar opnieuw een verhoging wordt gevonden gevolgd door een daling tot Keizersveer. Alle gemeten parameters blijven ongeveer constant in de periode waarin het onderzoek werd uitgevoerd.

6.7 Anorganische microverontreinigingen

De meeste zware metalen zijn sterk slibgebonden. Hierdoor is net als bij het zwevend stofgehalte de spreiding in de concentraties hoog. Algemeen vertonen de jaargemiddelden van de zware metalen een lichte dalende tendens, of lijken zich op een laag niveau te stabiliseren. Microverontreinigingen zijn van belang vanwege hun toxische en/of bioaccumulerende werking. De gehalten te Tailfer en Eijsden zijn hoger dan te Keizersveer doordat was bij regens daar meer invloed heeft.
In 1985 is een daling waarneembaar voor alle metalen door een laag zwevend stofgehalte.

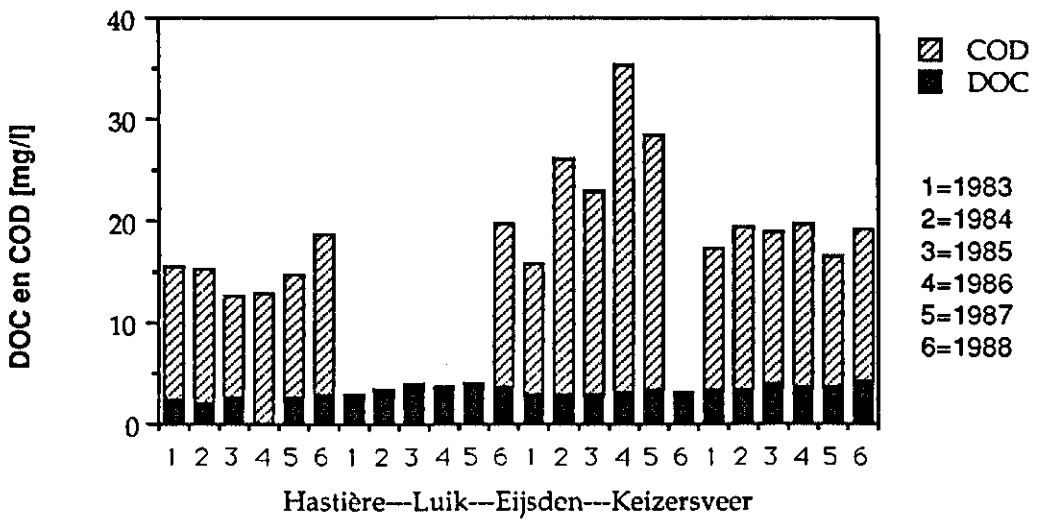
Te Hastière zijn van alle anorganische microverontreinigingen die daar worden gemeten en die met Zuurdeeg vergeleken kunnen worden, Fe (± 4x) en Mn (± 2x) in te hoge concentraties aanwezig (zie bijlage I). In de tijd blijven alle parameters op Cd na, dat een dalende concentratie te zien geeft, constant.

Te Luik zijn ten opzichte van Hastière, op Cr en Hg na waarvan de concentraties afnamen, bijna alle concentraties gestegen. De concentraties Fe en F zijn ten opzichte van de natuurlijk in het water voorkomende concentraties respectievelijk 6 en 7 maal zo hoog. In de tijd bleven de meeste parameters constant of namen af. De concentratie Cd steeg echter. In 1987 en 1988 traden sterk verhoogde Cd-concentraties op door aanvoer uit de Sambre en de Ourthe. Te Luik werden op 26-1-'87, 17-8-'87, 9-5-'88,13/27-6-'88, 21-11-'88 pieken gesignaleerd.

Te Eijsden bleven, ten opzichte van Luik, de meeste concentraties constant of daalden. De concentraties Fe (inmiddels 10x zo hoog als mag worden verwacht op grond van de natuurlijke samenstelling van het water) en Cr stegen echter. In de tijd bleven de concentraties eveneens constant of daalden. Alleen de concentratie Cd nam toe.

Te Keizersveer bleven alle concentraties constant of daalden ten opzichte van Eijsden. In de tijd bleven alle concentraties constant.

Na een verbetering tussen 1978 en 1985 van de cadmiumconcentraties in de Maas, is de situatie sindsdien duidelijk verslechterd. De jaarvracht te Eijsden ligt in de orde van 15 ton/jaar. In 1988 zette deze negatieve ontwikkeling door. Na een reeks calamiteiten in begin maart en de periode juni-augustus werd op 21 november een absoluut record gevestigd toen vanuit het meetstation Eijsden een cadmiumgolf met een piekconcentratie van 100 µg/l werd gemeld. Deze golf bevatte naar de eerste inschattingen een vracht van ca. 500 kg (van Vuuren 1989).



Figuur 14. Jaargemiddelden van het opgeloste organische koolstof (DOC), in gefiltreerd water, en het chemisch zuurstof verbruik (COD), in ongefiltreerd water (in mg/l), over de periode 1983-1988.

6.8 Organische stoffen (somparameters)

De parameters DOC (Dissolved Organic Carbon) en COD (Chemical Oxygen Demand) kunnen als maatstaf voor de totale organische belasting worden beschouwd. Deels is deze belasting natuurlijk, deels een gevolg van lozingen.

Vanaf 1983 neemt het DOC geleidelijk toe over het hele traject. Het lengteprofiel geeft pieken te Namêche (door de Sambre) en Heusden.

Het chemisch zuurstof verbruik (gemeten in ongefiltreerd water) is op het Nederlandse traject hoger dan op het Belgische. Doorgaans worden te Eijsden de hoogste waarden gemeten die vervolgens tot Keizersveer weer dalen (dit in tegenstelling tot de DOC die toeneemt in de benedenloop als gevolg van algenaktiviteit). In de tijd blijft het COD constant op een lichte toename te Eijsden na (zie fig. 14 en bijlage I).

De anionactieve detergentia blijven in ruimte en tijd constant (onder de detectiegrens).

De fenolindex, de somconcentraties van verscheidene met waterdamp uitblaasbare fenolen, laat een afname in de tijd zien (piek in '83). Het lengteprofiel geeft pieken te Luik en te Eijsden.

Minerale olie (alifatische koolwaterstoffen) is in de tijd constant. Te Luik en Eijsden worden de hoogste concentraties gemeten (acht maal zo hoog als te Hastière), na Eijsden treedt een sterke verdunning op door verdamping en adsorptie aan slib.

AOX (adsorbeerbare organische halogeenverbindingen), een maat voor de gehalogeneerde organische verbindingen. De gechloreerde verbindingen nemen binnen de organische halogenen de grootste plaats in. Deze parameter wordt alleen in Nederland gemeten. In de jaren 1983/1984 zijn de concentraties te Eijsden hoger dan in Keizersveer. Vanaf 1985 zijn ze op beide plaatsen even hoog.

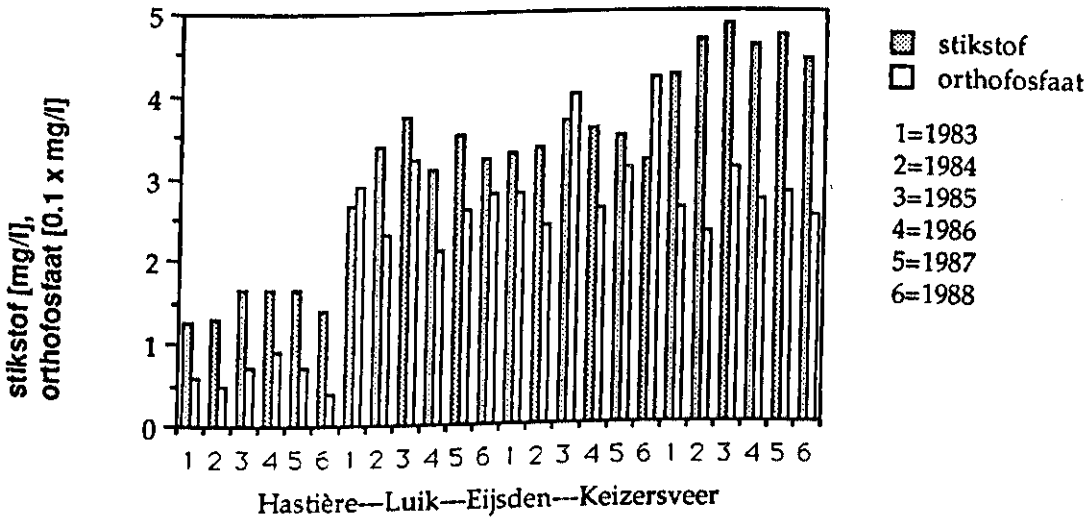
Choline-esterase remmers (voornamelijk fosforesters en carbamaten) vertonen een hele duidelijke toename in de tijd. De hoogste gehalten worden in Eijsden gemeten.

6.9 Organische microverontreinigingen

Chloorpesticiden en PCB's hebben hoge bioconcentratie factoren. Ook deze parameters worden alleen bepaald op het Nederlandse grondgebied. Van de chloorpesticiden werden alleen hexachloorbenzeen, α- en γ-hexachloorcyclohexaan in meetbare concentraties in het water aangetroffen met gemiddelde concentraties van respectievelijk <0,01, <0,01 en 0,02 µg/l. Andere chloorpesticiden werden niet in meetbare concentraties aangetroffen wat niet wil zeggen dat ze niet voorkomen. Door het gebruik van minder gevoelige analysemethoden kunnen niet alle stoffen worden aangetoond. Dit geldt eveneens voor de PCB's.

Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (de zgn. '6 van Borneff') worden op het gehele traject gemeten. De hoogste gehalten worden gevonden te Luik en Eijsden. Daarna treedt een afname op. Fluorantheen is meestal het meest voorkomend (iets minder dan de helft van het totaal aantal PAK's). De pieken vallen samen met de afvoer en zwevend stof pieken. Vanaf 1981 is er een daling waarneembaar te Keizersveer. Ondanks deze verbetering is de belasting echter nog onaanvaarbaar hoog.

Pentachloorfenol (PCP). De chloorfenolen worden sinds 1980 in de Maas gemeten. Over het algemeen worden de monochloorfenolen niet in meetbare concentraties aangetroffen en liggen de concentraties waarin de dichloorfenolen voorkomen onder de onderste analysegrens. Pentachloorfenol (een zwarte lijst stof), wordt op alle locaties in meetbare concentraties aangetroffen. PCP laat een duidelijke toename zien in de periode 1980-1983 (periode direct voorafgaand aan het onderzoek), vervolgens treedt er tot 1988 een daling op. De concentraties in het lengte profiel geven een lichte stijging te zien.



Figuur 15. Jaargemiddelden van het 'totaal' stikstofgehalte (ammonium-N, nitriet-N en nitraat-N) (in mg N/l) en het orthofosfaatgehalte (0.1 x mg/l) in de periode 1983-1988.

6.10 Eutrofiërende stoffen

Tot de eutrofiërende stoffen worden assimileerbare stikstof/fosfor (en silicium) verbindingen gerekend die de groei van algen kunnen bevorderen. Vooral in stilstaande of langzaamstromende wateren (het water van de Maas, bij lage afvoer, staat bijna stil (van der Made 1972)) kan een groot aanbod van deze stoffen tot massale algengroei en vervolgens zuurstoftekorten leiden.

Ammonium-N: Is het laagst te Hastière (± 0,06 mg/l), vervijfvoudigt dan bijna te Namêche en Luik, verdubbelt vervolgens te Eijsden tot 0,60 mg/l en neemt dan tot Keizersveer licht af tot een gemiddelde waarde van 0,50 mg/l. Het jaar 1985 is een piekjaar over het hele traject, waarschijnlijk door de lage afvoer. Verder blijven in de tijd de gehalten over het gehele traject min of meer constant.

Nitriet-N: Komt in het Maaswater voornamelijk voor als tussenproduct van het (de)nitrificatieproces, waarbij bacteriën ammonium via nitriet in nitraat omzetten of waarbij nitraat wordt omgezet via nitriet in vrij stikstof. Het nitrietgehalte heeft hetzelfde verloop als het ammoniumgehalte. Verder is het nitrietgehalte duidelijk temperatuurafhankelijk. In 1987 is er een piek te Luik.

Nitraat-N: Is het laagst te Hastière (± 1,4 mg/l), verdubbelt te Luik, blijft dan gelijk tot Eijsden en stijgt dan weer flink tot Keizersveer (± 4 mg/l). Het nitraat-gehalte laat een stijging zien over de gehele periode.

Orthofosfaat-P: Het gehalte orthofosfaat is het laagst te Hastière (0,06 mg/l), verdubbelt te Namêche, verdriedubbelt dan bijna tussen Luik en Eijsden (0,30 mg/l) en daalt dan iets tot Keizersveer. Het ortofosfaatgehalte is seizoensafhankelijk doordat algenaktiviteit en afvoer een rol spelen. In de periode 1983-1989 blijven de gemiddelde jaarconcentraties ongeveer constant (zie fig. 15, bijlage I).

Totaalfosfaat-P: Het totaalfosfaat bestaat uit ortho-, poly- en particulair organisch fosfaat. Het lengteprofiel van het totaalfosfaat is gelijk aan dat van orthofosfaat (dit vormt ook het grootste bestanddeel). De toename tussen Namêche en Luik bestaat uit een toename van orthofosfaat terwijl de toename tussen Luik en Eijsden voornamelijk voortkomt uit een toename van de overige bestanddelen. De lichte afname tussen Eijsden en Keizersveer is een gevolg van bezinking van het particulaire fosfaat met als gevolg een verdergaande verrijking van het bodemslib in de stuwpanden.

6.11 Verschillen in samenstelling tussen Maas- en Rijnwater

Wanneer de jaargemiddelden van bovenstaande parameters van beide rivieren worden vergeleken blijkt dat deze op een aantal punten flink van elkaar afwijken. Hieronder wordt in het kort een opsomming geveven van een aantal parameters waarin de Rijn te Lobith en de Maas te Eijsden in de periode 1986-1989 van elkaar verschilden of juist overeen kwamen.

Een van de eerste verschillen die in het oog springen is het verschil in debiet. Er komt bijna 10x zoveel kubieke meter Rijnwater per seconde ons land binnen, dan dat er Maaswater binnenkomt. Het zuurstofgehalte is daarentegen opvallend gelijk. Let wel, dit geldt alleen voor de jaargemiddelden. De absolute minima voor zuurstof zijn in de Maas veel lager als in de Rijn. Het zwevend stofgehalte is op basis van het jaargemiddelde ook gelijk voor beide rivieren (de maxima liggen echter in de Maas veel hoger). Ook de pH is voor beide rivieren ongeveer gelijk, evenals de DOC.

Opvallende verschillen, behalve in debiet, worden gevonden in de concentraties van de anorganische stoffen. De concentraties Cl^-, Na^+, en sulfaat zijn in de Rijn respectievelijk 4, 4, en 2 maal zo hoog als in de Maas. Het electrisch geleidendvermogen van de Rijn is dan ook bijna twee maal zo hoog als dat van de Maas. In de Maas daarentegen zijn de concentraties minerale olie, PAK's en choline-esterase remmende stoffen hoger dan in de Rijn, respectievelijk ongeveer 10, 4, en 2 maal zo hoog. Wat betreft de anorganische microverontreinigingen (zware metalen) is de Maas over het algemeen meer belast dan de Rijn (voor zover de parameters die met elkaar in de RIWA-jaarverslagen vergeleken konden worden). Vooral lood, chroom, cadmium en zink zijn in de Maas in hogere concentraties aanwezig. De Rijn bevat veel grotere hoeveelheden barium.

7 Evaluatie van de toegepaste bemonsteringsmethoden

Bij de evaluatie van de methoden zal vooral worden gelet op de hoeveelheid informatie die de beide bemonsteringsmethode opleveren.

7.1 Bemonstering door middel van kunstmatig substraat

Het distributiepatroon van het benthos in een rivier is zeer variabel en vertoond vaak clustering (Resh 1979, Downing 1979 in Clements *et al.* 1989). Dit patroon wordt in grote mate beïnvloed door het substraattype in de rivier, dat over korte afstand kan veranderen (Khalaf & Tachet 1980). Om deze variabiliteit te reduceren wordt in macro-evertebraten onderzoek aan rivieren veel gebruik gemaakt van kunstmatig substraat (Hellawell 1978, Cairns 1982).

Bij het werken met kunstmatig substraat zijn een aantal zaken van belang. Afhankelijk van het doel van het onderzoek wordt het soort kunstmatig substraat bepaald ('multiple plates', stenen, kiezels, knikkers etc.). Voor het vaststellen van veranderingen in gemeenschaps-parameters van macro-evertebraten als gevolg van effluenten is het gebruik van stenen als kunstmatig substraat een geschikte methode (Clements *et al.* 1989). Verder zijn de grootte van het te koloniseren oppervlak (de grootte van de stenen en het aantal), het aantal monsters en de expositietijd (een periode van één maand is voor zover bekend voldoende om het kunstmatig substraat te laten koloniseren en een evenwichtssituatie te laten ontstaan (Rosenberg & Resh 1982) voor een zo efficiënt mogelijk gebruik van belang.

Het gebruik van kunstmatig substraat bij de bemonstering van macro-evertebraten heeft naast de bovengenoemde reductie in variabiliteit (veroorzaakt door de invloed van verschillende biotopen) waardoor de locaties goed met elkaar vergeleken kunnen worden nog een aantal andere voordelen. Zo wordt een directe invloed van verontreinigd sediment op de samenstelling van het benthos geminimaliseerd zodat de invloed van de waterkwaliteit duidelijker naar voren kan komen. Er kan kwantitatief bemonsterd worden. Op het kunstmatig substraat wordt een veelheid aan taxonomische groepen teruggevonden. En van deze groepen kan met zekerheid worden gesteld dat zij voorkomen op de plaats waar het kunstmatig substraat in de rivier werd gestationeerd. Modde & Drewes (1990) vinden verder dat biotische indices op basis van de op kunstmatig substraat bemonsterde macro-evertebraten een consistentere beschrijving van de waterkwaliteit (van welliswaar een klein bergstroompje) geven dan op grond van de macro-evertebratensamenstelling van het natuurlijke substraat.

De nadelen bij het gebruik van kunstmatig substraat zijn dat er door de keuze van het harde substraat een aantal groepen gemist worden zoals bodembewonende Oligochaeta en Chironomidae, en soorten die snel weg kunnen zwemmen bij het ophalen van het substraat zoals Coleoptera, Ephemeroptera, Odonata en *Gammarus*-soorten. Met andere woorden kunstmatig substraat is selectief. Zeker in 'depositing riverbeds' kan dit een verschil opleveren tussen de samenstelling van de macro-evertebratenfauna van het natuurlijke substraat en van het kunstmatig substraat. De bemonstering vergt altijd twee bezoeken aan de monsterlocatie, één maal om het substraat te plaatsen en één maal om het op te halen. Het substraat kan verder in verband met scheepvaart, vandalisme of nieuwsgierigheid van voorbijgangers niet overal opgehangen of neergezet worden. De korven te Hastière en Hermalle-sous-Argenteau in 1983 en te Lobith in 1983 en 1984 werden niet teruggevonden. En de determinatie tot op soortniveau, vooral van de Chironomidae vergt veel tijd en kennis. Voor een uitgebreide uiteenzetting over de voor- en nadelen van het gebruik van kunstmatig substraat wordt verder verwezen naar Rosenberg & Resh (1982) en Flannagan & Rosenberg (1982).

De tijd die nodig is om de organismen uit één korf, zoals die in dit onderzoek werden gebruikt, op naam te brengen is ongeveer anderhalve dag. Bij de frequentie waarin in dit onderzoek bemonsterd werd kost dit per jaar 12 dagen. Er wordt vanzelfsprekend uitgegaan van personen die ervaren zijn in het determineren van macro-evertebraten.

7.2 Bemonstering van exuviae

Het gebruik van exuviae van Chironomidae wordt al vanaf het begin van deze eeuw toegepast (Thienemann 1911). Ook bij de inventarisatie van de chironomidenfauna van rivieren wordt gebruik gemaakt van bemonstering van exuviae (Wilson & Bright 1973, Coffman 1973, Hayes & Murray 1988). De methode biedt een aantal grote voordelen in vergelijking met andere bemonsteringsmethoden. De twee meest in het oog springende hiervan zijn het gemak en de snelheid waarmee grote aantallen exuviae verzameld kunnen worden. Andere voordelen van deze methode zijn dat alle biotopen, ook

de moeilijk toegankelijke diepe bodems van meren en rivieren, op dezelfde wijze bemonsterd kunnen worden (Wilson & McGill 1977, McGill *et al.* 1979), dat determinatie van exuviae, in tegenstelling tot die van larven en nymfen, tot op soortniveau mogelijk is (Wilson & Bright 1973, Wilson & McGill 1977).

Er kleven natuurlijk ook aan deze manier van bemonsteren bezwaren. Zo is de plaats van herkomst van de exuviae niet met zekerheid te bepalen. Zeker in het vroege voorjaar, wanneer de watertemperatuur laag is en exuviae relatief langzaam worden afgebroken, kunnen exuviae, afhankelijk van het karakter van de rivier, over grote afstanden worden meegevoerd. Wilson & Bright (1973) geven voor de tijd dat de helft van de exuviae zijn afgebroken een periode op van 2 weken bij een gemiddelde watertemperatuur van 12,2°C, en van één week bij een temperatuur van 14,3°C. Voor de tijd dat exuviae blijven drijven noemen ze een tijdspanne van 2 uur. Coffman (1973) meldt dat exuviae ongeveer twee dagen blijven drijven. Klink & Moller Pillot (1982) rapporteerden echter waarnemingen van onder andere Baetis niger, Ephemerella major en Habroleptoides modesta, waarvan exuviae werden gevangen in de Rijn te Wageningen in de periode februari-april 1982. Deze haften komen voor in het rhithraal van het middengebergte. Dit aspect komt de 'fijnmazigheid' van de methode niet ten goede.

Proeven met polystyreen bolletjes (2-4 mm) wezen uit dat in de zomer een afstand van 400m niet werd overbrugd (stroomsnelheid van het water was 0,36 m/s) (Wilson & Bright 1973). Afhankelijk van het karakter van de rivier (stroomsnelheid, bochten, stuwen etc.) en het jaargetijde (in de zomer is de aanwezige flora sterker ontwikkeld) lijkt de bemonsterde hoeveelheid exuviae toch een afspiegeling te zijn van de locale populaties Chironomidae (Wilson & Bright 1973).

Een ander nadeel is dat Chironomidae een variatie vertonen in uitvliegtijd. Deze tijd is zowel gebonden aan de tijd van de dag als aan de tijd van het jaar. In Ierland bestaat de trend dat Orthocladiinae domineren gedurende de daglichtperiode en dat Tanytarsini en Chironomini meer uitvliegen na de schemering (Hayes & Murray 1988). In de Rijn worden in februari-april slechts Orthocladiinae en Tanytarsini in grote aantallen gevangen, terwijl vooral in juni en augustus de Chironomini massaal uitvliegen (Klink & Moller Pillot 1982). Bemonstering op verschillende tijdstippen van een dag (licht/schemer, regen/zonneschijn) of van een jaar (lente/herfst) levert dus verschillen op in soortsamenstelling van het monster. Dit brengt de noodzaak met zich mee dat wanneer compositie en abundantie van de verschillende monsters over een aantal jaren met elkaar vergeleken moeten worden, een doordacht bemonsteringsschema gevolgd zal moeten worden waarin meerdere malen per jaar de monsterlocatie(s) moet(en) worden bezocht.

Ook een nadeel van deze methode is dat echt kwantitatief bemonsteren niet mogelijk is. In dit onderzoek is alleen kwalitatief bemonsterd. In de praktijk worden alleen Insecta gevangen, hetgeen slechts een beperkte afspiegeling is van de aanwezige fauna. Het feit dat in dit onderzoek bijna alleen maar Chironomidae werden bemonsterd geeft op zich aan dat de aanwezige insectenfauna niet zo divers is.

Wat betreft de benodigde tijd voor het verwerken van de monsters het volgende. Per monster, afhankelijk van de hoeveelheid troep die meebemonsterd is, kost de determinatie $^2/_3$ à 1 dag. Wanneer op alle vier de locaties drie maal per jaar bemonsterd wordt kost dit één ervaren persoon 8 dagen.

7.3 Informatiekracht

De hoeveelheid relevante informatie met betrekking tot de waterkwaliteit, die gewonnen kan worden uit de autecologische kennis van de dominante soorten van beide bemonsteringswijzen, verschilt niet veel van elkaar. Van de jaren waarin beide methoden werden toegepast (1985-1987, 1989) blijkt de autecologische kennis van de dominante soorten uit beide groepen elkaar over en weer aan te vullen. Soms geeft de autecologie van de dominante soorten van het kunstmatig substraat meer informatie zoals bijvoorbeeld in 1986 te Hastière en Hermalle en in 1987 te Hermalle. In 1986 te Hastière werden dominant op het kunstmatig substraat *Ceraclea dissimilis, Corophium* sp., (*Glyptotendipes* sp., *Dicrotendipes* gr. *nervosus* en *Ecnomus tenellus*) gevangen. Bij de exuviaebemonstering was dominant Nanocladius sp. en Dicrotendipes nervosus. Soms bevat de autecologie van de dominante soorten van de exuviaebemonsteringen meer bruikbare informatie zoals bijvoorbeeld in 1986 te Keizersveer, in 1987 te Borgharen en Keizersveer en in 1989 te Hastière. In 1987 te Keizersveer werden op het kunstmatig substraat dominant aangetroffen *Dreissena polymorpha*, (*Naididae* spp. en *Xenochironomus xenolabis*), bij de exuviaebemonsteringen waren dominant Cricotopus bicinctus, Parachironomus longiforceps, Dicrotendipes nervosus, (Cricotopus intersectus en Harnischia sp.). In de overige

gevallen geven beide groepen ongeveer evenveel informatie. Opgemerkt moet worden dat bij het bepalen van de dominante soorten van de exuviaebemonsteringen de verschillende bemonsteringen van de exuviae in één jaar ieder apart zijn genomen. Dit houdt in dat het aantal beschreven dominante soorten uit de exuviaebemonsteringen groter is en dat hieruit dus meer informatie gehaald kon worden.

Bij de autecologie van soorten met een specifiek distributiepatroon in de ruimte lijken de beschrijvingen op grond van de bemonstering met kunstmatig substraat eveneens ongeveer evenveel informatie op te leveren als de beschrijvingen op grond van de exuviaebemonsteringen. Opvallend is dat binnen de Chironomidae grote verschillen in voorkomen bestaan wanneer de distributie der soorten op grond van beide bemonsteringsmethoden met elkaar worden vergeleken. Slechts enkele soorten (onder andere *Rheocricotopus fuscipes*, *Dicrotendipes* (gr.) *nervosus* en *Parachironomus* (gr.) *arcuatus*) bleken op grond van beide methoden op dezelfde locatie(s) voor te komen of te ontbreken. De verdeling van de Chironomidae in de ruimte komt op grond van de beide methoden dus niet altijd overeen.

Los van de pro's en contra's van het gebruik van indices bij de beoordeling van de waterkwaliteit, kan geconcludeerd worden dat de resultaten van de exuviaebemonsteringen in een groot aantal indices niet verwerkt kunnen worden. De belangrijkste reden hiervoor ligt in het feit dat met behulp van deze bemonsteringsmethode voornamelijk exuviae van Chironomidae bemonsterd worden. Hetzij door een gebrek aan informatie wat betreft de tolerantie voor organische verontreiniging van deze groep organismen (saprobie-systeem van Sládecek), hetzij door het ontbreken van overige taxa in de monsters (TBI) of een kwantitatieve manier van bemonsteren (diversiteitsindex), van de drie gebruikte indices kan er geen één worden toegepast op de resultaten van de exuviaebemonsteringen. Alleen de tolerantie-indeling van Wilson & McGill (1982) kon, als een soort van index, op de waarnemingen van de exuviaebemonsteringen worden toegepast. De resultaten van de bemonstering met behulp van kunstmatig substraat kunnen daarentegen wel worden gebruikt bij het indiceren van de waterkwaliteit.

Samenvattend kan worden gezegd dat bij de autecologische aanpak beide bemonsteringsmethoden evenveel informatie opleveren terwijl bij het toepassen van indices de resultaten van de bemonsteringen van exuviae niet gebruikt kunnen worden. De voorbereidingstijd en de kosten van het materiaal zijn bij beide methoden zeer gering. De tijd die nodig is voor het uitwerken van de monsters is bij de bemonstering van exuviae korter, circa 8 dagen per jaar, dan bij de bemonstering met behulp van kunstmatig substraat, ongeveer 12 dagen per jaar. Hieronder worden de voor- en nadelen van beide methoden nog eens op een rijtje gezet.

Voordelen bij het gebruik van kunstmatig substraat:
-Reductie van de variabiliteit (veroorzaakt door de invloed van verschillende biotopen) tussen de verschillende monsters. De monsters van de verschillende locaties zijn hierdoor goed met elkaar te vergelijken.
-Kwantitatieve bemonstering behoort tot de mogelijkheden.
-Op het kunstmatig substraat wordt een veelheid aan taxonomische groepen terug gevonden waardoor de resultaten in meerdere indices te gebruiken zijn.
-De plaats van herkomst van de organismen is met zekerheid bekend.
-De methode is standaardiseerbaar wat de reproduceerbaarheid ten goede komt.
-Deze methode wordt veel toegepast zodat vergelijking met onderzoeksresultaten van anderen tot de mogelijkheden behoort.

Nadelen bij het gebruik van kunstmatig substraat:
-Kunstmatig substraat is selectief ten aanzien van een aantal groepen.
-De bemonstering vergt altijd twee bezoeken aan de monsterlocatie.
-Het substraat kan niet overal worden opgehangen in verband met scheepvaart en vandalisme.
-Determinatie tot op soortniveau vergt meer tijd en is soms niet mogelijk.

Voordelen van bemonstering van exuviae:
-Exuviae kunnen meestal gemakkelijk en snel worden verzameld.
-Determinatie tot op soort is veelal mogelijk en is minder tijdrovend.
-Moeilijk te bemonsteren locaties kunnen in principe ook bemonsterd worden.
-Per bemonstering is slechts één bezoek aan de locatie nodig.

Nadelen van bemonstering van exuviae:
-De plaats van herkomst is niet zeker.
-Weersomstandigheden en het uitvliegpatroon van de insecten beïnvloeden de resultaten. Vaker bemonsteren is hierom aan te raden.
-Kwantitatief bemonsteren is niet mogelijk.
-Het gebruik van een de meest gangbare indices is niet mogelijk.
-Voor het verkrijgen van een juist beeld van de bemonsterde fauna is minimaal twee maal per jaar monsteren aan te bevelen.

Iedere methode heeft zijn eigen voor en nadelen. Theoretisch lijkt bemonstering met kunstmatig substraat een betrouwbaarder beeld te geven. Practisch biedt de bemonstering van exuviae meer voordelen. Wat informatie betreft ontlopen de methodes elkaar nauwelijks, tenzij er gebruik wordt gemaakt van indices, dan kunnen de resultaten uit de exuviaebemonstering niet worden gebruikt. Vaak vullen de methoden elkaar aan. Vanuit biologisch oogpunt is het voortzetten van beide methoden aan te bevelen. Hierop zal in de discussie nog worden teruggekomen.

8 Discussie

Drinkwaterorganisaties en -bedrijven moeten strenge eisen stellen aan de kwaliteit van het afgeleverde water. Hierdoor is steeds sterker de noodzaak ontstaan de kwaliteit van de bronnen, in dit geval het water van Maas en Rijn, te verbeteren. Uitgebreide meetnetten zijn opgezet om de chemische samenstelling van het water regelmatig te controleren. Ook biologisch onderzoek wordt uitgevoerd om de kwaliteit van het water te monitoren. Een gezond, goed functionerend, rivierecosysteem zal borg staan voor een zodanige kwaliteit van het water dat met eenvoudige zuiveringstechnieken drinkwater is te produceren. Een aantal factoren, zoals het zwevend stofgehalte, de zuurstofconcentratie, de temperatuur van het water, bodemverontreiniging etc., vormen voor de drinkwatervoorziening tot op zekere hoogte echter geen onoverkomelijke problemen. Deze factoren hebben wel invloed op het functioneren van de aquatische levensgemeenschap. Een mening die in dit verband steeds meer opgang vindt is dat ook al zijn sommige verontreinigende stoffen niet schadelijk (in gevonden concentraties) voor de mens, of ook al is een hoog zwevend stofgehalte eenvoudig op te lossen, de natuurlijke situatie behoort gezond te zijn en schadelijke stoffen horen eenvoudigweg niet in de rivier, het toekomstige drinkwater, thuis.

Biologische beoordeling van de waterkwaliteit

Autecologie

De dominante soorten en de soorten met een karakteristiek distributiepatroon in de ruimte geven een duidelijk beeld van de waterkwaliteit op verschillende locaties in de opeenvolgende jaren van het onderzoek. Op de meest stroomopwaarts gelegen locatie, Hastière, is een macro-evertebratenfauna aanwezig waarin tal van relatief intolerante soorten voorkomen die duiden op een lichte organische verontreiniging van het water. De zuurstofhuishouding is echter nog van een goede kwaliteit. Hermalle-sous-Argenteau, stroomafwaarts van de belangrijkste verontreinigingsbronnen op Belgisch stroomgebied, komt naar voren als een locatie waar de zuurstofcondities ronduit slecht zijn te noemen en waar de dominante soorten alle tolerant zijn voor een hoge graad van organische belasting. Borgharen, gelegen na Maastricht en na de confluentie van de Maas met het relatief minder belaste water van een deel van het Albertkanaal, vertoont net als Hermalle, een verstoord systeem waar tal van soorten in ontbreken en waar de dominante soorten wijzen op nog steeds een slechte zuurstofhuishouding en een hoge graad van organische belasting. Keizersveer is op grond van de ecologische eisen die de dominante soorten aan hun omgeving stellen moeilijk te interpreteren. Alle dominante soorten zijn tolerant voor organische verontreiniging en lage zuurstofspanningen. De autecologische kennis bleek onvoldoende om een uitspraak te doen over veranderingen van de waterkwaliteit. Toch is de situatie in Keizersveer op grond van de specifieke soorten beter te noemen dan die in Borgharen. Het feit dat de tolerantie van de dominante soorten te Keizersveer hoog is, is op zich niet vreemd. Van nature zullen de soorten die voorkomen op plaatsen in rivieren waar in hoge mate bezinking optreedt relatief gezien toleranter zijn.

In de tijd (1983-1989) blijkt er een piek in de organische belasting te zijn geweest in 1985 en 1986 over een groot deel van het traject. In 1985 kan dit samenhangen met de zeer lage afvoer van dat jaar. Wanneer er inderdaad een verband bestaat tussen de geringe afvoer en de verslechtering van de situatie zoals die wordt aangegeven door de autecologie van de soorten dan heeft een geringe afvoer niet alleen een duidelijk effect op de conservatieve stoffen maar ook op de organische, biologisch afbreekbare, belasting. In 1986 is de toename in organische verontreiniging niet meer te wijten aan een lage afvoer. Het voortduren van de slechte condities of zelfs het optreden van een verdergaande achteruitgang is een reactie op óf een verdergaande verontreiniging in 1986 óf nog steeds een gevolg van de in 1985 toegenomen organische verontreiniging. In 1987 is er sprake van een verbetering die in 1989 weer geheel is verdwenen.

De soorten met een specifieke distributie in de tijd laten zien dat, in ieder geval op het Nederlandse deel van de Maas, er een groot aantal soorten is verdwenen. Ten dele is dit te wijten aan de toegenomen verontreiniging (*Gomphus flavipes*, *Plecoptera* spp., *Aphelocheirus aestivalis* etc.). Maar ook de normalisatie en kanalisatie van de rivier is verantwoordelijk voor het verdwijnen van een groot aantal soorten. De grote verscheidenheid aan biotopen (zandbanken, kleiige oevers, vegetatie) is hierdoor drastisch afgenomen met alle gevolgen voor de fauna van dien. Door het grote aantal stuwen wat er in de Maas is gebouwd (om de rivier bevaarbaar te houden in tijden van lage afvoer en om de watertoevoer naar een aantal kanalen te reguleren) zijn bovendien de stroomsnelheid en de afvoer van de rivier vaak bijzonder laag. Ook dit heeft een weerslag gehad op de macro-

evertebratenfauna. Het ontbreken van de natuurlijke structuur van rivieren is een aspect dat de laatste jaren, als gevolg van het belang dat er gehecht wordt aan de ecologische functie van met name de Rijn, wat meer aandacht krijgt. Over de wijze waarop de rivier morfologisch weer wat meer een natuurlijk karakter zou kunnen krijgen zijn een aantal plannen verschenen (Berndt & Neumann 1985, de Bruin *et al.* 1987, Landbouw & Visserij 1988 in van Dessel 1989).

De autecologie der soorten kan wat betreft eisen en voorkeuren van soorten aan hun omgeving, in principe alle informatie geven over waarom een soort op een bepaalde plaats voorkomt of juist ontbreekt. Dus ook ten aanzien van tolerantieniveaux voor (verschillende soorten) verontreiniging van het water. In de praktijk blijkt echter dat de hoeveelheid informatie ten aanzien van met name dit laatste punt nogal beperkt en eenzijdig is. Verhoudingsgewijs is er veel meer bekend over het voorkomen van organismen in bepaalde biotopen (substraat, stroomsnelheid) en over het soort voedsel wat wordt geconsumeerd, dan dat er relevante informatie kan worden gevonden over toleranties. Wanneer dit wel bekend is van een soort betreft het vaak, bijna uitsluitend, informatie over de gevoeligheid voor organische verontreiniging of tolerantie voor lage zuurstofspanningen. Deze 'saprobie erfenis' werkt een sterke gelijkenis met de saprobie-index van Sládecek (1973) in de hand. Informatie over gevoeligheid voor andere vormen van verontreiniging is voor organismen onder natuurlijke omstandigheden nauwelijks bekend. Van macro-evertebraten die gebruikt worden voor eco-toxicologische proeven is meer bekend. Mance (1987) geeft zo een overzicht van concentraties zware metalen waarbij effecten worden geconstateerd bij verschillende macro-evertebraten. Hieruit komt naar voren dat de gemiddelde (jaar)concentraties van lood en koper in de Maas dicht in de buurt komen van de LC_{50}-waarden van een groot aantal testorganismen. Van de verschillende vormen van verontreiniging in de rivier is de organische verontreiniging, alhoewel niet de enige, wel een van de belangrijkste vormen van verontreiniging. Mede gezien het feit dat een toevoer van voedingszouten, eutrofiërende stoffen, hetzelfde effect op ecosysteem heeft als de meeste vormen van organisch afbreekbare verontreiniging (Hynes 1960), geeft een beoordeling van de waterkwaliteit die voornamelijk gebaseerd is op toleranties van organismen voor deze vorm van verontreiniging toch een beeld van de waterkwaliteit.

Om de autecologische aanpak meer kracht bij te zetten verdient het aanbeveling om de reeds bestaande gegevens te bewerken met multivariate analysetechnieken (zoals ordinatietechnieken en factor- en clusteranalyse) om de samenstelling van de levensgemeenschappen in verband te brengen met de variaties in het milieu en zodoende nieuwe autecologische gegevens toe te voegen. Deze gegevens kunnen vervolgens van nut zijn bij de interpretatie van de gegevens van de komende jaren. Tevens kan op deze manier bepaald worden welke milieu variabelen in welke mate de samenstelling van de levensgemeenschappen bepalen. Verder is een inventarisatie van de huidige kennis met betrekking tot toleranties voor en effecten van andere vormen van verontreiniging op de aquatische macro-evertebraten ook van belang.

Indices

Gebruik makend van indices kan op een snelle manier een indruk worden verkregen van de waterkwaliteit. Ondanks verlies aan informatie kunnen hierover uitspraken worden gedaan en wanneer enige zaken met betrekking tot de standaardisatie van de monstername in het oog worden gehouden kunnen zelfs verschillende locaties en tijdstippen met elkaar vergeleken worden. Zeker indices waarbij niet tot op soortniveau gedetermineerd hoeft te worden besparen veel tijd.

Toch moeten er bij het gebruik van indices enige kanttekeningen worden geplaatst. Zo wordt met behulp van saprobie-indices alleen de biologisch afbreekbare organische belasting gemeten, terwijl dit slechts één vorm van verontreiniging is. Het bepalen van de mate van verontreiniging geschiedt aan de hand van indicator-organismen waarvan de indicatieve waarde op empirische wijze is vastgesteld. In hoeverre deze indicatieve waarde van organismen wordt beïnvloed door andere factoren (geografische verbreiding van de soort, andere voorkomende vormen van verontreiniging, fysische karakteristieken van het waterlichaam) is niet duidelijk.

Verder blijkt dat vergaande vereenvoudiging van biotische indices, zoals het geval is bij de Trent Biotic Index, leidt tot ongevoeligheid van de index. Dit kan zover gaan dat onjuiste uitspraken gedaan zouden kunnen worden. Dat de TBI, een index die grotendeels op het saprobie-systeem berust, op sommige punten afwijkt van de saprobie-index van Sládecek kan een gevolg zijn van het feit dat deze index ook enigszins gevoelig is voor andere vormen van verontreiniging (Hawkes 1979).

In het geval van de diversiteitsindices rijst de vraag wat er eigenlijk wordt gemeten. Deze index, is zoals de naam al aangeeft, een maat voor de diversiteit van de gemeenschap. In het

algemeen resulteert een toename in verontreiniging, een toename in stress, in een afname van de diversiteit. Dat hierop uitzonderingen bestaan wordt goed geïllustreerd door het verloop van de diversiteit te Hastière. Ondanks dat volgens de saprobie-index en de autecologie der soorten de organische belasting toeneemt blijft de diversiteit stijgen. Dit is als volgt eenvoudig te verklaren. In een situatie, waar de zuurstofcondities goed zijn, zal een verhoging van het voedselaanbod in eerste instantie leiden tot juist een hogere diversiteit. Pas wanneer door de hoge biologische aktiviteit problemen gaan ontstaan in de zuurstofhuishouding neemt de diversiteit weer af. Hastière is een relatief gezonde locatie waar de zuurstofhuishouding niet direct in gevaar komt bij een toename in de organische belasting. Hastière bezit wat dit betreft als het ware nog enige veerkracht. Te Hermalle en Borgharen is dit niet meer het geval, met als gevolg dat een lichte toename in organische belasting direct duidelijk merkbare gevolgen heeft voor de diversiteit.

Uit deze kanttekening mag duidelijk worden dat enige terughoudendheid bij de interpretatie van index-waarden in acht moet worden genomen.

De resultaten van de bemonsteringen in de Rijn geven op grond van de indices een minder duidelijk beeld. Dit is met name te wijten aan de minder uitgebreide dataset die voorhanden was. Een verschil met de Maas dat opvalt is dat de Rijn te Lobith minder zwaar belast is met organisch materiaal dan de Maas te Eijsden.

Uit de resultaten van het onderzoek komt naar voren dat biologische beoordeling van de waterkwaliteit goed mogelijk is zowel op grond van de autecologie van de soorten als op grond van indices. Verschillen in mate van verontreiniging, met name organische biologisch afbreekbare verontreiniging, tussen locaties en tussen de verschillende jaren van het onderzoek kunnen duidelijk worden vastgesteld. Wat betreft de autecologisch aanpak verdient het aanbeveling om de autecologische gegevens uit te breiden door multivariate analysetechnieken toe te gaan passen. Op die manier kan op grond van de eigen resultaten, die altijd meer zeggingskracht hebben voor de specifieke situatie van de rivier in kwestie, de autecologie van de soorten verder worden uitgediept. Tevens is het noodzakelijk meer kennis te verkrijgen over de effecten van andere vormen van verontreiniging op de in de rivier voorkomende macro-everetebraten.

Wijzen van bemonstering

Zoals uit de bespreking van de verschillende bemonsteringsmethoden al naar voren kwam, zijn er wat betreft de autecologisch aanpak weinig verschillen geconstateerd tussen de beide wijzen van bemonstering. Indices kunnen daarentegen alleen worden gebruikt wanneer bemonsterd wordt met behulp van kunstmatig substraat. De enige 'index' die toegepast kan worden op de resultaten van de bemonstering van exuviae is de verdeling in tolerantieklassen van Wilson & McGill (1982). Hieruit kan dezelfde conclusie worden getrokken als reeds op grond van andere methoden werd gedaan. Hastière is relatief schoon, Hermalle en Borgharen sterk organisch verontreinigd en Keizersveer is weer wat minder verontreinigd. Opvallend bij de indeling in tolerantieklassen is echter de afwezigheid van intolerante soorten te Borgharen. Bij de bespreking van de autecologie der soorten kon nauwelijks een verschil tussen Hermalle en Borgharen worden aangetoond. De indices wijzen op een marginaal verschil tussen beide locaties waarbij de situatie te Hermalle als iets ongunstiger naar voren komt. Gesteld dat dit een juist beeld is dan kan het resultaat van de tolerantieverdeling van de soorten worden verklaard door de hypothese dat te Borgharen exuviae van verder stroomopwaarts bemonsterd worden (de afstand tussen Hermalle en Borgharen bedraagt ongeveer 20km). Op grond van de verdeling over de verschillende biotopen (zie fig. 5) wordt echter juist een licht herstel te Borgharen vastgesteld. Wanneer de exuviaebemonsteringen toch een beeld van de locale populatie weerspiegelen ligt een mogelijke verklaring voor deze paradox in het feit dat de indeling van de tolerantieklassen is gebaseerd op toleranties voor organische verontreiniging (bovendien is de indeling voornamelijk gebaseerd op waarnemingen uit Groot Brittanië) terwijl de reden dat bodembewonende Chironomidae verdwijnen niet alleen aan deze vorm van verontreiniging geweten hoeft te worden. Met andere woorden de niet-organische bodemverontreiniging te Hermalle is dan groter dan te Borgharen. Vanuit dit oogpunt is het niet verwonderlijk dat de tolerantie voor organische verontreiniging van de soorten te Borgharen groter is. Het aantal bodembewonende soorten is hier eenvoudigweg groter.

De voordelen van bemonstering met behulp van kunstmatig substraat liggen voornamelijk op het theoretische vlak, de nadelen zijn voornamelijk praktisch van aard. De voordelen van de exuviaebemonsteringen liggen daarentegen voornamelijk op het praktische vlak terwijl de nadelen meer theoretisch van aard zijn. Ondanks deze nadelen van de exuviaebemonstering blijft het

bemonsteren van exuviae een hele elegante methode om snel een indruk van de in de rivier aanwezige soorten te krijgen. Te meer daar beide wijzen van bemonsteren elkaar heel goed aanvullen (juist de uiterst moeizame determinatie van muggelarven kan met behulp van exuviaebemonstering worden ondervangen bovendien zijn bij de bemonstering van exuviae alle biotopen vertegenwoordigd (ook de kwaliteit van de bodem is voor het functioneren van een gezond ecosysteem van belang)), is het wenselijk dat beide methoden naast elkaar uitgevoerd blijven worden.

9 Conclusies en aanbevelingen

Zowel op grond van de autecologie als op grond van de indices is het goed mogelijk verschillen in waterkwaliteit tussen verschillende locaties/tijdstippen vast te stellen: Hastière is de minst verontreinigde locatie, gevolgd door Keizersveer. Hermalle en Borgharen vertonen allebei een hoge mate van organische biologisch afbreekbare verontreiniging. In de tijd blijkt er zich een piek in de organische belasting te hebben voorgedaan in 1985, 1986 en, in mindere mate, in 1989.

De Rijn te Lobith valt in de ß-mesosaprobe-zone, de Maas te Eijsden valt in de α-mesosaprobe-zone, de kwaliteit van het Maaswater waar de Maas Nederland binnenkomt is wat betreft de biologisch afbreekbare organische verontreiniging slechter dan die van de Rijn te Lobith.

Het verdient aanbeveling om de eigen onderzoeksresultaten aan multivariate analyses te onderwerpen om meer gefundeerde, en ook meer gerichte uitspraken te kunnen doen over de effecten van verontreiniging op de verbreiding en abundantie van de soorten. Deze opbouw van autecologische informatie kan omgekeerd weer gebruikt worden bij de interpretatie van de waterkwaliteit in vervolgonderzoek.

De indeling van de waterkwaliteit is voornamelijk gebaseerd op de mate van organische verontreiniging. Ondanks dat dit een zeer bepalende vorm van verontreiniging is, is het niet de enige. Informatie over andere vormen van verontreiniging, met name de *in situ* effecten op organismen van deze verontreinigingen, is in het kader van dit onderzoek niet uitputtend verzameld. Dit is echter een leemte in de autecologische kennis die nodig opgevuld moet worden.

De beide wijzen van bemonstering geven in de autecologische aanpak ongeveer evenveel informatie. Wanneer op grond van indices uitspraken over de kwaliteit van het water worden gedaan kunnen de resultaten van de exuviaebemonsteringen niet worden gebruikt.

De voordelen van de bemonstering met behulp van kunstmatig substraat liggen voornamelijk op het theoretische vlak (reductie van de variabiliteit, reproduceerbaarheid, kwantificeerbaarheid, zekerheid van herkomst van de organismen), de nadelen zijn voornamelijk van praktische aard (het substraat kan niet overal worden uit gezet, de procedure kost veel tijd). Daarentegen zijn de voordelen van de bemonstering van exuviae voornamelijk van praktische aard (bemonstering en determinatie kosten relatief weinig tijd), terwijl hier de nadelen een meer fundamenteel karakter hebben (kwantitatieve bemonstering is niet mogelijk, het tijdstip van de monstername beïnvloedt de resultaten). Daar de twee wijzen van bemonsteren elkaar op een aantal punten goed aanvullen (determinatie voordeel en bemonstering van verschillende biotopen bij exuviaebemonstering en reproduceerbaarheid en kwantificeerbaarheid bij de bemonstering door middel van kunstmatig substraat) wordt aanbevolen beide methoden naast elkaar te blijven gebruiken.

Voor een eventueel efficiënter gebruik van het kunstmatig substraat zouden het optimale aantal, plus de optimale grootte van de monsters uitgezocht kunnen worden.

10 Referenties

Literatuur voorzien van een *, werd gebruikt bij de determinatie.

-Adema, J.P.H.M. (1989), De verspreiding van rivierkreeften in Nederland. *Nieuwsbrief European Invertebrate Survey- Nederland* 19: 3-10

-Albarda, H. (1889), Catalogue raisonné et synonymique des Névroptères observés dans les Pays-Bas et dans les Pays limitrophes. *Tijdschr. Ent.* 32: 211-375

-Armitage, P.D., Blackburn, J.H. (1985), Chironomidae in a Pennine stream system receiving mine drainage and organic enrichment. *Hydrobiologia* 121: 165-172.

-Ball, I.R., Reynoldson, T.B. (1981), British Planarians. *Synopsis of the British Fauna* 19: 1-141.

-Bartsch, A.F., Ingram, W.M. (1966), Biological analysis of water pollution in North America. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 16: 786-800.

-Bazzanti, M., Bambacigno, F. (1987), Chironomids as water quality indicators in the river Mignone (Central Italy) *Hydrobiol. Bull.* 21: 213-222

-Benthem Jutting, W.S.S., van (1959), Ecology of freshwater Mollusca in the Netherlands. *Basteria* 23: 106-127.

-Berg, K. (1948), Biological studies on the river Susaa. *Folia Limnologica Scandinavica* 4: 1-318.

-Bergers, P. (1984), Schietmotten (Insecta: Trichoptera). Lab. voor aquatische oecologie, scriptie no.47, KUN, Nijmegen.

*Besseling, A.J. (1964), De Nederlandse Watermijten (Hydrachnellae Latreille, 1802). *Monogr. Ned. Entomol. Ver.* 1: 1-199.

-Bloesch, J. (1980), Bodenfaunistische Untersuchungen in Aare und Rhein. *Schweiz. Z. Hydrol.* 42: 285-308.

-Brink, F.W.B. van den, Velde, G. van der, Geelen, J.F.M. (1988), Life history parameters and temperature-related activity of an American crayfish, *Orconectus limosus* (Rafinesque, 1817) (Crustacea, Decapoda), in the area of the major rivers in the Netherlands. *Arch. Hydrobiol.* 114: 275-289.

—, Velde, G. van der, Vaate, A. bij de, (1989), A note on the immigration of *Corophium curvispinum* Sars, 1895 (Crustacea: Amphipoda) into the Netherlands via the river Rhine. *Bulletin Zoölogisch Museum* 11: 211-214.

—, Velde, G. van der, Cazemier, W.G. (1990), The faunistic composition of the freshwater section of the river Rhine in the Netherlands: present state and changes since 1990. In: Kinselbach, Friedrich (eds.), Biologie des Rheins, Limnologie Aktuell I: 191-216.

*Brinkhurst, R.O. (1971), A guide to the identification of British aquatic Oligochaeta. *Freshwat. Biol. Ass.* Scientific Publication 22: 1-55.

-Brown, A.F., Pascoe, D. (1988), Studies on the acute toxicity of pollutants to freshwater macroinvertebrates. 5. The acute toxicity of cadmium to twelve species of predatory macroinvertebrates. *Arch. Hydrobiol.* 114: 311-319.

-Brundin, L. (1949), Chironomiden und andere Bodentiere der sudschwedischen Urgebirgseen. Ein Beitrag zur Kenntnis der bodenfaunistischen Charakterzüge schwedischer oligotropher Seen. Insitute for freshwater research, Drottingholn, rapport nr. 30.

-Burkhardt, R. (1987), Untersuchungen über die Trichoptera des Vogelsberges. 2. Auswirkungen anthropogener Verunreinigungen der Fließgewässer. *Arch. Hydrobiol.* 111: 107-119.

-Cairns, J. (1982), Artificial substrates. In: J.Cairns (ed.), Ann Arbor Science Publishers Inc. Ann Arbor.

-Carpenter, K.E. (1928), Life in inland waters. Sidgewick & Jackson, London.

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

—, (1980), Die Makrozoobenthos-Gesellschaften des Rheins bei Bonn. *Deicheniana* 133: 93-106.

—, Jaeger, D. (1988), Der ökologisch-saprobiologische Zustand des Rheins. Z. *Wasser-Abwasser-Forsch* 21: 31-35.

-Claessens, E.E.C.M. (1981), The stoneflies (Plecoptera) of the Netherlands. *Nieuwsbrief European Invertebrate Survey-Nederland* 10: 73-77.

-Clements,W.H., Hassel, J.H.van, Cherry, D.S., Cairns, J.jr. (1989), Colonization, variability, and the use of substratum-filled trays for biomonitoring benthic communities. *Hydrobiologia* 173: 45-53.

-Coffman, W.P. (1973), Energy flow in a woodland stream ecosystem. II. The taxonomic composition and phenology of the Chironomidae as determined by the collection of pupal exuviae. *Arch. Hydrobiol.* 71: 281-322.

-Craenenbroeck, van W., van den Bos, M. (1983), Kwaliteitsprofiel van de Maas (KWAPROMA). RIWA rapport, Amsterdam.

*Cranston, P.S. (1982), A key to the larvae of the British Orthocladiinae (Chironomidae). *Freshwat. Biol. Ass.* Scientific Publication 45.
—, Oliver, D.R., Seather, O.A. (1983), 9: The larvae of Orthocladiinae (Diptera: Chironomidae) of the holarctic region- Keys and diagnoses. *Ent. Scand. Suppl.* 19: 149-291.
-Crawford, G.I. (1937), A review of the amphipod genus Corophium, with notes on the British species. *New Series* 21: 589-630.
-Cuypers, P.H.M., Damoiseaux, M.J.P.G. (1981), De Geul, biologische beoordeling van de waterkwaliteit met behulp van diverse systemen. *Nat. Hist. Gen. Limburg.*
*Davids, C. (1979), De watermijten (Hydrachnellae) van Nederland, levenswijze en voorkomen. *Wetenschappelijke mededelingen* KNNV 132: 1-78.
-Dessel, B. van, (1989), Ecologisch herstel van de Rijnmacrofauna. Publicaties en Rapporten van het project 'Ecologisch herstel Rijn'. Publ.no. 14-1989, tevens RIN-rapport nr.: 90/7, RIN, Leersum
-Dewey, S.L. (1986), Effects of the herbicide atrazine on aquatic insect community structure and emergence. *Ecology* 67: 148-162.
*Dresscher, T.G.N., Higler, L.W.G. (1982), De Nederlandse bloedzuigers. Hirudinea. *Wetenschappelijke mededelingen KNNV* 154: 1-64.
*Dutmer, G., Duijm, F. (1985), Libellen. Tabellen voor de Nederlandse imago's en larven. Jeugdbondsuitg. 's Gravenland.
*Edington, J.M., Hildrew, A.G. (1981), Caseless caddis larvae of the British Isles. *Freshwat. Biol. Ass.* Scientific Publication 43.
*Elliott, J.M., Humpesch, U.H., Macan, T.T. (1988), Larvae of the British Ephemeroptera, a key with ecological notes. *Freshwat. Biol. Ass.* Scientific Publication 49:1-145.
-Fittkau, E.J. (1962), Die Tanypodinae (Die Tribus Anatopyniini, Macropelopiini und Pentaneurini). *Abh. Larvalsyst. Insekten* 6: 1-453.
—, Roback, S.S. (1983), 5: The larvae of the Tanypodinae (Diptera, Chironomidae) of the Holarctic region- Keys and diagnoses. *Ent. Scand. Suppl.* 19: 33-112.
-Flannagan, J.F., Rosenberg, D.M. (1982), Types of artificial substrates used for sampling freshwater benthic macroinvertebrates. In: Artificial substrates, J. Cairns jr. (ed.), Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor.
-Geelen, J.F.M. (1975), *Orconectus limosus* (Raf.) and *Astacus astacus* L. (Crustacea, Decapoda) in the Netherlands. *Hydrobiol. Bull.* 9: 109-113.
-Geijskes, D.C. (1940), Verzeichnis der in den Niederlanden vorkommenden Plecoptera, mit einigen geschichtlichen, oekologischen und systematischen Bemerkungen. *Tijdschr. Ent* 83: 3-16.
*—, Tol, J. van, (1983), De libellen van Nederland (Odonata). KNNV, Hoogwoud.
*Gledhill, T., Sutcliffe, D.W., Williams, W.D. (1976), Key to British Freshwater Crustacea: Malacostraca. *Freshwat. Biol. Ass.* Scientific Publication 32.
-Guhl, W. (1987), Aquatic ecosystem characterizations by biotic indices. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 72: 431-455.
-Hadderingh, R.H., Velde, G. van der, Schnabel, P.G. (1987), The effect of heated effluent on the occurence and the reproduction of the freshwater limpets *Ancylus fluviatilis* (Müller, 1774), *Ferrissia wautieri* (Mirolli, 1960) and *Acroloxus fluviatilis* (L. 1758) in two Dutch water bodies. *Hydrobiol. Bull.* 21: 193-205.
*Hartog, C. den, (1962), De Nederlandse platwormen (Tricladida). *Wetenschappelijke mededelingen* KNNV 42: 1-40.
-Hawkes, H.A. (1975), River zonation and classification. In: River ecology, B.A.Whitton (ed.), Blackwell Scientific Publications, Oxford.
—(1979), Invertebrates as indicators of river water quality. In: Biological indicators of water quality. A.James and L.Evison (eds.). pp.: 2.1-2.45. J.Wiley & Sons, Chichester.
-Hayes, B.P., Murray, D.A. (1988), Diel variation in chironomid emergence and implications for the use of pupal exuviae in river classification. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23: 1261-1266.
-Hellawell, J.M. (1978) Biological surveillance of rivers. A biological monitoring handbook. NERC and J.Hellawell, Stevenage.
—(1986), Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. London. Elsevier Applied Science.
*Hickin, N.E., (1967), Caddis larvae. Larvae of the British Trichoptera. Hutchinson & Co. Ltd. London.
*Higler, L.W.G. (1979), Determinatietabel voor kokerjufferlarven in Nederland: Familietabel. Concepten, fotocopie RIN, Leersum.
*Hildrew, A.G., Morgan, J.C. (1974), The taxonomy of the British Hydropsychidae (Trichoptera). *J. Ent. (B)* 43: 217-229.
*Hirvenoja, M. (1973), Revision der Gattung *Cricotopus* van der Wulp und ihrer Verwandten (Diptera, Chironomidae). *Ann. Zool. Fennici* 10: 1-363.

*Holthuis, L.B., Heerebout, C.R. (1986), De Nederlandse Decapoda. *Wetenschappelijke mededelingen* KNNV 179: 1-66.
-Huet, M. (1954), Biologie, profils en long et en travers des eaux courantes. *Bull. fr. Piscic.* 175: 41-53.
-Hynes, H.B.N. (1959), The use of invertebrates as indicators of river pollution. *Proc. Linn. Soc. London* 2: 165-169.
—(1960), The biology of polluted water. Liverpool University Press, Liverpool.
*—(1977), A key to the adults and nymphs of British Stoneflies (Plecoptera). *Freshwat. Biol. Ass.* Scientific Publication 17: 1-92.
-Illies, J. (1961), Versuch einer allgemein biozönotischen Gliederung der Fliessgewässer. *Int. rev. ges. Hydrobiol.* 46: 205-213.
—, Botosaneanu, L. (1963), Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considerées surtout du point de vue faunistique. *Mitt. int. Verein. theor. angew. Limnol.* 12: 1-57.
—(1978), Limnofauna Europaea. J. Illies (ed.), 2nd ed. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
—, Schmitz, W. (1980), Die Verfahren der biologischen Beurteilung des Gütezustandes der Fließgewässer (systematisch-kritisch Übersicht). *Studien zum Gewässerschutz* 5.
-James, A. (1979), The value of biological indicators in relation to other parameters of water quality. In: Biological indicators of water quality. A.James and L.Evison (eds.). pp.: 1.1-1-16. J.Wiley & Sons, Chichester.
*Janssen, A.W., Vogel, E.F. de, (1965), Zoetwatermollusken van Nederland. N.J.N. Amsterdam.
*Karaman, G.S., Pinkster, S. (1977), Freshwater *Gammarus* species from Europe, North Africa an adjacent regions of Asia (Crustacea-Amphipoda). Part I *Gammarus pulex*-group and related species. *Bijdragen tot de Dierkunde* 47: 1-97.
-Khalaf, G. & Tachet, H. (1980), Colonization of artificial substrata by macro-invertebrates in a stream and variations according to stone size. *Freshwat. Biol.* 10: 475-482.
-Kierstead, W.G., Bärlocher, F. (1989), Ecological effects of pentachloorfenol on the brackish-water amphipod *Gammarus tigrinus*. *Arch. Hydrobiol.* 115: 149-156.
*Klink, A.G. (1981), Determinatietabel voor de poppen en larven der Nederlandse Tanytarsini. Deel 1. Tabellen tot geslacht. Vakgroep Natuurbeheer, LU, Wageningen.
*—(1982), Het genus Micropsectra (Kieff.). Een taxonomische en ekologische studie. *Medeklinker* 2: 1-58.
—, Moller Pillot, H.K.M. (1982), Makro-evertebraten in de grote Nederlandse rivieren. Hydrobiologisch adviesburo Klink, Oekologisch adviesburo H. Moller Pillot. *Rapporten en Mededelingen* 3: 1-57, Wageningen.
—(1984), De Maas voor en na België. Hydrobiologisch adviesburo Klink, *Rapporten en Mededelingen* 10: 1-8, Wageningen.
—(1985), Exuviae. De biologische kwaliteitsbeoordeling van Maas en Rijn? Hydrobiologisch adviesburo Klink, *Rapporten en Mededelingen* 17: 1-11, Wageningen.
—(1989), The Lower Rhine: Paleoecological analysis. In: G.E.Petts (ed.), Historical change of large alluvial rivers: Western Europe, J.Wiley & sons Ltd., Chichester.
-Kolkwitz, R., Marsson, M.(1908), Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. dt. Bot. Ges.* 26A: 505-519.
—, —(1909), Ökologie der tierischen Saprobien. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 2: 126-152.
*Langton, P.H. (1984), A key to pupal exuviae of British Chironomidae, Cambridgeshire, Langton.
*Lepneva, S.G. (1964), Fauna of the USSR, Trichoptera Vol.II, no. 1. Larvae and pupae of Annulipalpia. Zool. Inst. Acad. Sc. USSR, New Series no. 88, Israel Program Sc. Translat., Jerusalem, 1970.
*—(1966), Fauna of the USSR, Trichoptera Vol.II, no. 2. Larvae and pupae of Integripalpia. Zool. Inst. Acad. Sc. USSR, New Series no. 95, Israel Program Sc. Translat., Jerusalem, 1971.
-Leentvaar, P. (1975), Geographical distribution and biology of *Dreissena polymorpha* Pallas. *Hydrobiol. Bull.* 9: 120-130.
-Liebmann, H. (1962), Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie. Vol.I, 2nd ed., R. Oldenbourg, München.
*Macan, T.T. (1977), A key to the British fresh- and brackish-water gastropods. *Freshwat. Biol. Ass.* Scientific Publication 13: 1-45.
*—(1979), A key to the nymphs of British species of Ephemeroptera. (3rd ed.). *Freshwat. Biol. Ass.* Scientific Publication 20: 1-79.
-Made, J.W.van der (1972), Hydrografie van het Maasbekken. H_2O 5: 356-362.
*Malzacher, P. (1984), Die europäischen Arten der Gatung *Caenis* Stephens (Insecta: Ephemeroptera). *Stuttgarter Beitr. Naturk.* (Ser.A) 373: 1-48.
-Mance, G. (1987), Pollution treatment of heavy metals in aquatic environments. Elsevier Applied Sciece, London.
-Margalef, R. (1968), Perspectives in ecological theory. G.W.Beadle, L.Bogorad c.s. eds. The University of Chicago Press, Chicago.

-McGill, J.D., Wilson, R.S., Brake, A.M. (1979), The use of chironomid pupal exuviae in the surveillance of sewage pollution within a drainage system. *Water research* 13: 887-894.
-Meurisse-Genin, M., Reydams-Detollenaere, A., Stroot, P.H., Micha, J.C. (1987), Les macroinvertébrés benthique de la Meuse belge: bilan de cinq années de recherches (1980 à 1984). *Arch. Hydrobiol.* 109: 67-88.
-Modde, T., Drewes, H.G. (1990), Comparison of biotic index values for invertebrate collections from natural and artificial substrates. *Freshwat. Biol.* 23: 171-180.
*Mol, A.W.M. (1983), *Caenis lactea* (Burmeister) in the Netherlands (Ephemeroptera, Caenidae). *Ent. Ber.* 43: 119-123.
—(1984), Limnofauna Neerlandica. *Nieuwsbrief European Invertebrate Survey- Nederland* 15: 1-124.
*—(1985a), *Baetis tracheatus* (Keffermüller & Machel) en *Caenis pseudorivulorum* (Keffermüller), twee nieuwe Nederlandse haften (Ephemeroptera). *Ent. Ber.* 45: 78-81.
*—(1985b), Een overzicht van de Nederlandse haften (Ephemeroptera) 1. Siphlonuridae, Baetidae en Heptageniidae. *Ent. Ber.* 8: 105-111.
*—(1985c), Een overzicht van de Nederlandse haften (Ephemeroptera) 2. Overige families. *Ent. Ber.* 45: 128-135.
*—(1985d), Enkele interessante en nieuwe Nederlandse haften (Insecta, Ephemeroptera) uit de provincie Limburg. *Natuurhistorisch maandblad* 74: 5-8.
*—(1987), *Caenis biskidensis* (Sowa) new to Belgium, with remarks on the Ephemeroptera of the river Meuse. *Ent. Ber.* 47: 60-64.
-Moller Pillot, H.K.M. (1971), Faunistische beoordeling van de verontreiniging in de laaglandbeken. Pillot standaardboekhandel Tilburg.
*—(1984a), De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera). Nieuwsbrief European Invertebrate Survey. *Ned. Faun. Med.* 1A (3rd ed.)
*—(1984b), De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera). Nieuwsbrief European Invertebrate Survey. *Ned. Faun. Med.* 1B.
-Morton, B.S. (1969), Studies on the biology of *Dreissena polymorpha* Pall. 4. Habits, habitats, distribution and control. *Water Treatment and Examination* 18: 233-241.
*Mundy, S.P. (1980), A key to the British and European freshwater Bryozoans. *Freshwat. Biol. Ass.* Scientific Publication 41.
-Pantle, R., Buck, H. (1955), Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas- und Wasserfach.* 96: 604.
-Peeters, E.T.H.M. (1988), Hydrobiologisch onderzoek in de Nederlandse Maas, Makrofauna in relatie tot biotopen. vakgroep Natuurbeheer LU Wageningen.
-Persoone, G., de Pauw, N. (1979), Systems of biological indicators for water quality assessment. In: Biological aspects of freshwater pollution. O.Ravera (ed.). Pergamon Press, Oxford.
*Pinder, L.C.V. (1978), A key to the adult males of British Chironomidae. *Freshwat. Biol. Ass.* Scientific Publication 37 (1 and 2): 1-169.
—, Reiss, F. (1983), 10. The larvae of Chironominae (Diptera, Chironomidae) of the Holarctic region-Keys and diagnoses. *Ent. scand. Suppl.* 19: 293-435.
-Pinkster, S., Smit, H., Brandse-de Jong, N. (1977), The introduction of the alien amphipod *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 (Crustacea, Amphipoda) in the Netherlands and its competition with indigenous species. *Crustaceana Suppl.* 4: 92-105.
*—, Platvoet, D. (1986), De vlokreeften van het Nederlandse oppervlaktewater. *Wetenschappelijkemededelingen* KNNV nr. 172: 1-44.
-Redeke, H.C. (1948), Hydrobiologie van Nederland. Backhuys & Meesters, Amsterdam. Herdruk, 1975.
-Reiss, F., Fittkau, E.J. (1971), Taxonomie und Ökologie europäisch verbreiteter *Tanytarsus*-Arten (Chironomidae, Diptera). *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 40: 75-200.
*Reynoldson, T.B. (1978), A key to the British species of freshwater triclads. 2nd ed. *Freshwat. Biol. Ass.* Scientific Publication 23: 1-32.
-RIWA (1983), verslagnr.: SH-83-29
-RIWA (1984), De samenstelling van het Maaswater in 1982. Amsterdam.
-RIWA (1986a), De samenstelling van het Maaswater in 1983 en 1984. Amsterdam.
-RIWA (1986b), De samenstelling van het Rijnwater in 1984 en 1985. Amsterdam.
-RIWA (1988), De samenstelling van het Maaswater in 1985 en 1986. Amsterdam.
-RIWA (1988), Maas-memorandum '88. RIWA, Amsterdam, BIWM, Brussel.
-RIWA (1989), De samenstelling van het Rijnwater in 1986 en 1987. Amsterdam.
-RIWA (1990), Jaarverslag 1987/1988, deel B: de Maas. Amsterdam.
-RIZA (1981), De waterkwaliteit van de Maas in de periode 1953-1980. RIZA notanr.81-048.

-RIZA (1985), De waterkwaliteit van de Maas in Nederland in de periode 1981-1984. RIZA notanr. 85-07.
-Rosenberg, D.M., Resh, V.H. (1982), The use of artificial substrates in the study of freshwater benthic macroinvertebrates. In: Artificial substrates, J. Cairns jr. (ed.), Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor.
-Schmale, A. (1989) Inventarisatie van exuviae in de Maas (Heusden) en de Andelse Maas (inlaat Brakel). DZH intern rapport.
*Schoenemund, E. (1930), Eintagsfliegen oder Ephemeroptera. *Tierwelt Deutschlands* 19: 1-214.
-Seather, O.A. (1983), 8: The larvae of Prodiamesinae (Diptera, Chironomidae) of the holarctic region- Keys and diagnoses. *Ent. Scand. Suppl.* 19: 141-148.
-Sládecek, V. (1973), Systems of water quality from the biological point of view. *Arch. Hydrobiol. Beiheft* 7.
-Sloof, W. (1983), Benthic macroinvertebrates and water quality assessment: some toxicological considerations. *Aquat. Toxicol.* 4: 73-82.
-Smit, H. (1982), De Maas, op weg naar biologische waterbeoordeling van grote rivieren. Verslag vakgroep Natuurbeheer. LU Wageningen.
—, Gardeniers, J.J.P. (1986), Hydrobiologisch onderzoek aan de Maas. Een aanzet tot biologische monitoring van grote rivieren. H_2O 19: 314-317.
*Soest, R.W.M. van, (1976), De Nederlandse mariene en zoetwatersponzen (Porifera). *Wetenschappelijke mededelingen* KNNV 115: 1-36.
-Stroot, P. (1987), Faunistic and zoogeographical notes on Trichoptera from Belgium. *Arch. Hydrobiol.* 110: 195-216.
-Surber, E.W. (1959), *Cricotopus bicinctus*, a midgefly resistant to electroplating wastes. *Trans. Am. Fish. Soc.* 88: 111-116.
-Sutcliffe, D.W. (1984), Quantitative aspects of oxygen uptake by *Gammarus* (Crustacea, Amphipoda): a critical review. *Freshwat. Biol.* 14: 443-489.
-Thienemann, A. (1911), Das Sammeln von Puppenhäuten der Chironomiden. *Archiv für Hydrobiologie und Planktonkunde Band* VI: 213-214.
*—(1944), Bestimmungstabellen für die bis jetzt bekannten Larven und Puppen der Orthocladiinen (Diptera, Chironomidae). *Arch. Hydrobiol.* 7: 551-664.
—(1954), *Chironomus*. In: Die Binnengewässer, Band XX, A.Thienemann (ed.)Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
-Tol, J.van (1985), Notes on species of the genus *Brachyptera* Nieuwpoort (Plecoptera) from the Netherlands and Switzerland. *Zoöl. Med. Leiden* 59: 381-390.
*Tolkamp, H.H. (1976), Determinatietabel voor het bepalen van familie, geslacht en soms zelfs soort der Europese, in het water levende Diptera-larven. Stencil vakgr. Natuurbeheer, LU Wageningen.
*—(1982), Tabel voor het onderscheiden van waterpissebedden (Asellidae) in Nederland. Stencil WZL, Roermond.
*Ulmer, G. (1909), Die Süsswasserfauna Deutschlands. Heft 5-6: Trichoptera, A. Brauer (ed.). Gustav Fischer Verlag, Jena.
-Urk, G. van, Vaate, A. bij de, (1990), Ecological studies in the Lower Rhine in the Netherlands. In: Kinselbach, Friedrich (eds.), Biologie des Rheins, Limnologie Aktuell I: 131-145.
-Velde, G. van der, (1975), The immigrant triclad flatworm *Dugesia tigrina* (Girard) (Plathelminthes, Turbellaria). Range-extention and ecological position in the Netherlands. *Hydrobiol. Bull.* 9: 123-130.
—, Roelofs, J.G.M. (1977), *Ferrissia wautieri* (Gastropoda, Basommatophora), nieuw voor Nederland. *Basteria* 41: 73-80.
*Verdonschot, P.F.M. (1979), Aquatische Oligochaeta. I. Introductie. Rapp. en Versl. Delta Inst. Hydrobiol. Ond. nr. 1979-11. 1-45.
*Verneaux, J., Faessel, B. (1976), Larves du genre *Hydropsyche* (Trichoptères Hydropsychidae) taxonomie, données biologiques et écologiques. *Annls. Limnol.* 12: 7-16.
*Viets, K.O. (1936), Wassermilben oder Hydracarina. *Tierwelt Deutschlands* 31 und 32.
-Vuuren, van W.E. (1989), Cadmiumcalamiteiten op de Maas: een triest record in november 1988. H_2O 22: 23-26.
*Wallace, I.D. (1981), A key to the larvae of the family Leptoceridae (Trichoptera) in Great Britain and Ireland. *Freshwat. Biol.* 11: 273-297.
-Walshe, B.M. (1951), The feeding habits of certain chironomid larvae (subfamily Tendipedinae). *Proc. Zool. Soc. Lond.* 121: 63-79.
-Warren, C.E. (1971), Biology and water pollution control. W.B.Saunders Cy. Philladelphia, London.
-Washington, H.G. (1984), Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Res.* 18: 653-649.
-Wesenberg-Lund, C. (1939), Biologie der Süsswassertiere. Reprint 1982, Strauss & Cramer GmbH, Hirschberg.

—(1943), Biologie der Süsswasserinsekten. Reprint 1989, Koeltz Scientific Books. Königstein.
*Wiberg-Larsen, P. (1979), Larva of the caddisfly *Ceraclea dissimilis* (Stephens) (Trichoptera: Leptoceridae). *Ent. Scand.* 10: 119-122.
*Wiederholm, T. (1983), Chironomidae of the holarctic region. Vol I: Larvae. Ent Scand. Suppl. 19: 1-457.
*—(1986), Chironomidae of the holarctic region. Vol II: Pupae. *Ent. Scand. Suppl.* 28: 1-482.
-Wihlm, J.L., Dorris, T.C. (1968), Biological parameters for water quality criteria. *Bioscience* 18: 477-481.
-Williams, W.D. (1962), Notes on the ecological similarities of *Asellus aquaticus* (L.) and *A.meridianus* Rac. (Crust., Isopoda). *Hydrobiologia* 20: 1-30.
-Wilson, R.S., Bright, P.L. (1973), The use of chironomid pupal exuviae for characterizing streams. *Freshwat. Biol.* 3: 283-302.
—, McGill, J.D. (1977), A new method of monitoring water quality in a stream receiving sewage effluent, using chironomid pupal exuviae. *Water research* 11: 959-962.2
—, (1977), Chironomid pupal exuviae in the River Chew. *Freshwat. Biol.* 7: 9-17.
*—, McGill, J.D. (1982), A practical key to the genera of pupal exuviae of the British Chironomidae. Bristol University Printing Office.
—, Wilson, S.E. (1983), Reconnaissance of the river Rhine using chironomid pupal exuviae (Insecta: Diptera). *Mem. Amer. Ent. Soc.* 34: 365-385.
—, —(1984), A survey of the distribution of Chironomidae (Diptera, Insecta) of the river Rhine by sampling pupal exuviae. *Hydrobiol. Bull.* 18: 119-132.
-Woodiwiss, F.S. (1964), The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chem. Ind.* 11: 443-447.
-Zelinka, M., Marvan, P. (1961), Zur Präzisierung der biologischen klassifikation der Reinheid fliessender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.* 57: 389-407.
-Zuurdeeg, B.W. (1980), De natuurlijke chemische samenstelling van Maaswater. H_2O 13: 1-7.

Bijlage I. Overzichtstabellen van de chemische en fysische parameters

1. Afvoer (jaargemiddelden) in m^3/s

	jaar	Gemiddeld	Maximum	Minimum
Hasière	1983	173	546	24
	1984	179	701	30
	1985	109	249	29
	1986	189	445	39
	1987	219	509	85
	1988	304	798	45
Luik	1983	280	791	53
	1984	307	1330	66
	1985	191	854	44
	1986	283	1869	86
	1987	321	1282	109
	1988	394	1656	70
Eijsden	1983	305	1085	51
	1984	328	2475	50
	1985	196	880	38
	1986	288	1655	59
	1987	328	1508	95
	1988	376	1861	54
Keizersveer	1983	384	1126	82
	1984	404	2231	80
	1985	259	985	65
	1986	346	1340	74
	1987	404	1386	70
	1988	444	1743	60

2. Temperatuur (jaargemiddelden) in °C

	jaar	Gemiddeld	Maximum	Minimum
Hasière	1983	13	24.5	6
	1984	12	25	5
	1985	12.5	22.5	3
	1986	11.5	21	3
	1987	10.5	18	1.5
	1988	12.5	23	4.5
Luik	1983	13.5	25	4.5
	1984	13.5	24	6
	1985	13.5	23	3.5
	1986	13.5	25	4
	1987	13.5	23.5	2
	1988	14.5	23	5
Eijsden	1983	14.5	25.5	5.5
	1984	13.5	23.5	6
	1985	13.5	23.5	3.5
	1986	14	25	4.5
	1987	13	24.5	1.5
	1988	14.5	23	5

Keizersveer	1983	12.5	24.5	4
	1984	12	23.5	4.5
	1985	11.5	20.5	1.5
	1986	12	22.5	2
	1987	12	21.5	1
	1988	13	21	5

3. Zuurstofgehalte (jaargemiddelden) in mg/l.

	jaar	Gemiddeld	Maximum	Minimum
Hasière	1983	11	13.3	7.3
	1984	11.1	13	7.9
	1985	11.2	13	9.3
	1986	10.8	14.1	8.3
	1987	10.9	14.2	8.4
	1988	11	14	8.7
Luik	1983	9.7	13.7	4.4
	1984	9.6	12.9	5.5
	1985	9	14.3	4.5
	1986	9.6	13.9	3.6
	1987	10.2	13.6	6
	1988	9.6	12.7	3
Eijsden	1983	8.2	11.2	4.1
	1984	9.1	12.2	3
	1985	8.2	13.1	1.9
	1986	8.9	14	2.8
	1987	9.9	13	4.5
	1988	8.8	13.1	3.7
Keizersveer	1983	8.9	12	6.1
	1984	9.4	11	6.7
	1985	9.6	12.1	6.5
	1986	9.7	13.1	6.8
	1987	9.7	12	7.2
	1988	9.5	11.2	6.6

4. Zwevendstof (jaargemiddelden) in mg/l.

	jaar	Gemiddeld	Maximum	Minimum
Hasière	1983	24.0	65.0	7.5
	1984	22.0	59.0	5.1
	1985	17.0	28.0	7.7
	1986	27.0	80.0	5.5
	1987	28.0	71.0	3.1
	1988	29.0	130.0	12.0
Luik	1983	32.0	110.0	11.0
	1984	38.0	130.0	8.0
	1985	22.0	61.0	8.0
	1986	26.0	110.0	8.8
	1987	24.0	64.0	5.3
	1988	26.0	110.0	7.0

Eijsden	1983	37.0	260.0	7.0
	1984	34.0	390.0	7.1
	1985	22.0	180.0	3.2
	1986	46.0	590.0	7.1
	1987	32.0	190.0	5.4
	1988	42.0	280.0	7.0
Keizersveer	1983	14.0	56.0	4.0
	1984	18.0	170.0	4.6
	1985	9.8	44.0	3.0
	1986	16.0	110.0	3.0
	1987	16.0	170.0	3.7
	1988	14.0	56.0	4.0

5. Anorganische stoffen (jaargemiddelden in mg/l), het electrisch geleidend vermogen (mS/m), de hardheid (mmol/l). Zuurdeeg te Hastière is te Aigimont, Zuurdeeg te Keizersveer is te Kerksloot

Hastière	jaar	Cl^-	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Egv	H_{tot}
	1983	19	191	27	8	3.4	66	6.7	39	2.0
	1984	19	184	29	7	3.2	59	6.2	39	1.8
	1985	22	207	32	11	3.2	66	6.4	45	1.9
	1986	20	190	34	7	3.0	65	7.1	40	1.9
	1987	18	191	24	6	2.6	64	6.8	39	1.9
	1988	17	177	26	6	3.2	58	6.4	34	1.7
	Zuurd.	14	217	36	7	3.9	76	6.3		
Luik		Cl^-	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Egv	H_{tot}
	1983	62	205	40	27	3.3	74	9.6	56	2.2
	1984	52	177	39	23	3.2	66	8.4	48	2.0
	1985	64	198	45	28	3.3	71	9.6	57	2.2
	1986	52	185	41	22	3.0	64	8.8	51	1.2
	1987	44	188	35	17	2.9	65	9.1	48	2.0
	1988	56	184	36	21	3.5	69	9.2	53	2.1
	Zuurd.	15	172	28	7	3.7	59	5.7		
Eijsden		Cl^-	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Egv	H_{tot}
	1983	54	187	44	27	3.8	76	7.2	50	2.2
	1984	44	161	41	23	3.3	65	7.1	44	1.9
	1985	61	182	46	31	3.7	75	7.9	54	2.2
	1986	43	166	40	23	3.4	66	6.9	45	1.9
	1987	36	167	35	19	3.0	65	6.6	43	1.9
	1988	47	161	37	26	3.3	77	7.0	51	
	Zuurd.	15	172	28	7	3.7	59	5.7		
Kei'veer		Cl^-	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Egv	H_{tot}
	1983	57	166	57	36	5.2	68	8.1	52	2.0
	1984	53	148	56	33	5.3	63	7.8	49	1.9
	1985	62	161	63	40	5.7	68	8.0	55	2.0
	1986	60	154	55	38	5.4	65	7.8	52	1.9
	1987	45	151	49	29	4.8	63	7.0	47	1.9
	1988	52	156	51	33	5.3	66	7.6	50	2.0
	Zuurd.	19	150	35	9	4.2	55	5.6		

6. Anorganische microverontreinigingen (jaargemiddelden in µg/l). IJzer, mangaan en fluor (mg/l).

Hast	jaar	Fe	Mn	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb	CN	F
	1983	1.40	0.08	4	1	2	2	-	1	1.2	-	4	-	0.10
	1984	0.78	0.11	9	1	2	3	-	1	0.5	-	6	-	0.11
	1985	0.48	0.28	11	1	2	4	-	1	0.5	0.25	4	-	0.11
	1986	0.90	0.06	11	<1	2	4	-	-	0.4	0.15	5	-	0.12
	1987	0.60	0.03	5	-	2	2	-	-	0.1	<0.2	3	-	0.11
	1988	0.88	0.07	5	-	2	3	-	-	0.3	0.20	4	-	0.14
	Zrd.	0.21	0.05				0.005	0.02						0.09
Luik		Fe	Mn	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb	CN	F
	1983	0.90	0.14	2	<5	<10	9	70	3	0.9	0.10	14	20	0.70
	1984	0.95	0.11	3	2	<5	7	100	2	0.6	0.05	18	<30	0.68
	1985	0.49	0.11	3	1	5	7	91	3	0.7	<0.1	7	<30	0.84
	1986	0.53	0.09	6	-	5	9	79	3	1.2	0.05	9	<30	0.52
	1987	0.61	0.21	9	-	7	12	86	2	1.5	<0.1	8	11	0.54
	1988	0.54	0.08	3	-	4	9	98	2	3.1	0.10	9	8	0.50
	Zrd.	0.12	0.05				0.004	0.02						0.08
Eijsd		Fe	Mn	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb	CN	F
	1983	1.50	0.10	5	<2	7	8	120	5	0.8	0.1	8	<3	0.70
	1984	2.50	0.13	10	1	3	7	89	2	0.9	0.1	15	2.5	0.67
	1985	1.40	0.11	7	1	3	5	82	2	0.6	0.1	10	3.5	0.85
	1986	2.20	0.11	9	-	4	7	88	2	0.9	0.1	14	3	0.54
	1987	1.50	0.09	10	-	3	8	74	2	1.8	0.3	10	2.5	0.48
	1988	1.50	0.10	7.4	-	3.4	5.2	72	1.9	3.4	0.1	12	4	0.47
	Zrd.	0.12	0.05				0.004	0.02						0.08
K've		Fe	Mn	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb	CN	F
	1983	0.84	0.10	4	1	5	4	49	2	0.5	0.10	7	1	0.40
	1984	1.00	0.13	5	1	5	4	55	2	0.5	0.05	8	1	0.40
	1985	0.61	0.11	3	1	5	3	40	2	0.2	0.05	5	1	0.43
	1986	0.92	0.10	4	0	5	4	45	2	0.4	0.05	7	1	0.36
	1987	0.90	0.10	6	0	5	4	48	2	0.6	0.05	8	1	0.37
	1988	0.69	0.12	4	0	5	4	56	2	0.8	0.05	6	1.5	0.39
	Zrd.	0.30	0.07				0.004	0.06						0.09

7. Jaargemiddelden van de organische som- en groepsparameters: DOC en COD (in ongefiltreerd water) in mg/l, fenolindex in µg/l, minerale olie in mg/l, AOX in µg/l, choline-esterase remmers in µg/l en anionactieve detergentia.

Hastière	jaar	DOC	COD	F	Min.olie	AOX	Chol.es.r.	An. det.
	1983	2.4	13					<0.05
	1984	2.2	13		0.03			<0.05
	1985	2.5	10		0.19			<0.05
	1986		13		0.03			<0.05
	1987	2.7	12		0.02			<0.05
	1988	2.8	16					<0.05
Luik		DOC	COD	F	Min.olie	AOX	Chol.es.r.	An. det.
	1983	2.9		4	0.15			<0.05
	1984	3.5		2	0.14			<0.05
	1985	3.9		2	0.10			<0.05
	1986	3.8		1	0.06			<0.05
	1987	3.9		2	0.07			<0.05
	1988	3.8	16	1	0.09			<0.05

Eijsden		DOC	COD	F	Min.olie	AOX	Chol.es.r.	An. det.
	1983	2.8	13	4	0.19	29	0.33	0.05
	1984	3.0	23	1	0.27	22	0.19	<0.05
	1985	3.0	20	1	0.25	19	0.71	0.05
	1986	3.2	32	2	0.19	18	1.14	<0.05
	1987	3.3	25	2	0.21	17	1.48	<0.05
	1988	3.2		3	0.12	18	1.49	0.05
Kei'veer		DOC	COD	F	Min.olie	AOX	Chol.es.r.	An. det.
	1983	3.5	14	4	0.06		0.22	<0.05
	1984	3.5	16	3	0.08	10	0.46	<0.05
	1985	3.9	15	1	0.05	21	0.64	<0.05
	1986	3.8	16	1	0.08	16	0.62	<0.05
	1987	3.6	13	2	0.06	16	0.70	<0.05
	1988	4.1	15	1	0.05	17	1.00	<0.05

8. Jaargemiddelden organische microverontreinigingen (in $1x10^{-1}$ µg/l): PAK, de somconcentratie van de '6 van Borneff' (fluorantheen, benzo(b)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen, benzo(ghi)peryleen, benzo(a)pyreen, indeno(1,2,3,-cd)pyreen), hexachloorbenzeen, α-, en γ- hexachloorcyclohexaan, trichloormethaan, tetrachloormethaan, trichlooretheen, tetrachlooretheen.

	PAK	Flu	BbF	BkF	BgP	BαP	Inp	HCB	αhch	γhch	3m	4c	3e	4e
Hast														
1983	1.5	0.5	0.2	0.1	0.2	0.2	0.3							
1984														
1985														
1986														
1987											1	<1	<1	<1
1988														
	PAK	Flu	BbF	BkF	BgP	BαP	Inp	HCB	αhch	γhch	3m	4c	3e	4e
Luik														
1983	3.3	1.3	0.4	0.5	0.3	0.5	0.3							
1984	3.9	1.4	0.6	0.4	0.5	0.6	0.6				6	5	7	16
1985	2.5	1.2	0.4	0.1	0.3	0.2	0.3							
1986	3.4	1.4	0.6	0.2	0.3	0.4	0.4				37	30	9	22
1987		0.9	0.5	0.2	0.3	0.3	0.3							
1988								2.6	0.1	15.2				
	PAK	Flu	BbF	BkF	BgP	BαP	Inp	HCB	αhch	γhch	3m	4c	3e	4e
Eijsd	5.0	2.1	0.8	0.7	0.4	0.6	0.4	<0.1	<0.1	0.2		1	8	6
1983	3.7	1.7	0.5	0.3	0.4	0.3	0.4	<0.1	<0.1	0.2	5	3	11	6
1984	3.1	1.5	0.5	0.2	0.4	0.3	0.3	<0.1	0.1	0.3	8	2	18	8
1985	5.6	2.2	1.0	0.4	0.6	0.7	0.8	0.1	<0.1	0.2	5	11	2	3
1986	3.9	1.7	0.7	0.2	0.4	0.4	0.4	<0.1	0.1	0.2	1	7	3	4
1987	2.9	1.1	0.4	0.2	0.3	0.4	0.4	0.1	0.1	0.2	2			
1988														
	PAK	Flu	BbF	BkF	BgP	BαP	Inp	HCB	αhch	γhch	3m	4c	3e	4e
K've	2.2	1.1	0.3	0.2	0.2	0.2	0.2	<0.1	<0.1	0.2				
1983	1.4	0.5	0.2	0.1	0.2	0.2	0.2	<0.1	0.1	0.2	2	10	2	2
1984	1.2	0.5	0.2	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1	<0.1	0.2	3	3	3	2
1985	2.2	0.6	0.3	0.2	0.3	0.4	0.4	<0.1	<0.1	0.2	2	1	2	1
1986	1.2	0.4	0.2	0.1	0.2	0.2	0.2	<0.1	<0.1	0.2	2	1	2	2
1987	1.1	0.3	0.2	0.1	0.2	0.2	0.2	<0.1	<0.1	0.2	1	<1	1	1
1988														

9. eutrofiërende stoffen, ammoniak-stikstof (in mg N/l), Kjedal-N, nitriet-stikstof (in mg N/l), nitraat-stikstof (in mg N/l), orthofosfaatgehalte (in mg P/l), totaal fosfaatgehalte (in mg P/l).

Hastière	jaar	NH_4^+-N	Kj-N	NO_2-N	NO_3^--N	PO_4^{3-}-P	$PO_4^{3-}{}_{tot}$
	1983	0.05		0.02	1.20	0.06	
	1984	0.05		0.01	1.25	0.05	
	1985	0.07		0.01	1.57	0.07	0.09
	1986	0.07		0.01	1.58	0.09	0.09
	1987	0.05		0.01	1.58	0.07	
	1988	0.06	2.0	0.01	1.34	0.04	0.06
Luik	jaar	NH_4^+-N	Kj-N	NO_2-N	NO_3^--N	PO_4^{3-}-P	$PO_4^{3-}{}_{tot}$
	1983	0.31		0.05	2.30	0.29	0.41
	1984	0.20		0.04	3.14	0.23	0.33
	1985	0.60		0.12	3.02	0.32	0.40
	1986	0.39		0.06	2.63	0.21	0.31
	1987	0.30		0.20	3.01	0.26	0.35
	1988	0.30		0.09	2.84	0.28	0.40
Eijsden	jaar	NH_4^+-N	Kj-N	NO_2-N	NO_3^--N	PO_4^{3-}-P	$PO_4^{3-}{}_{tot}$
	1983	0.60	1.6	0.07	2.60	0.28	0.57
	1984	0.48	1.0	0.09	2.76	0.24	0.48
	1985	0.80	1.2	0.15	2.73	0.40	0.60
	1986	0.65	1.1	0.07	2.84	0.26	0.49
	1987	0.50	0.9	0.07	2.90	0.31	0.52
	1988	0.38	1.3	0.08	2.71	0.42	0.49
Kei'veer	jaar	NH_4^+-N	Kj-N	NO_2-N	NO_3^--N	PO_4^{3-}-P	$PO_4^{3-}{}_{tot}$
	1983	0.51	1.2	0.10	3.60	0.26	0.38
	1984	0.51	1.0	0.11	4.03	0.23	0.36
	1985	0.66	1.4	0.11	4.08	0.31	0.43
	1986	0.46	1.5	0.09	4.02	0.27	0.40
	1987	0.46	1.1	0.10	4.14	0.28	0.40
	1988	0.37	1.0	0.11	3.98	0.25	0.35

Bijlage IIa

Resultaten van de kunstmatig substraat bemonsteringen in de Maas in de periode 1983–198 9.

+ = 1–99 ;++ = 100–999

plaats	HASTIERE 1				TAILFER	HASTIERE 2				TAILFER	HERMALLE 1				HERMALLE 2				BORGHAREN 1						BORGHAREN 2						KEIZERSVEER 1						KEIZERSVEER 2					
jaar	84	85	86	87	89	84	85	86	87	89	84	85	86	87	84	85	86	87	83	84	85	86	87	89	83	84	85	86	87	89	83	84	85	86	87	89	84	85	86	87	89	
Porifera																								++						++						++						++	Porifera
Ephydatia fluviatilis																				+						+			+													*Ephydatia fluviatilis*
Ephydatia sp.																							+			+			+													*Ephydatia sp.*
Spongilla fragilis		++					++					+		+				+								+	++						++					+			*Spongilla fragilis*
Spongilla sp.																							+						+													*Spongilla sp.*
Hydrozoa																								++						++						+						+	Hydrozoa
Cordylophora lacustris		++					++																									+						+				*Cordylophora lacustris*
Cordylophora sp.																											+		+			++	++		++			+		+		*Cordylophora sp.*
Hydra sp.		+		+			+		+					±		+		±		+			+					+	+	+		++										*Hydra sp.*
Tricladida																																										Tricladida
Dugesia lugubris		7	56				4	4	5				2								2		8				10		4		5				3				1		*Dugesia lugubris*
Dugesia polychroa					2				2	1										15			3	2	1	1			5	4		1			2				1		*Dugesia polychroa*
Dugesia tigrina	7	167	62			74	104	4	4		1				1	4		25	65	11	14		23		133	3	8		1												*Dugesia tigrina*
Dugesia sp.								11	1				2	11									4						2												*Dugesia sp.*
Planaria torva																									1																*Planaria torva*
Polycelis sp.																							1																		*Polycelis sp.*
Dendrocoelum lacteum																											1				1										*Dendrocoelum lacteum*
Tricladida spp.													7					3																1							*Tricladida spp.*
Nemertea		5					1				1																														Nemertea
Oligochaeta											531			193	448		196		32	224		294			21	262			117		55	61		120			22				Oligochaeta
Tubificidae spp.									2									8					1																		*Tubificidae spp.*
Tubificidae indet. met haarchatae								84																				3										28		*Tubificidae indet. m.h.ch.*
Tubificidae indet. zonder haarchatae								37																				38							1			7		*Tubificidae indet. z.h.ch.*
Chaetogaster spp.																								15											210					3	*Chaetogaster spp.*
Naididae spp.		65		4			15	8	45			80	506			140		180				270	474				75	538				580		306			500	141	110		*Naididae spp.*
Stylaria lacustris																								1											94					14	*Stylaria lacustris*
Hirudinea			44							2							272					253																			Hirudinea
Glossiphonia complanata					2						3	5	3		14			1	18	7	17		9		20	5	9	1	7	2	1		1		12		6					*Glossiphonia complanata*
Glossiphonia heteroclita											196	251	278		125	419		66	1	98	24		12	1	5	38	34	6	1			1	1								*Glossiphonia heteroclita*
Helobdella stagnalis					1			1			14		16		7			3		17	2		4		2	7			1						6						*Helobdella stagnalis*
Hemiclepsis marginata											4				1	2		7	1				3				4			1	3				1				1		*Hemiclepsis marginata*
Piscicola geometra		2		9			1		1						1									3					1				3				2				*Piscicola geometra*
Erpobdella nigricollis		68					3					19	3			59					26					2	2														*Erpobdella nigricollis*
Erpobdella octoculata					37			22	30	30	104	337	126		100	290		22	106	71	74		53	93	89	38	44	23		36	12	1	6		2	9	3	3			*Erpobdella octoculata*
Erpobdella testacea													3					23					48																		*Erpobdella testacea*
Erpobdella sp.				2	22			10		12														45				23		4					3						*Erpobdella sp.*
Hirudinea sp.																												3													*Hirudinea sp.*

Bijlage IIa (vervolg)

plaats	HASTIERE 1				TAILFER	HASTIERE 2				TAILFER	HERMALLE 1				HERMALLE 2				BORGHAREN 1						BORGHAREN 2						KEIZERSVEER 1						KEIZERSVEER 2					
jaar	84	85	86	87	89	84	85	86	87	89	84	85	86	87	84	85	86	87	83	84	85	86	87	89	83	84	85	86	87	89	83	84	85	86	87	89	84	85	86	87	89	
Bivalvia																																											
Unio pictorum																																					2						*Unio pictorum*
Dreissena polymorpha	11	53	12	7	28	8	103	40	5	28	1				1				3	21		76	13	8	56		14	2	8	4	2108	299	2000	11308	4840	10780	895	2100	11196	3643	7641	*Dreissena polymorpha*
Pisidium amnicum	1																																									*Pisidium amnicum*
Pisidium casertanum							1																																			*Pisidium casertanum*
Pisidium henslowanum																																1										*Pisidium henslowanum*
Pisidium nitidum																															2											*Pisidium nitidum*
Pisidium pulchellum																				2											1											*Pisidium pulchellum*
Pisidium subtruncatum							1																																			*Pisidium subtruncatum*
Pisidium supinum																															6						1					*Pisidium supinum*
Pisidium sp.																									1				4													*Pisidium sp.*
Sphaerium corneum								22																																		*Sphaerium corneum*
Sphaerium lacustre																															1											*Sphaerium lacustre*
Sphaerium solidum																																								1		*Sphaerium solidum*
Sphaerium sp.			4		1																		1																			*Sphaerium sp.*
Gastropoda														43								146						186					148									Gastropoda
Valvata cristata																																							2			*Valvata cristata*
Valvata piscinalis					1																											28	7				17	4			*Valvata piscinalis*
Valvata pulchella																																			6							*Valvata pulchella*
Bithynia tentaculata	1	10	8		20	9	6	36	6	2	1					1		8		66			8	101					16	70	47	292		156	100	103	51	70	20	23	*Bithynia tentaculata*
Acroloxus lacustris															2			1	12	2	1		144	1	19		5														*Acroloxus lacustris*
Ancylus fluviatilis								1																																		*Ancylus fluviatilis*
Ferrissia wautieri																								2											6	45				48	1	*Ferrissia wautieri*
Armiger crista f.cristata																																4						1				*Armiger crista f.cristata*
Armiger crista f.nautileus																															1											*Armiger crista f.nautileus*
Gyraulus albus																							5																			*Gyraulus albus*
Planorbidae sp.																		1																									*Planorbidae sp.*
Physa acuta													6				2																										*Physa acuta*
Physa fontinalis												3						170					1								8	1										*Physa fontinalis*
Hydrachnellae																																										Hydrachnellae
Sperchonopsis sp. (?)		1					1																																			*Sperchonopsis sp. (?)*
Lebertia sp.																																				1						*Lebertia sp.*
Torrenticola amplexa (?)							3																																			*Torrenticola amplexa (?)*
Unionicola aculeata																																				1						*Unionicola aculeata*
Hydrachnellae sp.		1							1																																	*Actinedida sp.*
Decapoda																																										Decapoda
Orconectus limosus	1					1															3	1	2	3	1	1	3		2	1	2		3	5	3	4		5	11	6	2	*Orconectes limosus*
Amphipoda																																										Amphipoda
Corophium sp.		20	654	182	6250		33	411	127	3565																																*Corophium sp.*
Echinogammarus berilloni	18	36		6	68	9	12	3	41	24																																*Echinogammarus berilloni*
Gammarus fossarum					57					33																																*Gammarus fossarum*
Gammarus roeseli				1																																						*Gammarus roeseli*
Gammarus tigrinus			4	1	35				12	21																					64	43	135		43	703	191	18	312	85	2023	*Gammarus tigrinus*
Gammarus sp.			26											413			814					508											196	26	572				21	225	*Gammarus sp.*
Isopoda																																	24									Isopoda
Asellus aquaticus	3	13				3	7	7	34	4	148	217	892		277	666		822	752	1176	948		70	106	360	2077	215	1698	122	126	2	1			1							*Asellus aquaticus*
Proasellus meridianus								1																								5	8		1	6	9	7	4	3		*Proasellus meridianus*
Isopoda sp. (juv)				2					18				29					352					51	5				121	39	23												*Isopoda sp. (juv)*

Bijlage IIa (vervolg)

plaats	HASTIERE 1					HASTIERE 2					HERMALLE 1				HERMALLE 2				BORGHAREN 1						BORGHAREN 2						KEIZERSVEER 1						KEIZERSVEER 2					
jaar	84	85	86	87	89	84	85	86	87	89	84	85	86	87	84	85	86	87	83	84	85	86	87	89	83	84	85	86	87	89	83	84	85	86	87	89	84	85	86	87	89	
Ephemeroptera			12																									4															
Heptagenia sulphurea						1			2																																		
Paraleptophlebia submarginata (?)									1																																		
Caenis luctuosa		65					70																																			
Caenis macrura					6				6	1																																	
Caenis sp.								8	2																														1				
Ephemeroptera sp.									1																																		
Odonata																																										
Calopteryx sp.						1																																				
Ischnura elegans		1									1																																
Odonata sp.									1														1	1				1							1								
Heteroptera		3																																								
Aphelocheirus aestivalis					195			2		50																																
Neuroptera																												16														
Sisyra sp.																							1										3	11					3			
Chironomidae			978														16				660	764					375		38				280					150			
Ablabesmyia phatta				2																																					
cf. Conchapelopia				4					3																																	
Rheopelopia sp.	3				11	9				9	19							1																	2					1	
Procladius s.a.					2													1		3				40														4			
Tanypodinae sp.									10																																	
Cricotopus bicinctus																			5	3																					
Cricotopus intersectus agg.																				5																					
Cricotopus sylvestris agg.																				5																					
Nanocladius bicolor agg.	1				40		30		6	29	1			1				3	5	35			74	20	2	2	69		2				7	5		17	4	19		58	11	12
Rheocricotopus fuscipes							6																										1								
Rheocricotopus sp.																																							2			
Chironomus f.l. reductus									19																																	
Chironomus spp.										3																				10												
Dicrotendipes gr. lobiger																														10												
Dicrotendipes gr.nervosus	41	3362		176	169	30	1160	324	102	280	2	10	1	34		11		54	3	248			221	1729	16	83		115		900	79	271	36		19	340	527		124	9	529
Dicrotendipes sp.								25																																	
Glyptotendipes sp.	23	615		35	5	31	378	474	79	6	1					1								30						10		4	1			2					6
Harnischia sp.																																					6				
Microtendipes chloris agg.					5				3																																
Microtendipes pedellus agg.									64	3																															
Parachironomus gr.arcuatus	1	123			1		13				8	30	24	14	13	64		10	6	197			36	171	2	189		73		10		53	6				39				
Parachironomus gr. longiforceps				9				175	22				2	1																							6				
Parachironomus gr. vitiosus																																									2
Parachironomus sp.													1																												
Phaenopsectra sp.	1																																								
Xenochironomus xenolabis																		1						10						10	55	21	38		120	30	52			161	33
Micropsectra sp.	1																			10						3															
Rheotanytarsus sp.							13		6	3																															
Pupae indet.					2						7																								1					2		
Rhagionidae																																										
Atherix spp.					4					1																																

Bijlage IIa (vervolg)

plaats	HASTIERE 1					HASTIERE 2					HERMALLE 1				HERMALLE 2				BORGHAREN 1						BORGHAREN 2						KEIZERSVEER 1						KEIZERSVEER 2					
jaar	84	85	86	87	89	84	85	86	87	89	84	85	86	87	84	85	86	87	83	84	85	86	87	89	83	84	85	86	87	89	83	84	85	86	87	89	84	85	86	87	89	
Trichoptera			442																															20										Trichoptera
Cyrnus trimaculatus				39				6	7																																		*Cyrnus trimaculatus*
Neureclepsis bimaculata	82	9			57	270	39		7	45	3				1																			1	1								*Neureclepsis bimaculata*
Ecnomus tenellus	1025	29		613	39	1320	60	158	526	82	59				2																	45	40		105	45	103	74	55	23	66	*Ecnomus tenellus*
Hydropsyche contubernalis	21	3			6		9			10													2																				*Hydropsyche contubernalis*
Hydropsyche exocellata									4																																	*Hydropsyche exocellata*
Phryganea grandis																																						1				*Phryganea grandis*
Ceraclea dissimilis	922	259		348		1410	343	712	673																									2							*Ceraclea dissimilis*
Ceraclea sp.					461					515																																*Ceraclea sp.*
Oecetis furva					36			3																																		*Oecetis furva*
Oecetis notata										51																																*Oecetis notata*
Oecetis sp.								1																																		*Oecetis sp.*
Triaenodes bicolor					3																																					*Triaenodes bicolor*
Trichoptera sp.																																										*Trichoptera sp.*
totaal aantal individuen	2163	4917	2302	1440	7833	3176	2416	2590	1875	5080	1105	952	1901	710	992	1654	1304	1762	1009	2219	2039	2043	1274	2385	729	2780	796	2646	539	1167	2466	899	3171	12133	5670	12971	1997	2913	12015	4149	10580	totaal aantal individuen

Bijlage IIb

Resultaten van de exuviae bemonsteringen in de Maas in de periode 1983–1989.

HAS= Hastiere; TAI= Tailfer; HER= Hermalle; BOR= Borgharen; KEI= Keizerd veer.

plaats	HAS	HAS	HAS	TAI	TAI	TAI	HER	HER	HER	BOR	BOR	BOR	BOR	BOR	BOR	BOR	KEI	KEI	KEI	KEI	KEI	KEI	KEI	
datum	86-9-15	87-6-9	87-9-14	89-5-29	89-7-16	89-9-7	86-9-22	87-6-9	87-9-21	85-8-19	86-9-22	87-6-17	87-9-21	89-5-29	89-7-16	89-9-4	85-8-22	86-9-26	87-6-16	87-9-15	89-5-31	89-7-16	89-9-12	
Plecoptera																								Plecoptera
Leuctra sp.			5																					Leuctra sp.
Ephemeroptera																								Ephemeroptera
Baetis fuscatus		2																						Baetis fuscatus
Baetis sp.			2	1																				Baetis sp.
Caenis luctuosa		4			5	1																		Caenis luctuosa
Caenis macrura					38																1			Caenis macrura
Caenis sp.			6		6																			Caenis sp.
Ephemera danica		33																						Ephemera danica
Ephemerella ignita		1																						Ephemerella ignita
Ephoron virgo			2																					Ephoron virgo
Ceratopogonidae																								Ceratopogonidae
Ceratopogonidae sp.		1																						Ceratopogonidae sp.
Psychodidae																								Psychodidae
Psychodidae sp.													37											Psychodidae sp.
Chironomidae																								Chironomidae
Tanypodinae																								Tanypodinae
Ablabesmyia longistyla			1				1											4		4	1		9	Ablabesmyia longistyla
Ablabesmyia monilis																	2							Ablabesmyia monilis
Conchapelopia pallidula								1																Conchapelopia pallidula
Macropelopia nebulosa												1												Macropelopia nebulosa
Procladius sp.	8		6		55	60	25		4	34	42	1	19	1	54	261	47	14	1	14	6	50	110	Procladius sp.
Rheopelopia ornata		5	1	8	15																			Rheopelopia ornata
Rheopelopia sp.			1																					Rheopelopia sp.
Tanypus pel																							19	Tanypus pel
Telopelopia fascigera		1		11	25	2																		Telopelopia fascigera
Thienemannimyia fusciceps			1	23	88	49																		Thienemannimyia fusciceps
Diamesinae																								Diamesinae
Potthastia longimanus																				1				Potthastia longimanus
Prodiamesinae																								Prodiamesinae
Prodiamesa olivacea		1	101						2			4								1				Prodiamesa olivacea
Orthocladiinae																								Orthocladiinae
Acricotopus lucens														3										Acricotopus lucens
Brillia modesta				1																				Brillia modesta
Brillia longifurca			5					4		3		5	7			1								Brillia longifurca
Bryophaenocladius pel		1				8																		Bryophaenocladius pel
Cardiocladius fuscus		3	11		1																			Cardiocladius fuscus
Cricotopus bicinctus		5	1		1			10	6	41	8	9	20	11	23	2	42	85	284	47	70	59	3	Cricotopus bicinctus
Cricotopus intersectus			3	1	1	205		2	1	16	23	4	90	339	27	20	26	142	38	15	8	8	14	Cricotopus intersectus
Cricotopus sylvestris		1	1			17	1	14	3	10	7	7	68	48	81	29	1	3	8	4	1	90	2	Cricotopus sylvestris
Cricotopus tremulus		1																						Cricotopus tremulus
Cricotopus triannulatus	3	211	18	53	9	4		30	5	59	3	1	9	2	5	6		3	?	36	44	1	2	Cricotopus triannulatus
Cricotopus trifascia		3	23																					Cricotopus trifascia
Eukiefferiella claripennis														27		1								Eukiefferiella claripennis

Bijlage IIb (vervolg)

plaats	HAS	HAS	HAS	TAI	TAI	TAI	HER	HER	HER	BOR	BOR	BOR	BOR	BOR	BOR	BOR	KEI	KEI	KEI	KEI	KEI	KEI	KEI	
datum	86-9-15	87-6-9	87-9-14	89-5-29	89-7-16	89-9-7	86-9-22	87-6-9	87-9-21	85-8-19	86-9-22	87-6-17	87-9-21	89-5-29	89-7-16	89-9-4	85-8-22	86-9-26	87-6-16	87-9-15	89-5-31	89-7-16	89-9-12	
Eukiefferiella clypeata		3																						Eukiefferiella clypeata
Limnophyes sp.						5											6	3	6	1	2			Limnophyes sp.
Nanocladius sp.	44	6		21	5	55		2	9	34	5	1	7	4	7	8		2		2	10	153	13	Nanocladius sp.
Orthocladius fuscimanus				1		22								50	1	2			2	2			1	Orthocladius fuscimanus
Orthocladius Orthocladius (s.str.)	1	24						2	1			1									1			Orthocladius Orthocladius (s.str.)
Orthocladius pe1 (s.str.)				1																				Orthocladius pe1 (s.str.)
Orthocladius rivicola		2		3																				Orthocladius rivicola
Orthocladius rubicundus				1																				Orthocladius rubicundus
Orthocladius sp.		3																						Orthocladius sp.
Paracladius conversus																					6			Paracladius conversus
Parametriocnemus stylatus		1		3					1															Parametriocnemus stylatus
Paratrichocladius rufiventris				9	10	28				9				1		1	3			1	10	5	9	Paratrichocladius rufiventris
Psectrocladius oxyura											1							13	3					Psectrocladius oxyura
Pseudosmittia pe1														1										Pseudosmittia pe1
Rheocricotopus chalybeatus		58	9	18	3				1		2							8		2	11	1		Rheocricotopus chalybeatus
Rheocricotopus fuscipes				2																				Rheocricotopus fuscipes
Synorthocladius semivirens	2	3																						Synorthocladius semivirens
Tvetenia discoloripes			1																					Tvetenia discoloripes
Tvetenia verralli		1	1																					Tvetenia verralli
Chironominae																								Chironominae
Chironomini																								Chironomini
Chironomus sp.	1	1	75		48	36	5		2	3	6		9	55	34	13	52	5		3	1	26	11	Chironomus sp.
Cladopelma pe1													1				1	4				14	23	Cladopelma pe1
Cryptochironomus obreptans																	2					1		Cryptochironomus obreptans
Cryptochironomus pe1																					2		4	Cryptochironomus pe1
Cryptochironomus rostratus		5	23	3	9	2									1		2			8	3			Cryptochironomus rostratus
Cryptochironomus supplicans		1	1		1	1				3							15		1	46	1	1	8	Cryptochironomus supplicans
Cryptotendipes sp.			1																				6	Cryptotendipes sp.
Demeyerea rufipes										7			7	1		1	3							Demeyerea rufipes
Demicryptochironomus vulneratus					3																			Demicryptochironomus vulneratus
Dicrotendipes nervosus	12	26	70	31	99	32	72	125	390	208	387	311	161	2	351	242	108	62	9	200	15	159	147	Dicrotendipes nervosus
Einfeldia dissidens																							1	Einfeldia dissidens
Endochironomus albipennis																							2	Endochironomus albipennis
Glyptotendipes pallens	3	1	54	2	4	2	15	3			1			1			3	1	1		2	3	11	Glyptotendipes pallens
Glyptotendipes paripes		1	7		1	2											1					2		Glyptotendipes paripes
Glyptotendipes s. str. pe1																	2		7		24			Glyptotendipes s. str. pe1
Harnischia sp.	1	9	1	1	37	12			1	28	14	1	25	1	16	48	159	21		95	42	17	51	Harnischia sp.
Microchironomus tener																	7							Microchironomus tener
Microchironomus sp.		1			2																	4	22	Microchironomus sp.
Microtendipes sp.	3		17	1	9																			Microtendipes sp.
Nilothauma brayi						1																		Nilothauma brayi
Parachironomus arcuatus				1	1		16	40	76	30	97	164	29	95	14	37	1	1	1		17	2		Parachironomus arcuatus
Parachironomus biannulatus																	1					13		Parachironomus biannulatus
Parachironomus longiforceps		4	9	2	1	6		122	2	5		20	12	10		1	2		124		143		1	Parachironomus longiforceps
Parachironomus vitiosus		2																			1	2		Parachironomus vitiosus
Paratendipes sp.				6																			1	Paratendipes sp.
Phaenopsectra sp.			1														2	3		7	4		7	Phaenopsectra sp.
Polypedilum cf. bicrenatum		1																						Polypedilum cf. bicrenatum
Polypedilum convictum				1		1																		Polypedilum convictum
Polypedilum cf. nubeculosum					6	1	1													1			4	Polypedilum cf. nubeculosum
Polypedilum pedestre		1			1																			Polypedilum pedestre

Bijlage IIb (vervolg)

plaats	HAS	HAS	HAS	TAI	TAI	TAI	HER	HER	HER	BOR	BOR	BOR	BOR	BOR	BOR	BOR	KEI	KEI	KEI	KEI	KEI	KEI	KEI	
datum	86-9-15	87-6-9	87-9-14	89-5-29	89-7-16	89-9-7	86-9-22	87-6-9	87-9-21	85-8-19	86-9-22	87-6-17	87-9-21	89-5-29	89-7-16	89-9-4	85-8-22	86-9-26	87-6-16	87-9-15	89-5-31	89-7-16	89-9-12	
Polypedilum pullum (LANG) /scalaenum (KLINK)				16																				Polypedilum pullum (LANG) /scalaenum (KLINK)
Polypedilum pe. 4 ?			4			1		2																Polypedilum pe. 4 ?
Polypedilum cf. scalaenum		1		9	102	10											6			1				Polypedilum cf. scalaenum
Polypedilum cf. uncinatum		2	1					1																Polypedilum cf. uncinatum
Polypedilum sp.				1																				Polypedilum sp.
Xenochironomus xenolabis					1						1		2	3		1	3	2	5	9	18	2		Xenochironomus xenolabis
Tanytarsini																								Tanytarsini
Cladotanytarsus pe4/pe5						1																	4	Cladotanytarsus pe4/pe5
Micropsectra atrofasciata				11									3			15					2			Micropsectra atrofasciata
Paratanytarsus confusus				1	1												1				2			Paratanytarsus confusus
Rheotanytarsus pentapoda																					1			Rheotanytarsus pentapoda
Rheotanytarsus photophilus	10	2		2	31	2					1													Rheotanytarsus photophilus
Rheotanytarsus rhenanus	3	38	5	364	5	1																		Rheotanytarsus rhenanus
Tanytarsus brundini				14	6																			Tanytarsus brundini
Tanytarsus eminulus	2	39		195	28	11																		Tanytarsus eminulus
Tanytarsus heusdensis					3																			Tanytarsus heusdensis
Tanytarsus lestagei agg.																							1	Tanytarsus lestagei agg.
Tanytarsus sp.	4																							Tanytarsus sp.
Trichoptera																								Trichoptera
Cyrnus flavidus			1																					Cyrnus flavidus
Cyrnus trimaculatus		1	3																					Cyrnus trimaculatus
Ecnomus tenellus	1				1	1																		Ecnomus tenellus
Hydropsyche sp.	4	27	36	9	44					9														Hydropsyche sp.
Lepidostoma hirtum			1																					Lepidostoma hirtum
Lype/Tinodes sp.			1																					Lype/Tinodes sp.
Mystacides nigra					7																			Mystacides nigra
Neureclepsis bimaculata																	1							Neureclepsis bimaculata
Oecetis lacustris																			1					Oecetis lacustris
Psychomyia pusilla	1	7	1																					Psychomyia pusilla
Trichoptera sp.																					1			Trichoptera sp.
Totaal gedetermineerd	103	544	511	827	713	579	136	358	504	499	598	530	506	655	614	689	499	376	491	500	450	613	486	Totaal gedetermineerd

Bijlage IIc

Resultaten van de kunstmatig substraat bemonsteringen in de Rijn in de periode 1983–1989

LOB= Lobith (Tolkamer); DAL= Dalem (Vuren)

	plaats jaar	LOB 1987	LOB 1989	DAL 1983	DAL 1984	DAL 1985
Tricladida						
	Dugesia lugubris					8
	Dugesia polychroa(lugubris)			55	4	
	Dugesia tigrina			5	20	20
Nemertea						
	Prostoma sp.			32	10	
Oligochaeta				240	184	106
Hirudinea						
	Glossiphonia complanata			4	10	6
	Erpobdella octoculata	4			8	4
	Erpobdella testacea	2				
	Erpobdella sp.				16	
	Piscicola geometra	1		4	6	2
Bivalvia						
	Dreissena polymorpha	525	1050	5420	3280	2212
	Sphaerium/Pisidium				2	
Gastropoda						
	Acroloxus lacustris	11				
	Bithynia tentaculata	12	4	434	1205	114
	Physa acuta		8			
	Planorbis sp.			5		
	Potamopyrgus jenkinsi				2	2
	P. jenkinsi forma aculeata			5	6	14
	Radix peregra		6		20	2
	Valvata piscinalis			87	61	26
Isopoda						
	Asellus aquaticus	2			48	18
	Proasellus meridianus	1				2
Amphipoda						
	Corophium sp.		2			
	Gammarus tigrinus	48	5800	118	194	51
	Gammaridae sp. (juv.)	216				337
Ephemeroptera						
	Caenis moesta					2

Bijlage IIc (vervolg)

	LOB 1987	LOB 1989	DAL 1983	DAL 1984	DAL 1985
Chironomidae					
Chironomidae pop		8	4	14	
Tanypodinae					
Rheopelopia ornata	22				14
Rheopelopia sp.		2	4	24	
Orthocladiinae					
cf. Cricotopus				2	
Nanocladius bicolor agg.	33			4	2
Nanocladius rectinervis agg.	2			2	
Psectrocladius gr. sordidel./limbatel.	3				
Orthocladiinae sp.			4		
Chironominae					
Chironomini					
Chironomus reductus			8	6	
Chironomus sp.		4			
Cryptochironomus rostratus	4				
Cryptochironomus sp.				10	
Dicrotendipes gr. nervosus	105	58	24	294	58
Glyptotendipes sp.	1	10			
Parachironomus gr. arcuatus				4	
Parachironomus longiforceps	71	12			2
Polypedilum nubeculosum				2	
Polypedilum sp.					2
Xenochironomus xenolabis	1				2
Tanytarsini					
Rheotanytarsus sp.		2		22	4
Trichoptera					
Ceraclea annulicornis		2			
Ceraclea dissimilis	3				10
Ecnomus tenellus	4	32	4		
Hydropsyche contubernalis	20	106			4
Hydropsyche sp.		8			
totaal	1091	7114	6457	5460	3024

Bijlage IId

Resultaten van de exuviae bemonsteringen in de Rijn in de periode 1983–1989 (%)

LOB= Lobith; TOL= Tolkamer; S-E= Slijk-Ewijk; VAR= Varik; DAL= Dalem
x=<1%

plaats	TOL	TOL	TOL	TOL	LOB	S-E	S-E	S-E	S-E	VAR	VAR	VAR	VAR	DAL	DAL	DAL	DAL	DAL	
tijd	04-86	08-86	05-87	10-87	05-89	04-86	08-86	05-87	10-87	04-86	08-86	05-87	10-87	04-86	08-86	05-87	09-87	05-89	
Chironomidae											1								**Chironomidae**
Tanypodinae																			Tanypodinae
Psilotanypus lugens (?)				x	75													0.5	Psilotanypus lugens (?)
Procladius sp.			0.28	x		0.5										0.5	0.66		Procladius sp.
Rheopelopia ornata			3			2	0.6	4			0.25	3				0.5	0.66	6	Rheopelopia ornata
Thienemannimyia sp.								1											Thienemannimyia sp.
Diamesinae																			Diamesinae
Potthastia longimana	0.75													0.54					Potthastia longimana
Prodiamesinae																			Prodiamesinae
Prodiamesa olivacea	1					0.5			0.28				1	0.54					Prodiamesa olivacea
Prodiamesa rufovittata						0.5													Prodiamesa rufovittata
Orthocladiinae																			Orthocladiinae
Brillia longifurca														0.54					Brillia longifurca
Brillia modesta	0.75																	0.5	Brillia modesta
Bryophae sp.																		0.5	Bryophae sp.
Cardiocladius fuscus							0.6												Cardiocladius fuscus
Cricotopus annulator		2	0.28					12	0.28	16		5	8	9				4	Cricotopus annulator
Cricotopus bicinctus	39	1.33	29	12		22		28	0.28	38		14	22	26	1	23	5	12	Cricotopus bicinctus
Cricotopus intersectus				x	x										0.28	0.5		7	Cricotopus intersectus
Cricotopus sylvestris			0.28					0.54					2	0.54			3		Cricotopus sylvestris
Cricotopus triannulatus	28	1.33				46				6		1	3	10	1			1	Cricotopus triannulatus
Cricotopus trifasciatus													1						Cricotopus trifasciatus
Cricotopus spp.				x									1			1	0.66		Cricotopus spp.
Eukiefferiella claripennis						0.5		0.54		3								0.5	Eukiefferiella claripennis
Eukiefferiella sp.																	0.66		Eukiefferiella sp.
Lymnophyes sp.														0.54				1	Lymnophyes sp.
Nanocladius bicolor		6	0.28	10	1	0.5	6	3	9		12	2	5		12	1	11	1	Nanocladius bicolor
Nanocladius rectinervis		13		17		1	5	4	23		4	4	15	1	4	2	51	1	Nanocladius rectinervis
Nanocladius sp.																	0.66		Nanocladius sp.
Orthocladius luteipes	1					3								0.54				0.5	Orthocladius luteipes
Orthocladius fuscimanus						0.5													Orthocladius fuscimanus
Orthocladius glabripennis (?)	1					0.5						0.83		2				1	Orthocladius glabripennis (?)
Orthocladius rivicola			5			0.5		0.54		3	0.25	0.83		0.54					Orthocladius rivicola
Orthocladius rubicundus	6		4			8		9		6		3		4		0.5		1	Orthocladius rubicundus
Orthocladius thienemani/luteipes	0.75													0.54					Orthocladius thienemani/luteipes
Orthocladius spp.	4		0.28			3		2	0.28			1		17	0.28	0.5		9	Orthocladius spp.
Paratrichocladius rufiventris	5		2			3		0.54						4	0.28			0.5	Paratrichocladius rufiventris
Psectrocladius psilopterus								0.54											Psectrocladius psilopterus
Psectrocladius spp.				x															Psectrocladius spp.
Rheocricotopus atripes																	0.66		Rheocricotopus atripes
Rheocricotopus chalybeatus		8		8			14		6		22		16		0.28		3	3	Rheocricotopus chalybeatus
Rheocricotopus fuscipes	3									19		0.83		3		0.5			Rheocricotopus fuscipes
Rheocricotopus effusus/fuscipes						0.5													Rheocricotopus effusus/fuscipes
Smittia sp.														0.54					Smittia sp.
Synorthocladius semivirens	6	1	7	2		7		12	2	3		10	1	10	0.28	0.5		2	Synorthocladius semivirens
Tvetenia bavarica				x															Tvetenia bavarica
Tvetenia calvescens			0.28							6				0.54				1	Tvetenia calvescens
Tvetenia verralli				1			0.6	0.54	2			0.83	2						Tvetenia verralli

Bijlage IId (vervolg)

plaats / tijd	TOL 04-86	TOL 08-86	TOL 05-87	TOL 10-87	LOB 05-89	S-E 04-86	S-E 08-86	S-E 05-87	S-E 10-87	VAR 04-86	VAR 08-86	VAR 05-87	VAR 10-87	DAL 04-86	DAL 08-86	DAL 05-87	DAL 09-87	DAL 05-89	plaats / tijd
Chironominae																			**Chironominae**
Chironomini																			**Chironomini**
Chironomus sp.		3	2	3	9			1	0.28		2	1			6	2	5		Chironomus sp.
Cladopelma viridula																	0.66		Cladopelma viridula
Cryptochironomus rostratus		1		1			0.6	0.54			1	1						5	Cryptochironomus rostratus
Cryptochironomus sp.							0.6	0.54	0.28										Cryptochironomus sp.
Dicrotendipes gr. nervosus																		13	Dicrotendipes gr. nervosus
Harnischia sp.					1						0.25				0.28		0.66		Harnischia sp.
Parachironomus longiforceps				9									1					1	Parachironomus longiforceps
Parachironomus spp.								0.54							0.28		0.66		Parachironomus spp.
Paracladopelma nigricula		1						3	10			1					0.66		Paracladopelma nigricula
Paratendipes sp.								1				0.83					0.66		Paratendipes sp.
Polypedilum nubeculosum			0.28		1									0.54	13				Polypedilum nubeculosum
Polypedilum scalaenum			33	3				9	0.28			22				42	3	5	Polypedilum scalaenum
Polypedilum spp.											0.25					0.5			Polypedilum spp.
Tanytarsini																			**Tanytarsini**
Cladotanytarsus sp.		15	5	7			57	0.54	11		12	23			1	21	5		Cladotanytarsus sp.
Micropsectra atrofasciata	3		5					5				4		8		2	0.66	13	Micropsectra atrofasciata
Rheotanytarsus pentapoda		17	3	10			1		7		6	0.83			17	1	4	1	Rheotanytarsus pentapoda
Rheotanytarsus photophilus							2				22		1		20	1			Rheotanytarsus photophilus
Rheotanytarsus rhenanus	0.75	28		12			11	0.54	20		18		17		11		2	0.5	Rheotanytarsus rhenanus
Rheotanytarsus reissi		1.33					1								12				Rheotanytarsus reissi
Rheotanytarsus sp.																		0.5	Rheotanytarsus sp.
Tanytarsus cf. eminulus				4															Tanytarsus cf. eminulus
Tanytarsus lestagei (?)					13														Tanytarsus lestagei (?)
Trichoptera																			**Trichoptera**
Hydropsyche sp.		1		1	x	0.5			8				4					8	Hydropsyche sp.
Neureclepsis bimaculata																			Neureclepsis bimaculata

Bijlage III

Potentiële soortenlijst van de Maas

Auteur *		A	B	C	D	E	F	G	H	I
Porifera										
	Ephydatia fluviatilis								X	
	Ephydatia spec.								X	
	Spongilla fragilis								X	
	Spongilla spec.								X	
Hydrozoa										
	Cordylophora spec.								X	
	Cordylophora lacustris								X	
	Hydra spec.								X	
Tricladida										
	Dendrocoelum lacteum			X			X	X	X	
	Dugesia polychroa			X					X	
	Dugesia tigrina			X			X		X	
	Dugesia lugubris						X		X	
	Dugesia gonocephala						X			
	Dugesia spec.			X		X		X	X	
	Planaria torva								X	
	Polycelis tenuis							X		
	Polycelis spec.						X		X	
Nemertea									Xb**	
Oligochaeta				X		X				
Lumbriculidae							X	X		
	cf Lumbriculus					X				
Naididae							X		X	
	Chaetochaster langi		X							
	Chaetogaster spp.							X	X	
	Homochaeta naidina		X							
	Nais barbata		X					X		
	Nais bretscheri		X					X		
	Nais communis		X							
	Nais pardalis							X		
	Ophidonais serpentina							X		
	cf Ophidonais					X				
	Paranais frici							X		
	Pristina lutea		X							
	Pristina sp.							X		
	Stylaria lacustris		X	X		X		X	X	
	Uncinais uncinata							X		
	Vejdovskyella intermedia		X					X		

Auteur *		A	B	C	D	E	F	G	H	I
Tubificidae				X		X	X		X	
	Branchiura sowerbyi							X		
	Tubifex barbatus (?)		X							
	Tubifex tubifex		X							
	Tubificidae indet. m.h.ch.							X	X	
	Tubificidae indet. z.h.ch.							X	X	
Lumbricidae							X			
	Eiseniella tetraedra							X		
Enchytraeidae								X		
Hirudinea										
	Dina lineata							X		
	Erpobdella octoculata			X		X	X	X	X	
	Erpobdella nigricollis								X	
	Erpobdella testacea			X				X	X	
	Glossiphonia complanata			X		X	X	X	X	
	Glossiphonia heteroclita			X				X	X	
	Haementeria costata							X		
	Haemopsis sanguisuga			X						
	Helobdella lineata			X						
	Helobdella stagnalis			X		X	X	X	X	
	Hemiclepsis marginata						X		X	
	Piscicola geometra						X	X	X	
	Theromyzon tessulatum							X		
	Trocheta bykowskii			X						
Bivalvia										
	Anodonta anatina		X				X	X		
	Anodonta cygnea		X							
	Dreissena polymorpha		X	X		X	X	X	X	
	Pisidium amnicum								Xb	
	Pisidium casertanum								Xb	
	Pisidium henslowanum			X					X	
	Pisidium nitidum								X	
	Pisidium pulchellum		X						X	
	Pisidium subtruncatum								Xb	
	Pisidium supinum								X	
	Pisidium spp.			X		X	X	X	X	
	Pseudoanodonta complanata elongata		X							
	Pseudoanodonta elongata						X			
	Sphaerium corneum		X	X					Xb	
	Sphaerium lacustre								X	
	Sphaerium rivicola		X							
	Sphaerium solidum		X						X	
	Sphaerium spp.						X		X	
	Unio crassus (batavus)		X				X	X		
	Unio pictorum		X	X			X	X	X	
	Unio tumidus		X				X			

Auteur *		A	B	C	D	E	F	G	H	I
Gastropoda										
	Acroloxus lacustris			X		X	X	X	X	
	Ancylus fluviatilis	X	X	X		X	X	X	Xb	
	Armiger crista f.cristata								X	
	Armiger crista f.nautileus								X	
	Bithynia tentaculata		X	X		X	X	X	X	
	Ferrissia wautieri								X	
	Galba truncatula		X							
	Gyraulus albus							X	X	
	Hippeutis complanatus							X		
	Radix auricularia		X	X						
	Radix peregra			X		X		X		
	Lymnaea spp.						X			
	Lythoglyphus natcoides							X		
	Physa acuta								Xb	
	Physa fontinalis		X	X				X	X	
	Physa spp.						X			
	Planorbidae spec.						X		Xb	
	Potamopyrgus jenkinsi						X	X		
	Theodoxus fluviatilis		X			X	X			
	Valvata cristata								X	
	Valvata piscinalis			X		X	X	X	X	
	Valvata pulchella								X	
	Viviparus viviparus		X				X	X		
Acarina								X		
	Forelia variegator		X							
	Lebertia sp.								X	
	Mideopsis orbicularis		X						X	
	Sperchonopsis spec.								Xb	
	Torrenticola amplexa								Xb	
	Unionicola aculeata								X	
Decapoda										
	Astacus astacus		X					X		
	Atyaephyra desmarestii			X				X		
	Orconectes limosus			X			X	X	X	
Amphipoda										
	Corophium curvispinum						X			
	Corophium spec.								Xb	
	Echinogammarus berilloni						X		Xb	
	Gammarus fossarum			X			X		Xb	
	Gammarus lacustris								X	
	Gammarus pulex		X	X			X	X		
	Gammarus roeseli			X			X		Xb	
	Gammarus tigrinus							X	X	
	Gammarus spec.								X	
	Orchestia cavimana							X		

Auteur *		A	B	C	D	E	F	G	H	I
Isopoda										
	Asellus aquaticus		X	X		X	X	X	X	
	Proasellus coxalis			X				X		
	Proasellus meridianus			X		X	X	X	X	
Plecoptera		X								
	Chloroperla sp.					X				
	Leuctra spp.						X			Xb
	Nemoura spp.					X	X			
	Nemurella pictetii					X				
	Taeniopteryx nebulosa					X	X			
Ephemeroptera		X								
	Baetis fuscatus			X						Xb
	Baetis lutheri			X						
	Baetis rhodani			X						
	Baetis vernus	X		X						
	Baetis spp.				X	X	X			Xb
	Caenis horaria		X	X				X		
	Caenis luctuosa				X	X		X	Xb	Xb
	Caenis macrura								Xb	X
	Caenis spp.						X		X	Xb
	Cloeon dipterum		X					X		
	Ecdyonurus sp.						X			
	Ephemera danica				X		X			Xb
	Ephemera sp.	X								
	Ephemerella ignita						X			Xb
	Ephemerella sp.	X				X				
	Ephoron virgo	X								Xb
	Habrophlebia fusca				X					
	Heptagenia sulphurea		X	X		X			Xb	
	Heptagenia spp.	X					X			
	Leptophlebiidae sp.	X								
	Paraleptophlebia submarginata?			X					Xb	
	Potamanthus luteus	X			X					
	Rhithrogena sp.	X								
	Torleya belgica						X			
Odonata										
	Coenagrion spp.			X			X			
	Calopteryx splendens							X		
	Calopteryx spp.						X		Xb	
	Gomphus vulgatissimus						X			
	Ischnura elegans								X	
	Platycnemis pennipes							X		
	Platycnemis sp.						X			
	Somatochlora metallica						X			
	Odonata spec.								X	

Auteur *		A	B	C	D	E	F	G	H	I
Coleoptera		X						X		
	Elmidae sp.	X								
	Elmis spp.	X					X			
	Esolus sp.	X					X			
	Gyrinus marinus			X						
	Haliplus sp.			X						
	Helophorus arvernicus		X							
	Helophorus sp.					X				
	Hyphydrus ovatus			X						
	Laccophilus sp.						X			
	Limnius sp.	X					X			
	Macronychus quadrituberculatus	X								
	Normandia sp.						X			
	Orechtochilus sp.						X			
	Ouliminius sp.	X		X			X			
	Platambus maculatus						X			
	Riolus spp.	X					X			
Hydrophilidae							X			
Helodidae							X			
Hemiptera (Heteroptera)										
	Aphelocheirus aestivalis	X	X				X		Xb	
	Micronecta sp.							X		
	Sigara sp.			X						
Megaloptera										
	Sialis lutaria	X					X			
	Sialis fuliginosa						X			
	Sialis sp.	X								
Neuroptera										
	Sisyra spec.			X			X		X	
Diptera										
Anthomyidae							X			
Tipulidae							X	X		
	Tipula melanoceros			X						
Limoniidae							X	X		
Rhagionidae										
	Atherix variegata			X						
	Atherix spp.						X		Xb	
Tabanidae										
	Tabanidae sp.					X				
Muscidae										
	Melanochelia riparia			X						

Auteur *		A	B	C	D	E	F	G	H	I
Simuliidae		X	X				X			
	Eusimulium sp.	X								
	Odagmia sp.					X				
	Odagmia/Wilhelmia sp.	X								
	Simulium erythrocephalum			X						
	Simulium cf. galeratum	X								
	Simulium cf. morsitans					X				
	Simulium sp.	X								
Empididae							X			
Ceratopogonidae							X	X		
	Ceratopogonidae sp.									Xb
Psychodidae							X	X		
	Psychodidae sp.									X
Chironomidae							X			
Diamesinae										
	Potthastia gaedii	X								
	Potthastia longimana					X		X		X
Prodiamesinae										
	Prodiamesa olivacea	X			X	X		X		X
Buchonomyinae										
	Buchonomyia thienemanni	X								
Tanypodinae										
	Ablabesmyia longistyla			X	X	X				X
	Ablabesmyia monilis									X
	Ablabesmyia phatta								Xb	X
	Ablabesmyia sp.							X		
	Conchapelopia melanops					X				
	Conchapelopia pallidula									Xb
	cf. Conchapelopia			X				X	Xb	
	Macropelopia nebulosa									X
	Macropelopiinae sp.	X								
	Pentaneurini sp.	X								
	Procladius s.a.								X	
	Procladius spp.	X		X	X	X		X		X
	Rheopelopia maculipennis				X					
	Rheopelopia ornata			X	X	X				Xb
	Rheopelopia spec.							X	X	Xb
	Tanypus sp.1									X
	Tanypodinae spec.								Xb	
	Telopelopia fascigera									Xb
	Thienemannimyia fusciceps				X					Xb

Auteur *	A	B	C	D	E	F	G	H	I
Orthocladiinae	X						X		
Acricotopus lucens									X
Brillia modesta	X				X				Xb
Brillia longifurca	X		X		X				X
Bryophaenocladius pe1									Xb
Cardiocladius fuscus	X			X	X				Xb
Chaetocladius sp.				X					
Corynoneura scutellata agg.							X		
Cricotopus annulator				X	X				
Cricotopus bicinctus				X	X		X	X	X
Cricotopus curtis				X					
Cricotopus intersectus agg.				X	X			X	X
Cricotopus sylvestris agg.					X			X	X
Cricotopus tremulus				X					Xb
Cricotopus triannulatus	X			X	X				X
Cricotopus trifascia	X			X	X				Xb
Cricotopus subgen. Isocladius							X		
Cricotopus sp.	X		X						
Diplocladius cultriger					X				
Eukiefferiella brevicalcar					X				
Eukiefferiella calvescens				X	X				
Eukiefferiella coerulescens				X	X				
Eukiefferiella claripennis					X				X
Eukiefferiella clypeata					X				Xb
Eukiefferiella ilkleyensis					X				
Eukiefferialla scutellata					X				
Eukiefferiella sp.	X		X						
Gymnometriocnemus sp.					X				
Limnophyes spec.					X		X		X
Metriocnemus sp.				X	X		X		
Nanocladius bicolor			X	X			X	X	
Nanocladius rectinervis				X					
Nanocladius spec.					X				X
Orthocladius fuscimanus					X				X
Orthocladius luteipes				X	X				
Orthocladius Orthocladius (s.str.)									X
Orthocladius pe1 (s.str.)									Xb
Orthocladius rivicola				X	X				Xb
Orthocladius rivulorum	X				X				
Orthocladius rubicundus				X	X				Xb
Orthocladius thienemanni					X				
Orthocladius spp.				X	X				Xb
Paracladius conversus	X			X	X				X
Parakiefferiella bathophila				X			X		
Parametriocnemus stylatus					X				X
Paratrichocladius rufiventris				X	X				X
Psectrocladius limbatellus					X		X		
Psectrocladius oxyura									X
Psectrocladius gr. sordidellus			X		X				X

Auteur *		A	B	C	D	E	F	G	H	I
	Pseudosmittia gr. virgo					X				
	Pseudosmittia sp.							X		X
	Rheocricotopus chalybeatus	X			X	X				X
	Rheocricotopus dispar					X				
	Rheocricotopus fuscipes								X	Xb
	Rheocricotopus spp.			X	X			X	X	
	Symposiocladius lignicola	X								
	Synorthocladius semivirens				X	X		X		Xb
	Thienemanniella flaviforceps							X		
	Tvetenia discoloripes					X				Xb
	Tvetenia verralli					X				Xb
Chironominae										
Chironomini		X	X							
	Chironomus gr. fluviatilis			X		X		X		
	Chironomus plumosus				X	X		X		
	Chironomus reductus			X		X		X	Xb	
	Chironomus gr.thummi			X		X				
	Chironomus spp.	X			X	X			X	X
	Cladopelma sp.									X
	Cryptochironomus denticulatus				X					
	Cryptochironomus obreptans									X
	Cryptochironomus psittacinus									X
	Cryptochironomus rostratus				X	X				X
	Cryptochironomus supplicans					X				X
	Cryptochironomus sp.	X		X		X		X		X
	Cryptocladopelma gr. laccophila			X						
	Cryptotendipes spec.				X					Xb
	Demeijerea rufipes			X		X		X		X
	Demicryptochironomus vulneratus									Xb
	Dicrotendipes gr. lobiger								X	
	Dicrotendipes gr.nervosus	X		X	X	X		X	X	X
	Dicrotendipes notatus	X								
	Dicrotendipes sp.								Xb	
	Einfeldia dissidens									X
	Endochironomus albipennis	X						X		X
	Endochironomus gr. dispar			X				X		
	Endochironomus tendens							X		
	Glyptotendipes pallens	X			X					X
	Glyptotendipes paripes				X					X
	Glyptotendipes s.str.sp1									X
	Glyptotendipes spec.			X		X		X	X	
	Harnischia spec.	X		X	X	X		X	X	X
	Kiefferulus tendipediformis				X	X				
	Microchironomus tener	X		X						X
	Microchironomus spec.									X
	Microtendipes chloris agg.	X							Xb	
	Microtendipes pedellus								Xb	
	Microtendipes gr. tarsalis	X								

Auteur *		A	B	C	D	E	F	G	H	I
	Microtendipes spp.			X	X					Xb
	Nilothauma brayi									Xb
	Parachironomus gr.arcuatus	X		X	X	X		X	X	X
	Parachironomus biannulatus									X
	Parachironomus longiforceps			X	X	X		X	X	X
	Parachironomus monochromus					X				
	Parachironomus gr. vitiosus			X		X		X	X	X
	Parachironomus sp.			X		X		X	Xb	X
	Paracladopelma sp.	X								
	Paratendipes gr. albimanus	X								
	Paratendipes sp.					X				X
	Phaenopsectra spec.					X		X	Xb	X
	Polypedilum cf. bicrenatum			X						Xb
	Polypedilum breviantennatum							X		
	Polypedilum convictum				X	X				Xb
	Polypedilum cultellatum				X					
	Polypedilum laetum	X				X				
	Polypedilum cf. nubeculosum	X		X				X		X
	Polypedilum pedestre	X			X	X				Xb
	Polypedilum pullum (LANG) /scalaenum (KLINK)									Xb
	Polypedilum pe. 4 ?									X
	Polypedilum cf. scalaenum				X	X				X
	Polypedilum cf. uncinatum	X								X
	Polypedilum spec.									Xb
	Stictochironomus sp.	X								X
	Xenochironomus xenolabis			X				X	X	X
Tanytarsini		X	X							
	Cladotanytarsus sp.							X		X
	Micropsectra atrofasciata					X		X		X
	Micropsectra spec.	X							X	
	Paratanytarsus confusus				X					X
	Paratanytarsus sp.			X				X		
	Rheotanytarsus pentapoda									X
	Rheotanytarsus photophilus				X	X				X
	Rheotanytarsus rhenanus					X				Xb
	Rheotanytarsus spec.			X				X	Xb	X
	Stempellina sp.	X								
	Tanytarsus brundini	X			X					Xb
	Tanytarsus ejuncidus				X					
	Tanytarsus eminulus									Xb
	Tanytarsus heusdensis				X					Xb
	Tanytarsus lestagei agg.									X
	Tanytarsus spec.					X		X		Xb

Auteur *	A	B	C	D	E	F	G	H	I
Trichoptera	X								
Agraylea multipunctata		X							
Agraylea sp.						X			
Anabolia nervosa			X			X			
Athripsodes cinereus				X					
Athripsodes spp.	X					X			
Beraea/Ernodes sp.	X								
Brachycentrus subnubilis						X			
Ceraclea annulicornis				X	X	X			
Ceraclea albimacula						X			
Ceraclea dissimilis								X	
Ceraclea cf.senilis								X	
Ceraclea spp.	X				X			Xb	
Cheumatopsyche lepida				X		X			
Chimarra marginata	X								
Cyrnus flavidus							X		Xb
Cyrnus trimaculatus	X		X			X	X	Xb	Xb
Ecnomus tenellus	X		X	X		X	X	X	Xb
Halesus radiatus/digitatus			X						
Halesus spp.						X			
Hydropsyche angustipennis	X	X							
Hydropsyche contubernalis	X		X		X	X	X	X	
Hydropsyche exocellata						X		Xb	
Hydropsyche pellucidula	X					X			
Hydropsyche gr. saxonica	X								
Hydropsyche siltalai						X			
Hydropsyche spec.				X	X				X
Hydroptila sp.						X			
Lepidostoma hirtum	X					X			Xb
Lype/Tinodes spec.									Xb
Micrasema cf. setiferum						X			
Molanna angustata		X							
Mystacides azurea						X			
Mystacides nigra		X							Xb
Neureclepsis bimaculata			X			X		X	X
Notidobia ciliaris	X		X						
Oecetis furva								Xb	
Oecetis lacustris									X
Oecetis notata								Xb	
Oecetis sp.	X			X				Xb	
Oligoplectrum maculatum	X					X			
Phryganea bipunctata		X							
Phryganea grandis								X	
Polycentropus flavomaculatus						X			

Auteur *		A	B	C	D	E	F	G	H	I
	Polycentropus irroratus						X			
	Polycentropus sp.						X			
	Psychomyia pusilla	X			X		X			Xb
	Rhyacophila sp.						X			
	Sericostoma sp.	X			X					
	Silo sp.				X					
	Tinodes waeneri			X			X			
	Triaenodes bicolor								Xb	
Glossosomatidae		X					X			
Leptoceridae		X						X		
Hydroptilidae		X								
Hydropsychidae		X								
Polycentropodidae		X								
Lymnephilidae		X								

* *A: Klink (paleolimnolog, Geul-Maas confl. voor 1880)*
B: Redeke & Romijn 1948, 1918
C: Smit 1982
D: Klink 1984
E: Klink 1985
F: Meurisse-Genin et al 1987
G: Peeters 1988
H: RIWA, kunstmatig substraat
I: RIWA, exuviae (incl. Schmale, 1989)

** *b: alleen in België*

Soortindex

Ablabesmyia longistyla 30, 31
Ablabesmyia monilis 30, 31
Ablabesmyia phatta 28
Abramis brama 10
Acarina 32
Acricotopus lucens 30
Acroloxus lacustris 22, 24, 36, 42
Ametropus fragilis 33
Amphipoda 32, 39
Ancylus fluviatilis 32
Annelida 17, 19, 39
Anodonta anatina 32
Anodonta cygnea 32
Aphanomyces astaci 29
Aphelocheirus aestivalis 19, 28, 34, 63
Armiger crista f. cristata 30
Armiger cristata 31
Asellus 39
Asellus aquaticus 17, 20, 21, 22, 23, 24, 31, 32, 36, 42
Astacus astacus 29, 32
Atherix spp. 28, 29, 37
Athripsodes albifrons 34
Atyaephyra desmarestii 33

Baetis fuscatus 28
Baetis niger 60
Baetis rhodani 39
Baetis sp. 28
Barbus barbus 10
Bithynia 26
Bithynia tentaculata 25, 26, 31, 32, 35, 36, 42
Bivalvia 25, 31
Brachycentrus subnubilus 34
Brachyptera braueri 33
Brachyptera risi 33
Brachyptera trifasciata 33
Brillia longifurca 31, 36
Bryophaenocladius pe1 28
Bryophaenocladius sp. 36
Bryozoa 22
Buchonomyia thienemanni 34

Caenis horaria 33
Caenis luctuosa 17, 28, 36, 49
Caenis macrura 19, 27, 28, 42
Caenis sp. 18
Calopteryx splendens 33
Cardiocladius fuscus 28, 36
Ceraclea annulicornis 36
Ceraclea dissimilis 16, 17, 18, 36, 60
Ceraclea riparia 34
Ceraclea sp. 16, 19, 28
Cercion lindenii 33
Chaetogaster langi 32
Cheumatopsyche lepida 34
Chimarra marginata 34
Chironomidae 17, 18, 19, 21, 22, 23, 24, 26, 27, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 39, 45, 46, 50, 59, 60, 61, 65
Chironomidae spp. 19, 22, 23
Chironomini 19, 34, 60
Chironomus 18
Chironomus Ch. thummi 39
Chironomus f.l. reductus 19, 28, 36
Chironomus riparius 24
Chironomus sp. 16, 18, 19, 22, 24, 25, 26, 31, 36
Chloroperla tripunctata 33
Choroterpes picteti 33
Cladopelma pe1 30
Cladotanytarsus pe4/pe5 31
Cladotanytarsus sp. 34, 35, 36
Cloëon dipterum 33
Coleoptera 34, 39, 59
cf. Conchapelopia 28
Corophium 17
Corophium curvispinum 17, 33
Corophium curvispinum var. devium 17
Corophium sp. 16, 17, 18, 19, 28, 36, 60
cf. Cricotopus 36
Cricotopus annulator 36
Cricotopus bicinctus 25, 26, 27, 30, 31, 34, 35, 36, 60
Cricotopus intersectus 16, 19, 22, 24, 25, 26, 27, 31, 35, 60
Cricotopus intersectus agg. 30
Cricotopus sp. 36
Cricotopus sylvestris 22, 24, 25, 27, 31, 36
Cricotopus sylvestris agg. 30
Cricotopus triannulatus 16, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 31, 34, 35, 36
Cricotopus trifascia 28
Cricotopus trifasciatus 36
Crustacea 17, 18, 20, 21, 26, 32, 33, 37, 39
Cryptochironomus obreptans 30, 31, 36
Cryptochironomus pe1 30
Cryptochironomus rostratus 36
Cryptochironomus supplicans 29, 30
Cryptocladopelma viridula 36
Cryptotendipes sp. 30
Cyrnus trimaculatus 18, 28

Decapoda 29
Demicryptochironomus vulneratus 28, 34
Dendrocoelum lacteum 29
Dicrotendipes gr. lobiger 30
Dicrotendipes gr. nervosus 16, 17, 18, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 31, 35, 36, 60, 61

Dicrotendipes nervosus 16, 17, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 35, 60
Dinocras cephalotes 33
Diptera 34, 39
Dreissena 26
Dreissena polymorpha 25, 26, 27, 31, 32, 34, 35, 36, 42, 49, 60
Dugesia lugubris 23, 29, 31
Dugesia polychroa 23, 29, 30
Dugesia sp. 22
Dugesia tigrina 17, 22, 23, 29, 31

Ecdyonurus affinis 33
Ecdyonurus aurantiacus 33
Ecdyonurus dispar 33
Ecdyonurus insignis 33
Ecdyonurus spp. 33
Echinogammarus berilloni 28, 33
Ecnomus tenellus 16, 17, 18, 21, 26, 28, 30, 36, 43, 48, 60
Einfeldia dissidens 27
Endochironomus albipennis 27, 30, 31
Ephemera danica 19, 28, 33
Ephemera lineata 33
Ephemerella major 60
Ephemeroptera 19, 26, 33, 37, 39, 49, 59
Ephemeroptera spp. 29
Ephoron virgo 28, 33
Ephydatia fluviatilis 32
Eristalis tenax 39
Erpobdella nigricollis 31, 42
Erpobdella octoculata 20, 21, 22, 23, 31, 36, 42
Erpobdella sp. 36
Erpobdella testacea 36
Eukiefferiella claripennis 24, 30, 36
Eukiefferiella clypeata 28
Eukiefferiella sp. 36
Euleuctra geniculata 33
Eunapius fragilis 32

Ferrissia wautieri 27
Forelia variegator 32

Galba truncatula 32
Gammaridae sp. 34, 35, 36
Gammarus 26, 39, 59
Gammarus fossarum 28, 33
Gammarus pulex 32
Gammarus roeseli 33
Gammarus sp. 27
Gammarus tigrinus 25, 26, 27, 30, 33, 34, 36
Gastropoda 22, 23, 24, 25, 29, 30, 31
Glossiphonia complanata 31, 36, 42
Glossiphonia heteroclita 20, 21, 22, 23, 29

Glyptotendipes 17
Glyptotendipes pallens 17, 20, 21, 31, 36
Glyptotendipes s.str. pel. 31
Glyptotendipes sp. 16, 17, 18, 31, 36, 60
Goera pilosa 34
Gomphus flavipes 33, 63
Gyraulus albus 30, 42

Habroleptoides modesta 60
Harnischia 24
Harnischia sp. 22, 24, 25, 26, 27, 29, 30, 36, 60
Helobdella stagnalis 27, 31
Helophorus avernicus 34
Hemiclepsis marginata 29, 42
Hemiptera 34
Heptagenia coerulans 33
Heptagenia longicauda 33
Heptagenia sulphurea 19, 28, 33
Heteroptera 34
Hirudinea 21, 29, 32, 37, 39, 42, 43
Homochaeta naidina 32
Hydracarina 39
Hydropsyche contubernalis 24, 36, 42, 43
Hydropsyche exocellata 19, 28, 34, 42
Hydropsyche ornatula 34
Hydropsyche sp. 18, 19, 23, 24, 36

Ischnura elegans 33, 42
Isogenus nubecula 33
Isonychia ignota 33
Isoperla grammatica 33
Isoperla obscura 33
Isopoda 32, 39
Isoptena serricornis 33

Kiefferulus tendipediformis 34
Kloosia pusilla 36

Lasiocephala basalis 34
Lebertia sp. 32
Lepidostoma hirtum 34
Leptoceridae 16
Leuctra fusca 33
Leuctra sp. 19, 28, 29, 37
Limnophyes sp. 36

Macrochaetina intermedia 32
Marthamea selysii 33
Microchironomus tener 31
Micropsectra apposita 30
Micropsectra atrofasciata 27, 29, 30, 36
Micropsectra sp. 30
Microtendipes chloris agg. 28

Microtendipes gr. chloris 34
Microtendipes pedellus agg. 28
Microtendipes sp. 28
Mideopsis orbicularis 32
Mollusca 18, 21, 26, 27, 29, 32, 39
Mystacides nigra 28

Naididae 20, 23, 40
Naididae spp. 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 60
Nais 39, 40
Nais bretscheri 32
Nais communis 32
Nais obtusa 32
Nanocladius bicolor 26, 36
Nanocladius bicolor agg. 31
Nanocladius rectinervis 35, 36
Nanocladius sp. 16, 17, 18, 25, 27, 31, 36, 60
Nemertea 36
Neureclepsis bimaculata 16, 17, 19, 21, 26, 30, 42, 43, 48
Neuroptera 39

Odonata 33, 37, 59
Odonata sp. 27
Odontocerum albicorne 34
Oecetis furva 28
Oecetis notata 18, 19, 28, 34
Oecetis sp. 27, 28
Oecetis tripunctata 34
Oemopteryx loewii 33
Oligochaeta 17, 18, 19, 20, 21, 24, 26, 31, 32, 33, 36, 39, 40, 59
Oligochaeta spp. 22, 23, 35
Oligoplectrum maculatum 34
Ophiogomphus cecilia 33
Ophiogophus cecilia 33
Orchestia cavimana 33
Orconectus limosus 26, 27, 29, 30, 33
Orthocladiinae 60
Orthocladiinae sp. 36
Orthocladius fuscimanus 29
Orthocladius glabripennis 36
Orthocladius luteipes 36
Orthocladius rivicola 28, 36
Orthocladius rivulorum 34
Orthocladius rubicundus 36
Orthocladius spp. 36
Orthocladius thienemanni/luteipes 36
Orthotrichia angustella 34

Palingenia longicauda 33
Parachironomus arcuatus 20, 21, 22, 23, 24
Parachironomus biannulatus 31
Parachironomus gr. arcuatus 20, 21, 22, 23, 24, 31, 36, 61
Parachironomus gr. longiforceps 30
Parachironomus gr. vitiosus 30
Parachironomus longiforceps 20, 21, 22, 24, 25, 27, 31, 36, 60
Parachironomus vitiosus 27
Paracladius conversus 27, 30, 31
Paracladopelma nigricola 36
Paracladopelma sp. 34
Paraleptophlebia submarginata 19, 33, 42
Parametriocnemus stylatus 28
Paratendipes gr. albimanus 34
Paratendipes sp. 28, 36
Paratrichocladius rufiventris 24, 29, 36
Perla burmeisteriana 33
Phaenopsectra sp. 31
Physa acuta 21, 22, 29, 36, 37
Physa fontinalis 20, 21, 22, 29, 32, 42
Piscicola geometra 29, 36, 42
Pisidiidae 31
Pisidiidae spp. 31
Pisidium nitidum 30, 31
Pisidium pulchellum 32
Pisidium sp. 42
Pisidium spp. 30, 42, 43
Pisidium supinum 30, 31
Planorbis sp. 36
Platycnemis pennipes 33
Platyhelminthes 39
Plecoptera 33, 37, 39, 48
Plecoptera spp. 63
Polycelis nigra 29
Polycentropus flavomaculatus 34
Polypedilum 19
Polypedilum cf. scalaenum 16, 19
Polypedilum cf. uncinatum 28
Polypedilum convictum 28
Polypedilum nubeculosum 35, 36
Polypedilum pedestre 28
Polypedilum pullum (L)/scalaenum (K). 28
Polypedilum scalaenum 34, 35, 36
Porifera 32
Potamanthus luteus 33
Potamopyrgus jenkinsi 36
Potamopyrgus jenkinsi f. aculeata 36
Potthastia longimanus 27
Proasellus meridianus 26, 30, 33, 36
Proasellus spp. 33
Procladius s.a., 29
Procladius sp. 16, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 31, 36
Procladius spp. 19
Prodiamesa olivacea 16, 18, 19, 27, 31, 36
Protonemura meijeri 33
Protonemura nitida 33
Psectrocladius gr. sordidellus/ limbatellus 36
Psectrocladius oxyura 30
Psectrocladius psilopterus 36
Psectrocladius spp. 36
Pseudoanodonta complanata 32
Pseudoanodonta complanata elongata 32

cf. Psilotanypus lugens 34
Psychodidae sp. 30
Psychomyia pusilla 18, 28, 34

Radix auricularia 32
Radix peregra 36
Raptobaetopus tenellus 33
Rheocricotopus atripes 36
Rheocricotopus chalybeatus 16, 18, 29, 35, 36
Rheocricotopus effusus/ fuscipes 36
Rheocricotopus fuscipes 28, 35, 36, 61
Rheocricotopus sp. 30, 36
Rheopelopia ornata 28, 36
Rheopelopia sp. 30, 36
Rheotanytarsus pentapoda 35, 36
Rheotanytarsus photophilus 18, 28, 35
Rheotanytarsus reissi 36
Rheotanytarsus rhenanus 16, 19, 28, 34, 35, 36
Rheotanytarsus sp. 28, 36
Rhithrogena diaphana 33
Robackia demeyerei 34

Salmo trutta fario 10
Setodes punctatus 34
Setodes viridis 34
Silo pallipes 34
Simuliidae 34, 39
Simulium 34
Siphonoperla burmeisteri 33
Siphonoperla torrentium 33
Sisyra sp. 30
Smittia sp. 36
Sperchonopsis sp. 28, 32
Sphaerium corneum 18, 28, 42
Sphaerium corneum var. scaldiana 32
Sphaerium rivicola 32
Sphaerium solidum 32
Sphaerium/ Pisidium 36
Spongilla lacustris. 32
Stempellina sp. 34
Stictochironomus sp. 34
Stylaria lacustris 32
Symposiocladius lignicola 34
Synorthocladius semivirens 28, 35, 36

Taeniopteryx nebulosa 33
Tanypodinae sp. 28
Tanypus pel 30
Tanytarsini 34, 60
Tanytarsus brundini 28
Tanytarsus cf. eminulus 36
Tanytarsus eminulus 16, 19, 28
Tanytarsus gr. brundini 34
Tanytarsus heusdensis 28

cf. Tanytarsus lestagei 34, 36
Telopelopia fascigera 28
Theodoxus fluviatilis 32
Thienemannimyia fuscipes 28
Thienemannimyia sp. 36
Thymallus thymallus 10
Torrenticola amplexa 28, 32
Triaenodes bicolor 18, 19
Trichoptera 16, 17, 19, 21, 22, 24, 25, 26, 34, 37, 39, 43
Trichoptera spp. 29
Tricladida 22, 23, 24, 26, 29, 36
Tubifex barbatus 32
Tubifex tubifex 32
Tubificidae 18, 20, 23, 33, 40
Tubificidae spp. 24
Turbellaria 29
Tvetenia bavarica 36
Tvetenia calvescens 36
Tvetenia verralli 28, 36

Unio crassus var. batavus 32
Unio pictorum 30, 32
Unio timidus 32
Unionicola aculeata 32

Valvata 31
Valvata cristata 30
Valvata piscinalis 26, 30, 36
Valvata pulchella 30
Viviparus viviparus 32

Xanthoperla apicalis 33
Xenochironomus xenolabis 25, 27, 36, 60