NN 31086.25

TYPOLOGIE EN WAARDERING VAN STAGNANTE WATEREN LANGS DE GROTE RIVIEREN IN NEDERLAND, OP GROND VAN WATERPLANTEN, PLANKTON EN MACROFAUNA, IN RELATIE TOT FYSISCH-CHEMISCHE PARAMETERS.

Classification and valuation of floodplain-waters of large rivers in The Netherlands, based on aquatic macrophytes, plankton and macroinvertebrates, in relation with physico-chemical parameters.

DEEL 1

BIBLIOTHEEK DE HAAFF
Droevendaalsesteeg 3a
Postbus 241
6700 AE Wageningen

Fred W.B. van den Brink

1990

Projectleiders: Dr. G. van der Velde*, A. bij de Vaate, Drs. E.C.L. Marteijn**.**

*Vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie**
Katholieke Universiteit Nijmegen
*In opdracht van Rijkswaterstaat-DBW/RIZA Lelystad***

Overname door derden slechts toegestaan met uitdrukkelijke bronvermelding

ISV-268 363

INHOUDSOPGAVE

Voorwoord 1

Samenvatting 2

Summary 4

Hoofdstuk 1. Inleiding 6
- 1.1. Algemeen 6
- 1.2. Doelstellingen 7

Hoofdstuk 2. Terrein en methoden van onderzoek 8
- 2.1. Keuze en omschrijving onderzoeksgebied 9
- 2.2. Fysisch-chemische parameters 13
- 2.3. Overstromingsfrequentie 16
- 2.4. Inventarisaties biota 17
- 2.5. Gegevens verwerking 19
- 2.6. Begrippenlijst 21

Hoofdstuk 3. Geomorfologie 23
- 3.1. Ontstaansgeschiedenis van het winterbed 23
- 3.2. Ontstaansgeschiedenis van stagnante wateren 24
- 3.3. Bodemgesteldheid 25
- 3.4. Algemeen overzicht van geomorfologische hoofdtypen 25

Hoofdstuk 4. Hydrologie 27
- 4.1. Hydrologische karakterisering van het Maas- en het Rijnsysteem 27
- 4.2. Hydrologische karakterisering van stagnante wateren in uiterwaarden 28
- 4.3. Hydrologie binnen een inundatiegradiënt: een detailstudie 29

Hoofdstuk 5. Water- en bodemkwaliteit 31
- 5.1. Inleiding 31
- 5.2. Onderlinge samenhang van fysisch-chemische faktoren 31
- 5.3. Fysisch-chemische typering stagnante wateren 34
- 5.4. Water- en bodemkwaliteit van stagnante wateren per systeem per inundatieklasse 37
- 5.5. Typering op grond van de relatieve ionensamenstelling 45
- 5.6. Seizoensfluktuaties van fysisch-chemische parameters binnen een inundatiegradiënt 49
- 5.7. Discussie 52

Hoofdstuk 6. Vegetatie 55
6.1. Inleiding 55
6.2. Ordinatie 56
6.3. Klassifikatie 59
6.4. Correlaties 65
6.5. Discussie 67

Hoofdstuk 7. Plankton 73
7.1. Inleiding 73
7.2. Ordinatie 74
7.3. Klassifikatie 79
7.4. Correlaties 87
7.5. Discussie 89

Hoofdstuk 8. Macrofauna 99
8.1. Inleiding 99
8.2. Ordinatie 101
8.3. Klassifikatie 105
8.4. Correlaties 115
8.5. Discussie 118

Hoofdstuk 9. Synthese 130
9.1. Hoofdfaktoren 130
9.2. Lokale faktoren 138
9.3. Monitoring 143

Hoofdstuk 10. Waardering 144
10.1. Waarderingskriteria 144
10.2. Biotische structuurrijkdom 144
10.3. Bijzondere soorten 145
10.4. Zeldzaamheid typen binnen het Nederlandse rivierengebied 148
10.5. Waardering 148

Hoofdstuk 11. Conclusies en desiderata 149

Dankwoord 151

Literatuur 152

VOORWOORD

De laatste jaren valt er een toenemende belangstelling voor het oecosysteem van de grote rivieren te constateren. Tegenwoordig overheerst de opvatting dat de funktie van deze rivieren niet louter die van transportader voor water, scheepvaart en afvalstoffen is, maar dat oecologische funkties als trekroute voor aal en zalmachtigen en biotoop voor typische rivierlevensgemeenschappen de nodige aandacht verdienen. Deze nieuwe visie op het rivierbeheer is verwoord in een aantal beleidsstukken van de overheid, zoals het Rijnaktieplan (Rijkswaterstaat, 1988), de Derde Nota Waterhuishouding (Rijkswaterstaat, 1989) en het Natuurbeleidsplan (Min. van Landbouw & Visserij, 1989). In deze nota's wordt de aandacht niet alleen op de stroomgeul gevestigd, maar wordt voor het gehele winterbed van de grote rivieren een belangrijke oecologische funktie voorgesteld.

Het winterbed van de grote rivieren vormt van oudsher een bijzonder waardevol landschapstype dat karakteristiek is voor Nederland. In dit winterbed, het gebied tussen de stroomgeul en de winterdijken, liggen diverse stagnante watertypen die deel van het rivieroecosysteem uitmaken. Uit literatuuronderzoek is gebleken dat over de huidige natuurwaarde en oecologische betekenis van de stagnante wateren in het Nederlandse rivierengebied weinig bekend is (Janse, 1986). Hoewel van enkele wateren gedetailleerde gegevens voorhanden zijn, ontbreekt een algemeen overzicht van de levensgemeenschappen in relatie tot hydrologie, water- en bodemsamenstelling en andere abiotische faktoren. Voor het verantwoord oecologisch beheer van deze stagnante wateren en om de oecologische haalbaarheid van natuurontwikkelingsplannen goed te kunnen beoordelen is basiskennis van de levensgemeenschappen in deze wateren in relatie tot diverse omgevingsfaktoren noodzakelijk. Hiertoe is in opdracht van Rijkswaterstaat-DBW/RIZA op het Laboratorium voor Aquatische Oecologie van de Katholieke Universiteit te Nijmegen het onderzoeksprojekt "Typologie en waardering van stagnante wateren langs de grote rivieren in Nederland op grond van waterplanten, plankton en macrofauna, in relatie tot fysisch-chemische parameters" (ECOSTAG) in april 1987 van start gegaan, waarvan dit rapport de neerslag vormt.

SAMENVATTING

In het kader van het Rijn Aktie Plan (RAP) wordt door Rijkswaterstaat-DBW/RIZA, in samenwerking met het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene (RIVM) en het Rijksinstituut voor Visserijonderzoek (RIVO), het programma Ecologisch Herstel van de Rijn (EHR) uitgevoerd. Binnen dit programma is een onderzoek naar de oecologische betekenis van de stagnante wateren in het winterbed van de grote rivieren Rijn en Maas (ECOSTAG) geïnitiëerd. In deze rivierbegeleidende wateren zijn de waterplanten, helofyten, fyto- en zoöplankton en de (aquatische) macro-evertebraten onderzocht in relatie tot fysisch-chemische parameters van water en bodem.

Doel hierbij is om een overzicht te krijgen van de struktuur (soortensamenstelling) van deze gemeenschappen, stuurparameters te achterhalen die hierop van invloed zijn, als ook om een waardering van de stagnante wateren op basis van deze gemeenschappen te geven.

De rivierbegeleidende wateren kunnen op grond van de eerder genoemde levensgemeenschappen in drie hoofdtypen worden onderverdeeld, die ieder een karakteristieke soortensamenstelling bezitten.
Deze hoofdtypen zijn (zie tabel 0.1.):

I. binnendijkse lokaties; deze worden nooit overstroomd, maar ondervinden kwel vanuit de rivier;
II. buitendijkse lokaties met een geringe tot matige inundatiefrequentie (gemiddeld < 20 dagen per jaar);
III. buitendijkse lokaties met een hoge tot zeer hoge inundatiefrequentie (gemiddeld > 20 dagen per jaar).

In het algemeen blijkt de overstromingsinvloed (frequentie: het aantal dagen overstroming per jaar) de meest belangrijke stuurparameter te zijn, die verantwoordelijk is voor de samenstelling van de biocoenoses. Deze parameter oefent zijn invloed uit zowel langs fysische weg (erosie, opwerveling van bodemdeeltjes, sedimentatie) als door beïnvloeding van de chemische waterkwaliteit (verzilting, eutrofiëring).

Binnen deze hoofdtypen zijn een aantal subtypen te onderscheiden naar riviersysteem (Rijn of Maas) en geomorfologie (zandput, wiel). Onderliggende stuurparameters zijn: waterstandsfluktuaties, water- en bodemkwaliteit en diepte.

Van water- en bodemkwaliteitsparameters zoals de alkaliniteit, de saliniteit, de trofiegraad en het gehalte aan zware metalen (Al, Fe, Zn) bestaat er een inundatiegradiënt. De alkaliniteit van de waterkolom is het hoogst in de minst frequent geïnundeerde lokaties, terwijl de waarden van de overige parameters juist stijgen bij een toename van de inundatiefrequentie. Op basis van het relatieve aniongehalte van de waterkolom zijn de meest frequent overstroomde lokaties, net als het water uit de stroomgeul, tegenwoordig chloride-gedomineerd, i.p.v. bicarbonaat-gedomineerd.

De vegetatiesamenstelling van de stagnante wateren wordt in zeer grote mate beïnvloed door de inundatiefrequentie. Over het algemeen nemen zowel de soortenrijkdom, de bedekking, als ook het aantal bijzondere soorten af bij een toename van de overstromingsinvloed. In de meest frequent geïnundeerde lokaties ontbreken waterplanten, of is alleen de watergentiaan (*Nymphoides peltata*) aanwezig. Bij afnemende rivierinvloed neemt het aantal soorten waterplanten toe. Hierbij spelen zowel waterstandsfluktuaties als waterkwaliteit (zoutgehalte en trofiegraad) een overheersende rol.

De diversiteit van het plankton van de stagnante wateren wordt eveneens voornamelijk door de frequentie van overstromingen bepaald. In de meest frequent door rivierwater overspoelde plassen wordt het fytoplankton gedomineerd door blauwwieren, terwijl in de niet- of weinig frequent geïnundeerde lokaties kensoorten van mesotrofe wateren voorkomen. De inundatiefrequentie heeft een indirekte invloed op de soortensamenstelling; vooral de aan- of afwezigheid van waterplanten evenals de hoogte van het nutriëntengehalte zijn van belang.

Tabel 0.1. Indeling van lokaties in hoofdtypen, gebaseerd op de samenstelling van de vegetatie, plankton en macrofauna. Bij de biotische typering zijn steeds de meest kenmerkende taxa weergegeven. Bij de abiotische typering zijn ranges van de meest onderscheidende fysisch-chemische parameters gegeven.

	PARAMETER	HOOFDTYPEN		
		I	II	III
BIOTISCH	WATERPLANTEN	Myriophyllum spicatum	Nuphar lutea	Nymphoides peltata
	HELOFYTEN	Juncus articulatus	Scirpus lacustris	Phalaris arundinacea
	FYTOPLANKTON	Dinobryon divergens	Scenedesmus quadricauda	Aphanizomenon flos-aquae
	ZOOPLANKTON	Mesocyclops leuckarti	Ceriodaphnia pulchella	Cyclops strenuus
	MACROFAUNA	Caenis luctuosa	Helobdella stagnalis	Pisidium supinum
		Molanna angustata	Valvata cristata	Physella acuta
ABIOTISCH	LIGGING	binnendijks	buitendijks	buitendijks
	HYDROLOGIE	geen tot geringe rivierinvloed	geringe tot matige rivierinvloed	grote rivierinvloed
	INUNDATIE-FREQUENTIE D/J	0	< 20	> 20
	TROFIENIVEAU	matig	hoog	zeer hoog
	NO3 ($\mu mol.l^{-1}$)	< 5	5-10	10-100
	oPO4 ($\mu mol.l^{-1}$)	< 0,5	1-5	1-5
	SALINITEIT	matig	hoog	zeer hoog
	Cl ($mmol.l^{-1}$)	0,5-1,5	1-2	2-4
	ALKALINITEIT	hoog	hoog	hoog
	HCO3 ($mmol.l^{-1}$)	2-4	2-4	1-2

De samenstelling van de macrofauna wordt beïnvloed door het overstromingsregime van de stagnante wateren. Voor de soortensamenstelling zijn de aanwezigheid van waterplanten, oeverplanten, en de bodemsamenstelling van bepalende invloed.
Bij de macrofauna bestaat er een gradiënt op grond van een funktionele indeling naar voedingswijze. In de niet geïnundeerde plassen domineren predatoren en verknippers, in de weinig tot matig frequent geïnundeerde lokaties domineren predatoren en schrapers, terwijl in de meest frequent geïnundeerde wateren filtreerders en vergaarders de overhand hebben.

Op basis van de struktuurrijkdom en de aanwezigheid van bijzondere soorten kan aan lokaties met een geringe tot matige rivierinvloed de hoogste oecologische waarde worden toegekend. De waarde van de meest frequent overspoelde lokaties ligt in een refugiumfunktie voor typische riviermacro-evertebraten.

SUMMARY

Within the scope of an international research programme the project Ecological Rehabilitation of the River Rhine (ERR) has been initiated by the Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment (DBW/RIZA) in cooperation with the National Institute for Public Health and Environmental Protection (RIVM) and the Netherlands Institute for Fishery Investigations (RIVO). As part of this project the ecological values of floodplain waters in The Netherlands were studied (ECOSTAG-project). Within the floodplain waters the aquatic macrophytes, helophytes, phyto- and zoöplankton and macroinvertebrate communities have been studied in relation with physico-chemical parameters. The objectives are:
a. a description of the structure of the aquatic communities mentioned above;
b. to gain insight into the underlying (abiotic) key-factors which determine the biotic structures;
c. an assessment of floodplain waters based on the aquatic communities.

Based on the species composition the floodplain waters can be divided into three major classes. These major classes are (see table 0.1.):
I. localities on the landside of the winterdikes, which are never flooded, but which receive seepage water from the river;
II. localities within the floodplain, which are subjected to infrequent inundations (mean frequency < 20 days per year);
III. localities within the floodplain, which are subjected to (very) frequent inundations (mean frequency > 20 days per year).

The inundation frequency (number of days with floods per year) is the major underlying parameter, responsible for the composition of the biocoenoses. This parameter exercises its effects by physical disturbance (e.g. erosion, resuspension of sedimentparticles, sedimentation) as well as by chemical disturbance of the water quality (e.g. increase in salinity, eutrophication).

Besides these major classes a number of smaller subclasses can be distinguished based on riversystem (Meuse or Rhine) and geomorphology (sandpit, break-through pond). Underlying abiotic parameters are: water-level fluctuations, quality of water and sediment, and depth of the water body.

The concentrations of physico-chemical parameters of water and sediment, such as the alkalinity, the salinity, nutrients and the amount of heavy metals (Al, Fe, Zn), form a flooding-gradient. The alkalinity shows highest values in the infrequent inundated localities, while the concentrations of the other parameters increase with increasing inundations. Based on the anion-ratio of the water column, the most frequently inundated localities, just as the main channel itself, nowadays are dominated by chlorine instead of bicarbonate.

The composition of the vegetation within the floodplain waters is mainly determined by the frequency of inundation. The species-richness, the total abundance and the number of characteristic species decrease with increasing inundations. In the most frequently flooded localities aquatic macrophytes are absent or these localities are dominated by the fringed waterlily (*Nymphoides peltata*). The number of aquatic macrophytes increases with decreasing flooding frequencies. Major underlying parameters are water-level fluctuations and water quality parameters (salinity and nutrients).

The diversity of the plankton communities is greatly influenced by the flooding frequency. The most frequent inundated localities are dominated by blue-green algae, indicating hypertrophic conditions, whereas the infrequent inundated localities are characterized by species indicating mesotrophic conditions. The frequency of inundation exercises an indirect effect on the species composition; major factors are the presence or absence of macrophytes and the level of eutrophication.

Tabel 0.1. Division of floodplain-waters in major classes, based on the species-composition of macrophytes, plankton and macroinvertebrates. In the biotic classes the most characteristic taxa are presented. In the abiotic classes the ranges of the underlying physico-chemical parameters are presented.

	PARAMETER	MAJOR CLASSES		
		I	II	III
B I O T I C	AQUATIC MACROPHYTES	Myriophyllum spicatum	Nuphar lutea	Nymphoides peltata
	HELOPHYTES	Juncus articulatus	Scirpus lacustris	Phalaris arundinacea
	PHYTOPLANKTON	Dinobryon divergens	Scenedesmus quadricauda	Aphanizomenon flos-aquae
	ZOOPLANKTON	Mesocyclops leuckarti	Ceriodaphnia pulchella	Cyclops strenuus
	MACRO-INVERTEBRATES	Caenis luctuosa	Helobdella stagnalis	Pisidium supinum
		Molanna angustata	Valvata cristata	Physella acuta
A B I O T I C	POSITION	land side	river side	river side
	HYDROLOGY	never flooded, seepage	infrequent inundations	(very) frequent inundations
	INUNDATION-FREQUENCY D/Y	0	< 20	> 20
	TROPHIC LEVEL	medium	high	very high
	NO3 ($\mu mol.l^{-1}$)	< 5	5-10	10-100
	oPO4 ($\mu mol.l^{-1}$)	< 0,5	1-5	1-5
	SALINITY Cl ($mmol.l^{-1}$)	medium 0,5-1,5	high 1-2	very high 2-4
	ALKALINITY HCO3 ($mmol.l^{-1}$)	high 2-4	high 2-4	high 1-2

The species composition of the macroinvertebrates is influenced by the inundation regime. Major parameters are the presence or absence of macrophytes and the percentage organic matter in the sediment. Based on the manner of feeding (functional group) of the macroinvertebrates the floodplain waters can be characterised. Predators and shredders are dominant functional groups within the localities outside the floodplain, the infrequent inundated localities are dominated by predators and grazers, while filterfeeders and gatherers dominate the (very) frequently flooded waters.

With respect to richness of biotic structures and characteristic species the floodplain waters with infrequent inundations show the highest ecological values. The most frequently flooded waters have important values as refuge-areas for characteristic river macroinvertebrates.

Hoofdstuk 1

INLEIDING

1.1. Algemeen

Tot de karakteristieke onderdelen van een rivieroecosysteem behoren, naast de stroomgeul zelf, allerlei wateren die bij hoge rivierafvoer overstroomd worden, maar die bij normale afvoer stagnant zijn (Hutchinson, 1957; Botnariuc, 1967; Whitton, 1975; Roux, 1982; Fittkau & Reiss, 1983; Minshall et al., 1985; Amoros et al., 1987). Recente inventarisaties vermelden voor het gehele Nederlandse winterbed van de Rijn en Maas enkele honderden van deze rivierbegeleidende wateren (Janse, 1986; Smits, 1989). Nederland neemt door zijn veelheid aan dergelijke wateren binnen Europa een belangrijke plaats in (Wolff, 1989).

Oude rivierlopen (of strangen), doorbraakkolken (of wielen), klei- en zandputten vormen in geomorfologisch opzicht de belangrijkste stagnante watertypen in het Nederlandse rivierengebied. Hiervan zijn oude rivierlopen en wielen op min of meer natuurlijke wijze ontstaan, door spontane verleggingen van de stroomgeul en door dijkdoorbraken (Van Urk & Smit, 1989). Klei- en zandputten zijn door de mens gegraven ten behoeve van delfstofwinning. Volledigheidshalve dienen hier ook wateren met een uitgesproken mensgerichte funktie, zoals havens, kanalen en sloten, genoemd te worden (Janse, 1986); deze wateren worden verder buiten beschouwing gelaten.

Naast een verschil in ontstaanswijze en morfologie vertonen de stagnante wateren verschillen in hydrologie. Zo staan sommige wateren continu in open verbinding met de rivier, terwijl andere uitsluitend tijdens hoge afvoeren rivierwater ontvangen door overstromingen en door kwel. In hoeverre de hydrologie de oecologische waarde van de stagnante wateren in de uiterwaarden beïnvloedt is onvoldoende bekend. Ook zijn er weinig recente gegevens voorhanden over de levensgemeenschappen in deze wateren in relatie tot hydrologie, water- en bodemsamenstelling en andere abiotische faktoren. Dergelijke gegevens zijn echter van groot belang voor een verantwoord oecologisch beheer van de stagnante wateren in het Nederlandse rivierengebied.

Binnen een aquatisch oecosysteem, zoals een riviersysteem, kunnen levensgemeenschappen in de volgende funktionele eenheden ingedeeld worden (Odum, 1971): producenten (algen (fytoplankton en perifyton) en waterplanten), primaire consumenten (zoöplankton, macro-evertebraten), secundaire consumenten (macro-evertebraten en vissen) en reducenten (bacteriën en schimmels). In het onderhavige onderzoek wordt de oecologische waarde van de stagnante wateren in het rivierengebied benaderd vanuit de volgende groepen: water- en oeverplanten, fyto- en zoöplankton en macrofauna. Deze groepen zijn gekozen omdat zij aan de basis van de voedselketen(s) staan, zich goed lenen voor een kwaliteitsbeoordeling van het aquatische systeem en omdat zij met relatief eenvoudige middelen te bemonsteren en te identificeren zijn.

De rapportage van het onderhavige onderzoek is in twee delen opgesplitst. Het onderhavige rapport biedt een klassifikatie van de wateren in het winterbed van de grote rivieren op grond van biotische componenten (vegetatie, plankton en macrofauna) in relatie tot abiotische faktoren (fysische, chemische en lokale omgevingsfaktoren).
Voor de beheerder betekent dit enerzijds een overzicht van de huidige aanwezigheid van genoemde levensgemeenschappen in de stagnante wateren, waarbij tevens een mogelijkheid wordt geboden om een waardering aan deze wateren te geven. Anderzijds kunnen uit de relaties tussen de levensgemeenschappen

en de abiotische faktoren stuurvariabelen achterhaald worden. Met name deze stuurvariabelen bieden de beheerder een handvat voor een aktief beheer om de oecologische waarde van een water te beïnvloeden. Ook wordt aangegeven welke biotische component(en), vegetatie, plankton of macrofauna, zich het best voor monitoring lenen. Dit kan snel informatie over de toestand van het gehele systeem verschaffen.
Het tweede deel* (Van den Brink, 1990) vormt de bijlagen met de basisinformatie van dit onderzoek. Het is bedoeld voor de beheerder als basis voor toekomstige monitoring van de onderzochte wateren.

1.2. Doelstellingen

Binnen dit projekt zijn de volgende doelstellingen geformuleerd:

1. Het geven van een overzicht van de vegetatie, het plankton en de macrofauna van in het rivierengebied aanwezige watertypen en deze te relateren aan onderscheidende fysisch-chemische parameters. Dit overzicht vormt een basis om toekomstige veranderingen van stagnante wateren in het winterbed van morfologische, hydrologische en/of chemische aard te kunnen monitoren.
2. Het geven van voorspellingen van de gevolgen van toekomstige ingrepen in het rivierengebied. Uit de relaties tussen de biotische en abiotische parameters kunnen effekten van ingrepen, zoals het isoleren of juist het in verbinding stellen van stagnante wateren met de rivier, op de levensgemeenschappen afgeleid worden.
3. Het geven van een waardering van de wateren in het winterbed aan de hand van soortenrijkdom, karakteristieke soorten en abundantie van (zeldzame) soorten. Bij de waardering zal ook de relatieve zeldzaamheid van het type binnen het Nederlandse rivierengebied aangegeven worden.

---

* Deel 2 (Bijlagen) van dit rapport is op aanvraag verkrijgbaar bij de volgende personen:
F.W.B. van den Brink e/o G. van der Velde, Laboratorium voor Aquatische Oecologie, Faculteit der Natuurwetenschappen-K.U.N., Toernooiveld, 6525 ED Nijmegen;
E.C.L. Marteijn, Rijkswaterstaat-DBW/RIZA, Postbus 17, 8200 AA Lelystad.

Hoofdstuk 2

TERREIN EN METHODEN VAN ONDERZOEK

De in dit onderzoek gevolgde werkwijze is schematisch afgebeeld in figuur 2.1. Details worden hieronder nader toegelicht.

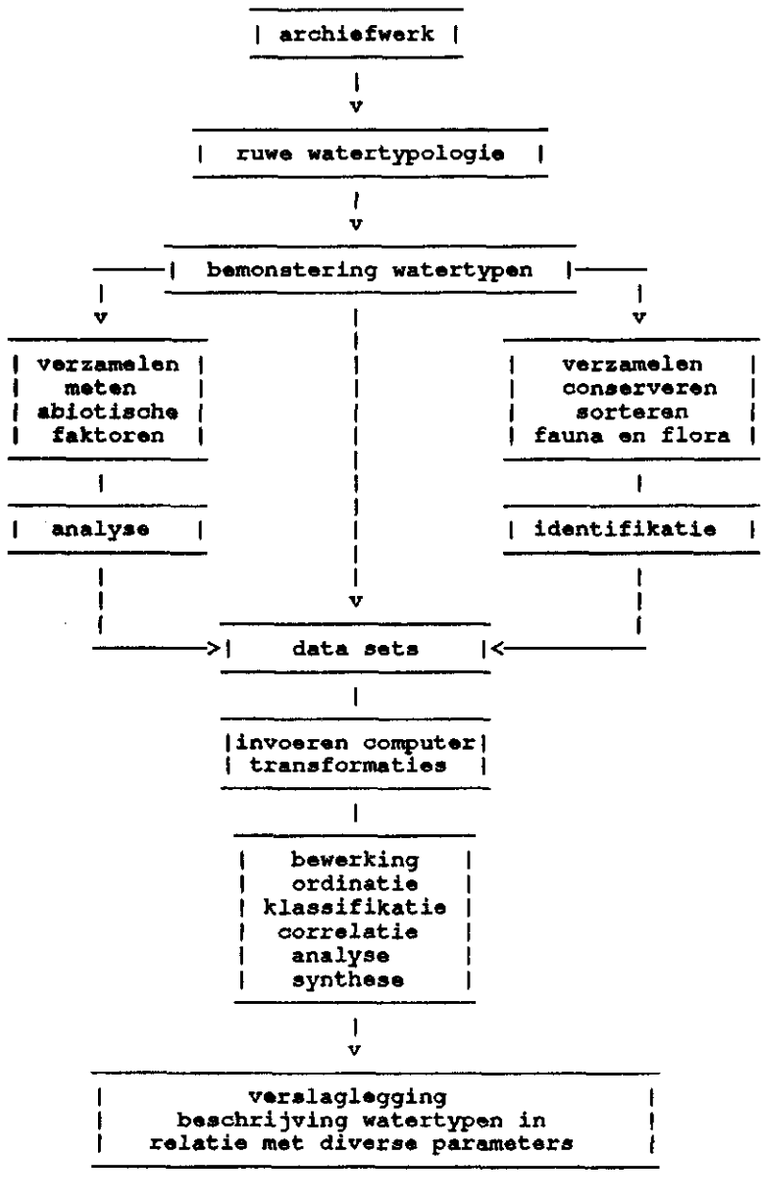

Fig. 2.1. Werkschema.

2.1. Keuze en omschrijving onderzoeksgebied

De bemonsterde lokaties zijn deels op advies van de regionale direkties Gelderland en Limburg, deels op grond van archiefmateriaal (o.a. Janse, 1986) en deels op grond van een beoordeling van de huidige situatie ter plaatse geselecteerd. Een overzicht van de bemonsterde lokaties biedt tabel 2.1.

Tabel 2.1. Overzicht van geografische en geomorfologische gegevens van de monsterlokaties. NR = lokatie-nummer; RIV = riviertraject, W = Waal, R = Pannerdens kanaal/Nederrijn/Lek, IJ = IJssel, M = Maas, I = binnendijks geïsoleerde plassen; OEV = linker- (L) of rechteroever (R); AMERSFO.CO. = Amersfoortcoördinaten; TYPE = geomorfologisch watertype, R.AFG.M.= recent afgesneden rivierbocht; DIE = maximale diepte, D = dieper dan 6 m, O = minder diep dan 6 m; OPP = oppervlakte in ha.

NR	LOKATIE	RIV	KM-RAAI	OEV	AMERSFO.CO.	TYPE	DIE	OPP
1	DE BIJLAND ZANDPUT	W	863,0-865,0	R	203,2-430,3	ZANDPUT	D	219,2
2	OUDE WAAL HERWEN	W	864,0-866,5	R	202,6-432,5	STRANG	O	46,8
3	DE BIJLAND KLEIP. 1	W	865,0-866,0	R	201,4-432,0	KLEIPUT	O	5,4
4	DE BIJLAND KLEIP. 2A	W	865,0-866,0	R	201,5-431,7	KLEIPUT	O	1,9
5	DE BIJLAND KLEIP. 2B	W	865,0-866,0	R	201,7-431,6	KLEIPUT	O	2,4
6	OUDE RIJN PANNERDEN	W	860,0-873,5	R	199,6-436,0	STRANG	O	1,7
7	GENDT KLEIPUT 1	W	872,0	R	194,6-431,5	KLEIPUT	O	4,5
8	GENDT KLEIPUT 2	W	872,0	R	195,0-431,5	KLEIPUT	O	0,1
9	KEKERDOM KLEIPUT 2	W	872,5-872,9	L	196,9-430,7	KLEIPUT	O	0,3
10	KEKERDOM KLEIPUT 3	W	872,5-872,9	L	196,7-431,0	KLEIPUT	O	3,0
11	KALIWAAL	W	872,7-873,6	L	196,6-430,2	ZANDPUT	D	49,9
12	ERLECOMSE STRANG	W	874,5	L	195,5-428,4	STRANG	O	0,4
13	BEMMELSE STRANG	W	880,0-880,8	R	189,4-431,9	STRANG	O	6,5
14	KOLK T.O. FORT LENT	W	881,5	R	189,0-431,0	WIEL	D	2,9
15	GROENLANDEN KLEIP.1	W	879,5-880,5	L	191,3-430,5	KLEIPUT	O	1,2
16	GROENLANDEN KLEIP.2	W	879,5-880,5	L	191,4-430,6	KLEIPUT	O	4,4
17	GROENLANDEN KLEIP.3	W	879,5-880,5	L	191,3-430,9	KLEIPUT	O	5,6
18	GROENLANDEN KLEIP.4	W	879,5-880,5	L	191,2-430,8	KLEIPUT	O	6,8
19	OUDE WAAL NIJMEGEN	W	881,0-882,7	L	190,4-429,9	STRANG	O	16,0
20	WAAIENSTEINKOLK	W	886,5	R	186,5-431,3	WIEL	D	9,0
21	WEURT OUDE GAT	W	887,0-888,0	L	185,0-430,4	ZANDPUT	D	35,9
22	WEURT NIEUWE GAT	W	888,0-888,8	L	183,9-431,3	ZANDPUT	D	14,3
23	DEEST KLEIPUT 1	W	889,0-900,0	L	173,5-433,8	KLEIPUT	O	10,4
24	DEEST KLEIPUT 2	W	889,0-900,0	L	173,5-433,9	KLEIPUT	O	0,1
25	DEEST KLEIPUT 3	W	889,0-900,0	L	173,6-434,0	KLEIPUT	O	1,6
26	BOVEN-LEEUWEN	W	906,7-908,1	L	165,8-433,6	ZANDPUT	D	57,9
27	HURWENEN PUT A	W	931,2-931,6	L	148,5-425,3	ZANDPUT	D	39,3
28	HURWENEN PUT B	W	931,2-931,6	L	148,4-425,2	ZANDPUT	D	19,5
29	HURWENEN (C)	W	931,2-931,6	L	147,9-425,3	STRANG	O	6,5
30	HURWENENSCHE KIL	W	931,0-932,0	L	147,8-424,7	STRANG	O	9,2
31	GROTE BLOEM	R	876,3	L	193,5-438,0	WIEL	D	6,2
32	KLEINE BLOEM	R	876,3	L	193,3-437,9	WIEL	D	1,9
33	NOORDBERG RENKUM	R	894,6-895,9	R	180,5-442,1	KLEIPUT	O	1,3
34	DE HANK AMERONGEN	R	919,2-919,9	R	158,7-444,7	STRANG	O	2,9
35	STRANG SPAARHOVEN	R	925,5	R	154,5-443,1	STRANG	O	0,7
36	BOSSCHERWAARDEN 1	R	930,2	R	150,4-441,0	ZANDPUT	D	4,3
37	BOSSCHERWAARDEN 2	R	930,2	R	150,5-441,2	ZANDPUT	D	5,1
38	LATHUMSE WAARD	IJ	887,0	R	199,0-444,7	ZANDPUT	D	28,0
39	RHEDERLAAG/GIESBEEK	IJ	887,4-889,2	R	201,6-446,3	R.AFG.M	D	10,9
40	HAVIKERWAARD	IJ	897,0	L	202,8-446,0	ZANDPUT	D	3,4
41	LOENENSCHE MIDDELWAARD	IJ	900,3	L	204,5-446,6	KLEIPUT	O	0,6
42	LAMME IJSSEL	IJ	900,8-903,0	L	205,5-448,3	STRANG	O	1,7
43	STRANG BIJ ZUTPHEN	IJ	928,4-928,9	L	209,5-462,3	STRANG	O	1,1
44	STRANG BIJ VOORST	IJ	933,4-934,9	L	208,2-466,3	STRANG	O	1,1
45	ZANDPUT BIJ WILP	IJ	941,5	L	208,5-470,8	ZANDPUT	D	20,3
46	LAZARUSKOLKEN	IJ	943,0	L	206,4-472,4	WIEL	D	1,8
47	SLICHTENBREESWEERD	IJ	950,8	L	204,0-478,2	KLEIPUT	O	3,6
48	HENGFORDER WAARDEN	IJ	951,8-852,8	R	204,3-479,8	KLEIPUT	O	25,7
49	REUTEKOLK	IJ	953,5	R	204,1-481,0	WIEL	D	1,2
50	DUURSE WAARDEN	IJ	962,6-963,2	R	204,8-487,8	KLEIPUT	O	15,6

Tabel 2.1. Overzicht van geografische en geomorfologische gegevens van de monsterlokaties (vervolg).

NR	LOKATIE	RIV	KM-RAAI	OEV	AMERSFO.CO.	TYPE	DIE	OPP
51	ZWARTE KOLK	IJ	972,5	L	202,4-495,0	WIEL	D	3,6
52	ZANDPUT IJSSELMUIDEN	IJ	991,6	L	193,3-505,2	ZANDPUT	D	6,7
53	STRANG BIJ NIEUWSTAD	IJ	991,2-992,4	R	193,8-505,9	STRANG	O	0,2
54	KOLK BIJ NIEUWSTAD	IJ	991,2-992,4	R	193,8-506,1	WIEL	D	0,2
55	OUDE MAAS AFFERDEN	M	145,4	R	197,7-405,3	STRANG	O	0,6
56	OUDE MAAS BEUGEN	M	151 -153	L	195,9-408,8	R.AFG.M	D	27,4
57	OUDE MAAS HEYEN	M	148 -151	R	194,6-409,8	R.AFG.M	D	50,0
58	MOOKERPLAS	M	159 -165	R	192,4-416,2	ZANDPUT	D	36,7
59	KANAAL BIJ MOOK	M	159 -165	R	191,4-416,4	KANAAL	D	39,6
60	OUDE MAAS VELP	M	177 -180	L	176,0-419,0	STRANG	O	8,5
61	OUDE MAAS NEERLOON	M	177 -180	L	175,7-421,6	STRANG	O	8,5
62	OUDE MAAS BALGOIJ	M	179 -181	R	176,7-422,5	STRANG	O	35,0
63	OUDE MAAS NIFTRIK	M	179 -181	R	175,0-423,0	STRANG	O	35,0
64	BATENBURG KLEIP.1	M	185 -186	R	172,5-426,1	KLEIPUT	O	0,2
65	BATENBURG KLEIP.2	M	185 -186	R	172,0-426,0	KLEIPUT	O	0,1
66	OUDE MAAS MEGEN	M	188 -189	L	169,0-424,7	STRANG	O	1,7
67	GOUDEN HAM	M	190 -193	R	167,0-427,0	ZANDPUT	D	115,7
68	OUDE MAAS LITHOIJEN1	M	199 -200	L	161,6-423,9	STRANG	O	37,4
69	ALPHEN A/D MAAS	M	199 -200	R	160,3-425,0	KLEIPUT	O	0,2
70	LITHSE HAM	M	204 -206	L	156,5-425,5	ZANDPUT	D	51,7
71	KESSEL	M	206 -207	L	156,5-424,5	ZANDPUT	D	79,0
72	SOLDATENWIEL	M	206	L	156,8-424,3	WIEL	D	2,6
73	BUITENKIL	M	207 -208	L	155,2-423,4	STRANG	O	2,4
74	GROOTE WIEL	M	215	L	151,7-417,0	WIEL	D	2,6
75	EMPEL	M	216	L	149,9-416,4	WIEL	D	0,9
76	HAARSTEEGSE WIEL	M	226,5	L	141,0-414,5	WIEL	D	15,3
77	DE GROENE HEUVELS	I	.	.	176,0-429,0	ZANDPUT	D	22,6
78	OUDE MAAS LITHOYEN2	M	199 -200	L	160,7-423,6	STRANG	O	37,4
79	VERBURGTSKOLK	W	887,5	R	185,5-431,7	WIEL	D	5,5
80	DUIVELSWAAI	W	888,0	L	183,9-430,6	WIEL	D	4,5
81	MOESPOTSCHE WAAI	W	890	L	182,8-431,7	WIEL	D	1,6
82	STRANG SLIJK-EWIJK	W	889,4-890,1	R	183,0-432,5	STRANG	O	3,5
83	LOENENSCHE KOLK	W	892,3	R	180,8-433,3	WIEL	D	2,7
84	STRANG BIJ EWIJK	W	892,3-893,6	L	179,5-432,5	STRANG	O	9,9
85	ZANDPUT BIJ DEEST	W	898	L	175,0-433,3	ZANDPUT	D	12,7
86	GOUDMIJN DRUTEN	W	902 -903,1	L	170,5-434,2	STRANG	O	5,6
87	GROOTE WAAI DRUTEN	W	904,3	L	168,7-433,8	WIEL	D	0,3
88	KLEIPUT IJZENDOORN	W	908,2	R	164,7-435,1	KLEIPUT	O	1,1
89	STRANG BEN.-LEEUWEN	W	909 -910	L	164,0-433,2	STRANG	O	9,0
90	PLAS BEN.-LEEUWEN	W	910	L	163,5-433,0	ZANDPUT	D	3,0
91	ZANDPUT BIJ WAMEL	W	911	L	162,5-432,7	ZANDPUT	D	6,9
92	STRANG BIJ OCHTEN	W	904,0-905,4	R	168,5-435,6	STRANG	O	5,8
93	WIEL T.O.V. OCHTEN	W	904,0-904,4	R	169,0-436,0	WIEL	D	4,4
94	KIL BIJ WAARDENBURG	W	931,5-933,3	R	147,0-426,9	STRANG	O	4,1
95	ZANDPUT BEUNINGEN	I	.	.	178,1-430,1	ZANDPUT	D	12,3
96	ZANDPUT SLIJK-EWIJK	I	.	.	182,0-434,0	ZANDPUT	D	33,9
97	DE BERENDONCK	I	.	.	181,5-425,0	ZANDPUT	D	9,8
98	WIEL BIJ HEDEL	M	220,5	R	145,8-416,8	WIEL	D	0,6
99	WIEL BIJ AMMERZODEN	M	222,8	R	144,5-417,2	WIEL	D	1,7
100	BUITENWIEL	M	224,0	L	143,0-414,0	WIEL	D	5,5
101	WIEL BIJ WELL	M	224,5	R	142,8-417,6	WIEL	D	0,5

De bemonsterde lokaties kunnen representief geacht worden voor het grootste deel van het Nederlandse rivierengebied daar de meeste stagnante wateren zich binnen het onderzochte gebied bevinden (zie Fig. 2.2). Aangezien de Maasuiterwaarden van Eijsden tot Mook relatief hoog gelegen en onbedijkt zijn behoren stagnante wateren in dit trajekt waarschijnlijk tot afzonderlijke typen. Hetzelfde geldt voor stagnante wateren die in het getijdengebied gelegen zijn (Fig. 2.2). Deze laatste twee typen zijn niet in het onderhavige onderzoek betrokken, daar het aantal monsterlokaties te groot zou worden.

De uiteindelijke keuze is op de volgende kriteria gebaseerd:

1. Geografische ligging (bemonstering over lengte-as).
   Hiermee wordt het riviertrajekt aangeduid waaraan de stagnante wateren gelegen zijn (Rijnsysteem: Waal, IJssel en Pannerdens Kanaal/ Nederrijn/Lek; Maassysteem: Maas). De geografische ligging van de wateren ten opzichte van de diverse riviertrajekten is afgebeeld in figuur 2.2.
2. Inundatieinvloed (bemonstering over breedte-as).
   De wateren zijn geselecteerd op basis van een schatting van de overstromingsinvloed. Dat wil zeggen dat op grond van de ligging ten opzichte van de rivier en de winterdijk (in open verbinding met rivier, relatief laag of hoog in de uiterwaarden gelegen, binnendijks gelegen) een keuze gemaakt is.
3. Geomorfologisch ontstaanstype.
   Hiermee wordt aangeduid of het een strang (oude rivierloop), een wiel (doorbraakkolk), een kleiput of een zandput betreft.

In tabel 2.2 is het aantal onderzochte lokaties per kategorie weergegeven.

Tabel 2.2. Aantal onderzochte lokaties ingedeeld naar riviersysteem en geomorfologisch type.

Geomorfologisch type	Systeem			
	Rijn	Maas	Overig	Totaal
Strang	19	9	0	28
Wiel	14	8	0	22
Kleiput	20	3	0	23
Zandput	16	4	4	24
Overig	1	3	0	4
Totaal	70	27	4	101

Er zijn in totaal 101 lokaties bemonsterd om een zinvolle steekproef uit de grote verscheidenheid in watertypen (bepaald op abiotische kenmerken) te nemen en om een evenwichtige verdeling over deze typen te verkrijgen. In tabel 2.3 is het totaal aantal aanwezige stagnante wateren in het winterbed van de grote rivieren weergegeven. Uit tabellen 2.2 en 2.3 blijkt dat er ongeveer 20 % van de in het gehele Nederlandse zoetwatertraject van de grote rivieren aanwezige wateren bemonsterd is.

Tabel 2.3. Totaal aantal aanwezige stagnante wateren in het winterbed van het zoetwatertraject van de grote rivieren, ingedeeld naar riviersysteem en geomorfologisch type (naar Smits, 1989).

Geomorfologisch type	Systeem		
	Rijn	Maas	Totaal
Strang/afgesneden meander	108	30	138
Wiel/poel	31	16	47
Kleiput	78	6	84
Zandput/grindgat	98	65	163
Totaal	315	117	432

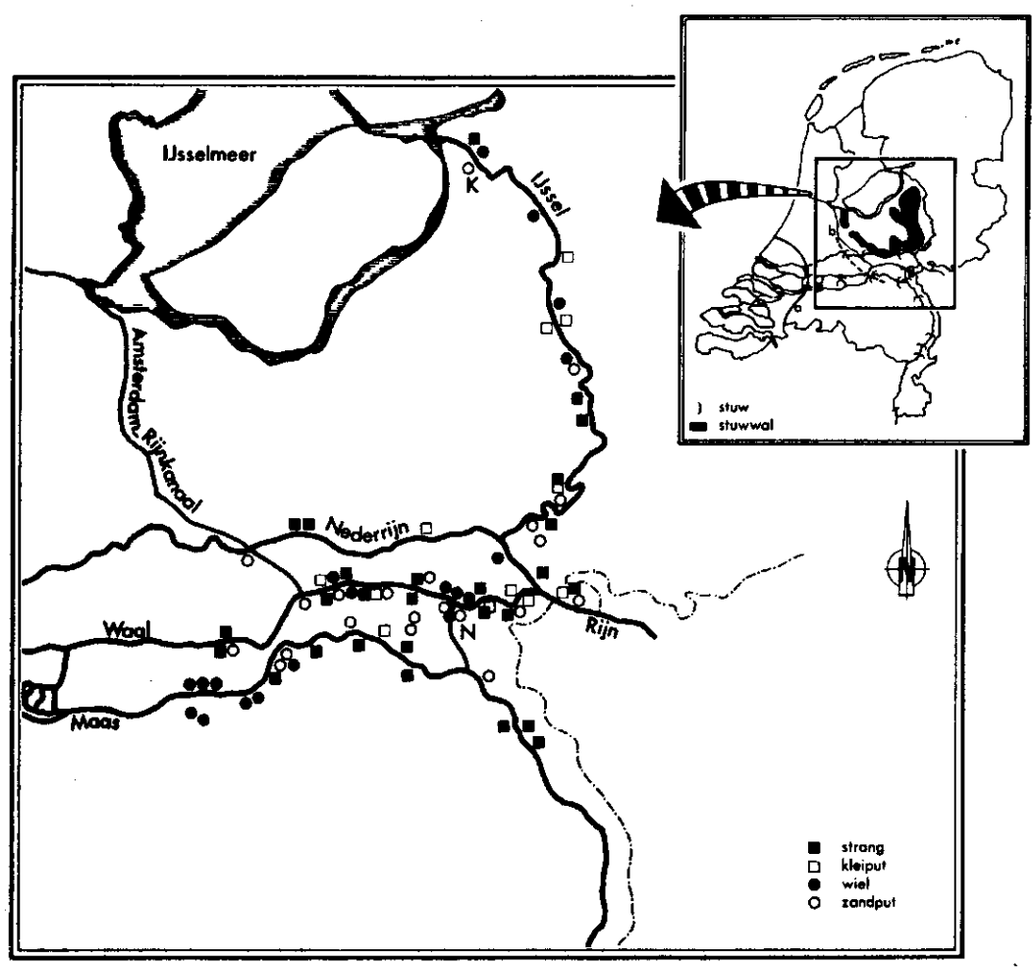

Fig.2.2. Geografische ligging van de monsterlokaties. a = brakwatergrens, b = getijdegrens, N = Nijmegen en K = Kampen.

2.2. Fysisch-chemische parameters

Waterkolom

Op lokatie zijn in het open water drie watermonsters genomen. Eén watermonster werd ongefilterd mee naar het laboratorium genomen voor de bepaling van de alkaliniteit, de aciditeit en de turbiditeit. Voor de overige twee watermonsters werd met behulp van een filterspuit 100 ml water gefilterd over een Whatman GF/C filter met een poriëndiameter van 1,2 µm en overgebracht in een gejodeerd 100 ml polyethyleenpotje. Ter conservering werd 0,5 ml kwikchloride-oplossing (conc. 200 $mg \cdot l^{-1}$) toegevoegd. Aan één van deze gefilterde watermonsters werden tevens enkele korrels citroenzuur toegevoegd om hechting van zware metalen aan de wand te voorkomen. De gefilterde watermonsters werden meteen na aankomst op het laboratorium bij -20 °C ingevroren en bewaard voor latere analyse. In het veld werden de volgende parameters bepaald: zuurgraad (pH), watertemperatuur en elektrisch geleidingsvermogen (EGV). Het EGV werd later gecorrigeerd voor de temperatuur (T) volgens de formule (Vangenechten et al., 1979):

$EGVw = 10{,}36 + 1{,}53 \cdot (EGV - 0{,}58T)/(1+0{,}03T)$, waarbij EGVw: elektrische geleidbaarheid bij 18 °C.

Faktoren als alkaliniteit (ALK), aciditeit (AC) en turbiditeit (TURB) werden direkt na aankomst op het laboratorium bepaald. De zuurgraad (pH) werd bepaald met een PHM82 Standard pH meter en een Radiometer Combined pH electrode. Voor de meting van het EGV werd gebruik gemaakt van een YSI model 33 SCT meter. De turbiditeit werd bepaald met een Dentan model FN5 turbidimeter.

Waterbodem

Van de onderwaterbodem in de littorale zone buiten de vegetatie werd met behulp van een steekbuis (ø 7 cm) achtmaal een bodemmonster gestoken, waarbij de bovenste 10 cm van het sediment bemonsterd werd. Deze bodemmonsters werden gemengd en vervolgens in plastic zakken in een koelbox bij 4 °C naar het laboratorium vervoerd alwaar deze in een koelkamer bij 4 °C opgeslagen werden. De volgende dag werden het vochtgehalte en het organisch stofgehalte (gloeiverlies) van het sediment bepaald. Het vochtgehalte werd bepaald door 50 g natte bodem te drogen (24 uur bij 105 °C) en hierna opnieuw te wegen. Het organisch stofgehalte werd bepaald door de droge bodem te verassen (4 uur bij 550 °C) en opnieuw te wegen. Tevens werden bodemextracten gemaakt voor de analyse van het interstitieel water. Hiertoe werd 70 g goed gemengd nat sediment samen met 200 ml bidest in een gejodeerde 500 ml polyethyleen pot gebracht die vervolgens gedurende 1 uur geschud werd in een Gerhardt model LS 20 schudmachine. Na centrifugeren in een Sorvall centrifuge (20 min, 12.000 rpm) werd het supernatant voorzichtig afgepipetteerd en vervolgens bij -20 °C opgeslagen voor latere analyse. Een deel van het supernatant werd direkt gebruikt voor bepaling van pH en alkaliniteit.

Chemische analyse

Voor de chemische analyse werden de monsters bij kamertemperatuur ontdooid. De gebruikte analytische methoden zijn:

Kalium en natrium: vlamfotometrische bepaling met de Technicon Flame Photometer IV (Technicon Auto-Analyser Methodology: N-206, 1966).

Chloride en sulfaat: colorimetrische bepaling met de Technicon I Auto-Analyser. Chloride met ferri-ammoniumsulfaat (O'Brien, 1962) en sulfaat met bariumchloride (Technicon Auto-Analyser Methodology, 1981).

Nitraat + nitriet: colorimetrisch met hydrazinesulfaat (Kamphake et al., 1967) met de Technicon II Auto-Analyser.

Ammonium: colorimetrisch met salicylaat en hypochloride (Kempers & Zweers, 1986) met de Technicon II Auto-Analyser.

Ortho-fosfaat: colorimetrisch met ammoniummolybdaat en ascorbinezuur (Hendrikson, 1965) met de Technicon II Auto-Analyser.

Calcium, magnesium, ijzer, mangaan, zink en silicium: spectrofotometrisch met de Inductively Coupled Plasma (ICP) Spectrophotometer Type IL Plasma 200.

De saliniteit of totale ionensom is uit deze bepalingen berekend. Dit is de som van de dominante kat- en anionen: K, Na, Ca, Mg, Cl, HCO3, en SO4 (uitgedrukt in mmol per liter).

In tabel 2.3 wordt een overzicht gegeven van de gemeten fysisch-chemische faktoren en de eenheden waarin deze uitgedrukt zijn.

In tabel 2.4 is een overzicht gegeven van de in het veld bepaalde omgevingsfaktoren. Deze faktoren zijn als volgt bepaald. De bodemtypering is geschat aan de hand van de korrelgrootteverdeling van het sediment. De mate van beschutting is afgeleid uit het al of niet in een of meerdere windrichtingen aanwezig zijn van bomen, bedijkingen of natuurlijke verhogingen in de buurt van de plas. Het talud is geschat voor de gehele oever van de plas. Met vee wordt de toegankelijkheid voor vee bedoeld, hetgeen een maat is voor de betredings- en de begrazingsdruk. Deze parameters is afgeleid uit de aan- of afwezigheid van een hekwerk rondom de plas evenals uit betredings- en/of graassporen. Het al of niet plaatsvinden van bevissing is afgeleid uit de aan- of afwezigheid van hengelaars, roeibootjes en het al of niet in bezit zijn van een hengelsportvereniging. Met beheer wordt de algehele toegankelijkheid van de plas bedoeld, m.a.w. of de plas of een deel ervan in het bezit is van natuurbeschermingsinstanties.

Tabel 2.3. Overzicht fysisch-chemische parameters en hun eenheden.

Fysisch-chemische parameters waterkolom (w)
INUN = inundatiefrequentie (meerjarig gemiddelde) in dagen per jaar
EGVw = Elektrisch geleidingsvermogen bij 18 °C ($\mu Siemens \cdot cm^{-1}$)
TURB = Turbiditeit (ppm)
SALw = Saliniteit of ionentotaal ($mmol \cdot l^{-1}$)
pHw = zuurgraad (pH-eenheden)
ALKw = Alkaliniteit ($meq \cdot l^{-1}$)
ACw = Aciditeit ($meq \cdot l^{-1}$)
Naw = Natrium ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
Kw = Kalium ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
NH4w = Ammonium ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
Caw = Calcium ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
Mgw = Magnesium ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
Clw = Chloride ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
HCO3w = Bicarbonaat ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
SO4w = Sulfaat ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
NO3w = Nitraat (+ nitriet) ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
oPO4w = Orthofosfaat ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
Alw = Aluminium ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
Few = IJzer ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
Mnw = Mangaan ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
Znw = Zink ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
Siw = Silicium ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
OPP = de oppervlakte van het water (ha)
Fysisch-chemische parameters bodemwater (b)
SALb = Saliniteit of ionentotaal ($mmol \cdot l^{-1}$)
pHb = zuurgraad (pH-eenheden)
ALKb = Alkaliniteit ($meq \cdot l^{-1}$)
Nab = Natrium ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
Kb = Kalium ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
NH4b = Ammonium ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
Cab = Calcium ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
Mgb = Magnesium ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
Clb = Chloride ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
HCO3b = Bicarbonaat ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
NO3b = Nitraat (+ nitriet) ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
oPO4b = Orthofosfaat ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
Alb = Aluminium ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
Feb = IJzer ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
Mnb = Mangaan ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
Znb = Zink ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
Sib = Silicium ($\mu mol \cdot l^{-1}$)
POMb = percentage organisch materiaal van de bodem (%)
PWCb = percentage watergehalte van de bodem (%)

Tabel 2.4 toont een lijst met de bepaalde omgevingsfaktoren.

Tabel 2.4. Overzicht van omgevingsfaktoren.

Bodemtypering: 1 = zand; 2 = zand + klei; 3 = klei.
Beschutting: 0 = open; 1 = aan een zijde beschut; 2 = aan 2 of meer zijden beschut ten aanzien van wind.
Talud: 1 = vlak, 2 = deels vlak, deels steil, 3 = overwegend steil talud dwz. hellingshoek meer dan 30 %.
Vee: 1 = ontoegankelijk, 2 = deels ontoegankelijk, 3 = volledig toegankelijk voor vee.
Bevissing: 0 = geen bevissing, 1 = wel bevissing.
Beheer: 0 = onbeschermd, 1 = ten dele beschermd, 2 = natuurgebied.

Fysisch-chemische basisgegevens zijn vermeld in Van den Brink (1990).

2.3. Overstromingsfrequentie

Een fysische parameter die een zeer belangrijke gradiënt in het rivierengebied vormt is de inundatieinvloed van de stagnante wateren. Om de inundatieinvloed als faktor te kunnen kwantificeren is de inundatiefrequentie van de onderzochte lokaties bepaald. Onder inundatiefrequentie wordt hier verstaan: het (langjarig) gemiddeld aantal dagen per jaar dat een lokatie door de rivier overstroomd wordt. Deze parameter is een somparameter van het aantal maal dat een plas overstroomd wordt (aantal overstromingen/jaar), vermenigvuldigd met de overstromingsduur (aantal dagen/overstroming). Het aantal dagen dat een plas een verhoogde waterstand heeft, is op deze wijze niet te herleiden, daar dit voor elke plas afzonderlijk en in detail uitgezocht dient te worden (o.a. afhankelijk van bodemsamenstelling). Daar het aantal dagen met verhoogde waterstand gerelateerd is aan de inundatiefrequentie (zoals hier gedefinieerd), wordt in dit rapport uitsluitend met deze hydrologische parameter gewerkt.

Om deze parameter te achterhalen is gebruik gemaakt van gegevens over de waterstandfluktuaties op de rivieren ter hoogte van het laagste punt in de uiterwaard waar de betreffende lokatie gelegen is (voor de lokaties binnen het Rijnsysteem: programma LIJNEN, databestand DBW/RIZA; gegevens Maas: Rijkswaterstaat 1981) en van recente rivierkaarten waarop hoogtes van zomerkades en andere verhogingen in de uiterwaarden staan aangegeven. Op basis hiervan werd een indeling gemaakt naar het gemiddeld aantal dagen per jaar (langjarig gemiddelde van 1901-1985) dat een lokatie door de rivier overstroomd wordt (zie Tabel 2.5).

Tabel 2.5. Indeling van de inundatiefrequentie in klassen.

Inundatieklasse		Frequentie (dagen/jaar)
0	geen inundatie	0
1	lage inundatiefrequentie	0-2
2	matige inundatiefrequentie	3-20
3	hoge inundatiefrequentie	21-40
4	zeer hoge inundatiefrequentie	>40

Met betrekking tot de overstromingsfrequentie zijn de volgende grenzen gekozen (zie Tabel 2.5): 2 dagen/jaar, 20 dagen/jaar en 40 dagen/jaar. Bij een frequentie tot aan 2 dagen/jaar worden de stagnante wateren hooguit gedurende winterhoogwaters (periode november-april) geïnundeerd. De grens van 20 dagen/jaar geeft de overgang aan van wateren die gedurende de zomer (juni-augustus) niet tot nauwelijks overstromen naar wateren waarbij zomerinundaties kunnen optreden. Boven de 40 dagen/jaar-grens treden zomerhoogwaters regelmatig op. Dezelfde grenzen zijn door Jongman & Leemans (1982), Leemans & Reiling (1986) en Janse (1986) gehanteerd.

2.4. Inventarisaties biota

VEGETATIE

Iedere lokatie is gedurende de zomers van 1987 en 1988 tenminste eenmaal bezocht. Steeds werd op iedere lokatie de vegetatie onderzocht van niet-begraasde oevers, d.w.z. oevers waar vee buitengerasterd is. De oeverzone van elk water werd met behulp van een hark onderzocht op de aanwezigheid van waterplanten en helofyten. Onder waterplanten wordt hier verstaan die planten, die hun generatieve cyclus kunnen voltooien wanneer alle vegetatieve delen zijn ondergedoken of door het water worden gedragen (drijfbladeren), of die gewoonlijk ondergedoken leven, maar slechts tot geslachtelijke voortplanting overgaan wanneer de vegetatieve delen door uitdroging afsterven (Den Hartog & Van der Velde, 1988). Voorbeelden van waterplanten zijn o.a. ondergedoken (submerse) soorten als diverse fonteinkruiden (*Potamogeton*-soorten) en soorten met drijfbladeren (nymphaeiden) zoals Gele Plomp (*Nuphar lutea*) en Watergentiaan (*Nymphoides peltata*). Helofyten zijn planten die in de bodem wortelen en waarvan de onderste delen vaak ondergedoken voorkomen, maar waarvan de bladeren en bloemen boven water uitsteken. Als voorbeelden kunnen Kleine Lisdodde (*Typha angustifolia*) en Riet (*Phragmites australis*) genoemd worden. De soortensamenstelling en de maximale abundatie per soort per lokatie werden op streeplijsten aangegeven. Om computerverwerking van de data mogelijk te maken werd de maximale abundatie per soort met behulp van de volgende codering aangegeven:
1 = één tot enkele exemplaren in zeer lage bedekking (< 5%);
2 = meerdere exemplaren in lage bedekking (bedekking 5-20%);
3 = soort is dominant of co-dominant (bedekking > 20%).
De gebruikte nomenclatuur is die volgens Heukels & Van der Meijden (1983). In totaal zijn 59 soorten onderscheiden, waarvan 31 soorten waterplanten en 28 soorten helofyten (Tabel 6.10). In Van den Brink (1990) staat een overzicht van de gevonden plantesoorten en hun abundanties per monsterlokatie.

PLANKTON

Het plankton (zowel het vrijzwevende als het losgeslagen plankton) werd verzameld met behulp van een planktonnet (ø 20 cm, maaswijdte van het gaas 60 µm) dat driemaal over een lengte van 10 meter door het water getrokken werd, waarvan eenmaal door ondergedoken vegetatie indien aanwezig. De monsters werden geconserveerd in formaline (4 %). Alvorens determinatie plaatsvond werd het geconserveerde materiaal eerst door bezinking geconcentreerd. Met behulp van een Pasteurse pipet werd een grote druppel (0,05 ml) met behulp van een microscoop op soortensamenstelling onderzocht. Deze procedure werd herhaald tot er geen nieuwe soorten meer gevonden werden. Abundanties werden volgens onderstaande tabel (Tabel 2.6) naar een zesdelige schaal getransformeerd om computerverwerking mogelijk te maken.

Tabel 2.6. Transformatietabel voor planktonabundanties.

Aantal individuen per druppel	klasse
0	0
1 - 20	1
21 - 40	2
41 - 60	3
61 - 100	4
> 100	5

De hier gebruikte nomenclatuur is die volgens Streble & Krauter (1988).

In totaal zijn 281 planktontaxa onderscheiden, waarvan 192 fytoplankton en 89 zoöplankton taxa (Tabel 7.10). Een overzicht van de gevonden planktontaxa per monsterlokatie is vermeld in Van den Brink (1990).

MACROFAUNA

Op elke lokatie werd met behulp van een driehoekig schepnet (basis 50 cm, hoogte 30 cm; maaswijdte van het gaas 0,5 mm) schoksgewijs over een lengte van 10 m door de oevervegetatie en over dezelfde lengte over en door de bodem van het open water gemonsterd. Indien aanwezig werden harde substraten visueel onderzocht op het voorkomen van platwormen en bloedzuigers. Bij dit onderzoek werd uitsluitend de oeverzone tot een diepte van 1,5 m bemonsterd. Deze zone bevat over het algemeen de meeste macrofauna organismen, zowel qua soortenrijkdom als absolute dichtheden van de meeste taxa (Van der Velde, 1988). Het bemonsterde materiaal werd in plastic zakken gedaan en op het laboratorium gesorteerd. Platwormen en bloedzuigers werden levend gedetermineerd. De overige diergroepen werden gesorteerd en geconserveerd voor latere determinatie. Watermijten werden in Koenike, de overige groepen in alcohol (70 %) geconserveerd. Determinatie geschiedde met behulp van een binoculair microscoop (vergr. tot 80 x) en in sommige gevallen met behulp van een gewoon microscoop (vergr. tot 1000 x). De hier gebruikte nomenclatuur is die volgens Mol (1984).
Moeilijk determineerbare groepen zoals erwtenmossels (det. Mr. J.G.J. Kuiper), watermijten (det. Drs. H. van der Hammen), waterspinnen (det. Dr. P.J. van Helsdingen), vliegenlarven, keverlarven en een gedeelte van de muggenlarven (det. Drs. H.P.J.J. Cuppen) zijn aan specialisten uitbesteed. Adulte kevers zijn gecontroleerd door Drs. H.P.J.J. Cuppen, enkele slakkensoorten door W.J. Kuijper, een deel van de muggenlarven door Drs. R.F.M. Buskens, een deel van de kokerjuffers door Dr. L.W.G. Higler, de overige diergroepen door Dr. G. van der Velde. Om computerverwerking mogelijk te maken was het noodzakelijk om de grote spreiding in de reële abundaties (= het aantal getelde exemplaren) te reduceren. Hiertoe werden de reële abundanties getransformeerd naar een tiendelige schaal (0-9). De gekozen schaal is dezelfde als door Vanhemelrijk (1985) werd gehanteerd om toekomstige vergelijkingen mogelijk te maken (Tabel 2.7).

Tabel 2.7. Transformatietabel voor macrofauna-abundanties.

Aantal individuen	klasse
0	0
1	1
2 - 3	2
4 - 8	3
9 - 17	4
18 - 34	5
35 - 67	6
68 - 132	7
133 - 261	8
> 261	9

In totaal zijn 394 macrofaunataxa onderscheiden (Tabel 8.9). De aangetroffen taxa en hun abundanties per lokatie zijn weergegeven in Van den Brink (1990).

2.5. Gegevensverwerking

Om tot een typering van de stagnante wateren in het rivierengebied op basis van de verschillende levensgemeenschappen (vegetatie, plankton, macrofauna) te komen, werden eerst per gemeenschap de fysisch-chemische parameters achterhaald, die verantwoordelijk zijn voor de soortensamenstelling binnen de onderzochte wateren, d.m.v. een multivariate analyse (de Principale Componenten Analyse of PCA; Ter Braak, 1983). Ordinaties zijn zowel op grond van de relatieve abundantie als op grond van de presentie of absentie van soorten uitgevoerd.

Om de wateren op basis van de soortensamenstelling van de verschillende gemeenschappen te kunnen groeperen is een hierarchische clustering (Average Linkage between merged groups) toegepast (Pielou, 1984). Om indicatieve soorten, d.w.z. soorten die kenmerkend voor een bepaalde groep wateren zijn, binnen deze clusters te achterhalen is de Fisher's exacttoets (Jongman et al., 1987) gebruikt.

Naast indirekte gradiëntanalyses is ook een correlatief onderzoek uitgevoerd. Met behulp van de Spearman rangcorrelatietoets (Sokal & Rohlf, 1981) is de struktuurrijkdom (totale soortenrijkdom, Simpson Index, soortenrijkdom van een aantal hoofdgroepen) en bedekkingsgraad of abundantie van de verschillende gemeenschappen van de onderzochte lokaties aan onderscheidende fysisch-chemische parameters gerelateerd.

De Simpson Index (SI) is een maat voor de diversiteit, waarbij ook de onderlinge aantalsverhoudingen tussen de taxa betrokken zijn. Bij volledige dominatie van één soort is de Simpson Index bij benadering gelijk aan 1. Naarmate de Simpson Index kleiner wordt zijn de aantalsverhoudingen tussen de verschillende taxa evenwichtiger.

Uit het soortenbestand zijn bij de verwerking soorten weggelaten die in minder dan 5 % van de lokaties gevonden zijn. Deze soorten zijn verwijderd om te voorkomen dat er teveel gewicht aan gegeven wordt, waardoor de berekeningen en clusterindelingen teveel beïnvloed worden. De bij de berekeningen weggelaten soorten zijn in de naamlijsten aan het eind van de hoofdstukken 6, 7 en 8 met een ster aangeduid en zijn wel meegenomen bij de berekening van de soortenrijkdom per lokatie. De abundanties van deze soorten zijn vermeld in de bijlagen van dit rapport (Van den Brink, 1990).

Hieronder wordt in het kort op de verschillende verwerkingsmethoden ingegaan:

1. Ordinatie:

Ordinatie is een multivariate analyse methode die het mogelijk maakt om verschillen en overeenkomsten in soortensamenstelling van een aantal lokaties te relateren aan (a)biotische parameters. Het doel van ordinatie is het reduceren van gemeenschappelijke variatie en het naar voren halen van differentiërende variatie in het opnamemateriaal. Hiervoor de Principale Componenten Analyse (PCA) (Ter Braak, 1983) toegepast, waarmee met zo weinig mogelijk faktoren een maximum aan variatie statistisch "verklaard" wordt. Per biotische component (vegetatie, plankton of macrofauna) zijn de hoofdparameters achterhaald die het voorkomen van soorten in het onderzochte gebied verklaren. Door PCA toe te passen is het mogelijk om de vele variabelen die invloed hebben op de clustervorming te reduceren tot een beperkt aantal principale componenten. Aan elk water kan een set van principale componenten worden toegekend waardoor het mogelijk wordt de wateren grafisch in een biplot weer te geven. Door Spearmancorrelaties met de verschillende principale assen uit te voeren kunnen de parameters geïdentificeerd worden die de grootste bijdrage leveren aan de variatie in biotische en abiotische faktoren (Jongman et al., 1987). In het PCA plot worden de opnameposities zodanig gerangschikt dat dicht bij elkaar gelegen punten corresponderen met gelijksoortige opnamen en ver uit elkaar gelegen punten met ongelijksoortige

opnamen. De gelijkenis tussen de opnamen wordt door 2 verschillende standaardisaties bepaald:
a. De opnamen worden gestandaardiseerd door omrekening van soortsaantallen naar relatieve abundanties. Bij deze bewerking wordt de nadruk gelegd op dominante soorten.
b. De soortsaantallen worden gestandaardiseerd naar presentie/absentie. Bij deze bewerking speelt de totale soortensamenstelling van de lokaties de hoofdrol.
Voor verdere uitleg zie De Bie & Maenen (1984) en Jongman et al. (1987).

2. Klassifikatie:

Met behulp van Hierarchische Clustering (Average Linkage between the merged groups; Pielou, 1984; Jongman et al., 1987) is een klassifikatie van de onderzochte lokaties op grond van de aangetroffen taxa gemaakt. Dit is voor elke biotische component (vegetatie, plankton, macrofauna) afzonderlijk en zoveel mogelijk op soortsniveau gedaan. Vervolgens zijn de onderscheiden clusters getoetst op indicatieve soorten (Fishers' exact toets). De indicatieve of kenmerkende soorten (of taxa) zijn significant vaker in één bepaald cluster aangetroffen. Daarnaast zijn ook begeleidende soorten (of taxa) onderscheiden, dat wil zeggen soorten die in meer dan 50% van de lokaties per cluster voorkomen, maar die zich niet tot één cluster beperken. Bij de beschrijving van de clusters zijn zowel kenmerkende als begeleidende taxa betrokken.

3. Correlatie:

De Spearman rangcorrelatie is gebruikt om de samenhang (correlaties) tussen de biotische en de fysisch/chemische gegevens alsook de samenhang tussen (a)biotische parameters onderling zichtbaar te maken (Sokal & Rohlf, 1981).

4. Statistische bewerking:

Als non-parametrische toets voor het toetsen van verschillen tussen klassen voor een bepaalde fysisch-chemische parameter zijn de toetsen van Kruskal-wallis en Wilcoxon gebruikt (Sokal & Rohlf, 1981).
Om een trend van een bepaalde parameter over de klassen te bekijken, is de toets van Terpstra (MSA) gebruikt. Deze toets geeft aan of er voor een bepaalde parameter een stijgende of een dalende trend is van klasse 1 tot n.
Met behulp van Fishers' exact toets zijn clusters getoetst op de aanwezigheid van significante taxa (Sokal & Rohlf, 1981).
Berekeningen zijn uitgevoerd op een IBM 4341 computer van het Universitair Rekencentrum te Nijmegen, voornamelijk met behulp van S.A.S.-programmatuur (SAS Institute Inc., 1985).

2.6. Begrippenlijst

Abundantie: hoeveelheid, aantallen.

Aciditeit: het basebindend vermogen van een oplossing; bij circumneutrale pH een maat voor het CO2-gehalte van het water.

Alkaliniteit: het zuurbindend vermogen van een oplossing; bij circumneutrale pH een maat voor het HCO3-gehalte van het water.

Benthische organismen of benthos: bodembewonende organismen.

Binnendijks: aan de landzijde van de winterdijk.

Buitendijks: aan de rivierzijde van de winterdijk.

Bodem: de bovenste 2 meter van het aardoppervlak.

Detritus: dood organisch materiaal, zowel in opgeloste als in particulaire (deeltjes) vorm.

Detritivoren: dieren die zich voornamelijk voeden met het particulaire detritus en de daarop aanwezige microörganismen.

Diversiteit: verscheidenheid, maat voor de veelsoortigheid van de betrekkingen tussen organismen.

Diversiteitsindex: een getal om de biologische verscheidenheid tussen wateren onderling te vergelijken. Dit getal kan op verschillende manieren berekend worden. Hier is de Simpsonindex als maat voor de diversiteit gebruikt.

Epifyten: plantaardige organismen, zoals bepaalde diatomeeën (kiezelwieren), die aan planten vastgehecht zitten.

Epifyton: een gemeenschap van epifyten.

Filter-feeder: filtreerder, dier dat zijn voedsel door filtreren van het water, tussen trilharen of borstels door, binnenkrijgt.

Helofyten: planten, die in de bodem wortelen en waarvan de onderste delen ondergedoken zijn, maar waarvan de bladeren en bloemen boven water uitsteken. Voorbeeld: Riet.

Interstitieel water: het bodemwater.

Inundatiefrequentie: het (langjarig) gemiddeld aantal dagen per jaar dat een lokatie door de rivier overstroomd wordt.

Lemniden: vrij op het water drijvende waterplanten, met een klein blad, waarvan de bovenzijde is aangepast aan de lucht en de onderzijde aan het leven in water. Voorbeeld: Klein kroos.

Littorale zone: oeverzone.

Nymphaeiden: waterplanten met een groeivorm als de waterlelie, dat wil zeggen wortelende planten met drijfbladeren met een lange steel.

Predator: roofdier, dier dat andere dieren eet.

Relatieve abundantie: een semi-kwantitatieve maat die het aantal waargenomen exemplaren van een soort t.o.v. andere soorten per lokatie weergeeft.

Scraper: schraper, dier dat zijn voedsel binnenkrijgt door het afschrapen van de epifytonlaag op bladeren en stenen.

Sessiele organismen: vastzittende, weinig beweeglijke organismen.

Shredder: verknipper, dier dat zijn voedsel binnenkrijgt door het verknippen van stukken blad, hout, m.a.w. grof particulair materiaal.

Soortenrijkdom: het totaal aantal soorten en taxa per plas.

Submerse waterplanten: waterplanten, die gedurende hun gehele groeicyclus onder water staan.

Stagnante wateren: stilstaande wateren, i.t.t. stromende wateren. Hier gebruikt om de tijdens normale afvoer niet-stromende wateren in het winterbed van de grote rivieren mee aan te duiden. Gedurende hoge rivierafvoeren maken de meeste van deze wateren deel uit van het stroombed. Sommige

stagnante wateren behoren bij hoogwater tot het bergende gedeelte van de rivier en stromen niet mee.

Taxa: Samenvattende naam voor categorieën als soort, geslacht, familie, etc. Wordt gebruikt indien organismen niet tot de soort gedetermineerd kunnen worden.

Trofie: voedselrijkdom, rijkdom aan nutriënten. Plassen kunnen op grond van hun voedselrijkdom in verschillende categorieën worden ingedeeld. Een maat hiervoor is de beschikbaarheid per tijdseenheid van voedingsstoffen voor algen, zoals fosfaat en nitraat. Een globale indeling in trofiegraden van voedselarm tot zeer voedselrijk is: oligotroof, mesotroof, eutroof en hypertroof water.

Turbiditeit: een maat voor de troebelheid (of helderheid) van wateren.

Winterbed: het gebied tussen de winterdijken, d.w.z. rivier met uiterwaarden.

Zomerbed: het gebied tussen de zomerdijken.

Zomerstratificatie: Een gelaagdheid in fysisch-chemische parameters van de waterkolom die vooral kan optreden in wateren met een relatief kleine oppervlakte/diepte verhouding, zoals bijvoorbeeld diepe wielen en zandputten. Zomerstratificatie treedt op vanaf een diepte van ongeveer 6 meter bij windstil weer.

Hoofdstuk 3

GEOMORFOLOGIE

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de geomorfologie van de wateren binnen het winterbed van de Nederlandse grote rivieren.

3.1. Ontstaansgeschiedenis van het winterbed

De huidige vorm en ligging van de riviersystemen Rijn en Maas zijn in grote lijnen gedurende het jongste geologische tijdperk ontstaan: het Holoceen. Aan het begin van het Holoceen, ongeveer 10.000 jaar geleden, vond de overgang van een vlechtend naar een meanderend rivierstelsel plaats. In zo'n meanderende rivier wordt het water voornamelijk door één hoofdgeul afgevoerd, die zich voortdurend langzaam verlegt door plaatselijke verschillen in sedimentafzettingen (Zagwijn, 1986).
De holocene afzettingen bestaan uit geul-, oever- en komafzettingen. De oever- en komafzettingen zijn gevormd tijdens perioden van overstromingen, waarbij de rivier buiten haar stroomgeul treedt. Bij een normale waterafvoer ontstaan op deze wijze kronkelwaarden. Dit is een aaneenschakeling van langgerekte, enigszins gebogen zandruggen, die tot stand komen in de binnenbochten van de meanders.
Bij hoogwater verplaatst het sedimentatieproces zich naar de gebieden die buiten de geul zijn gelegen. Direkt naast de rivier wordt, door afnemende stroomsnelheid, eerst het grofste materiaal afgezet. Dit leidt tot vorming van oeverwallen (Fig. 3.1). Deze bestaan uit zand of een afwisseling van zand met kleiige lagen. Verder van de rivier verwijderd bezinkt steeds fijner materiaal (zavel en klei) in de lager gelegen gebieden tussen de stroomgeulen, de kommen. In deze gebieden kon ook veenvorming optreden tijdens perioden met geringe rivierafvoer. In tegenstelling tot de kustvlakte ontbreken hier echter veenlagen die over grotere afstanden doorlopen (Leemans & Reiling, 1986; Zagwijn, 1986).

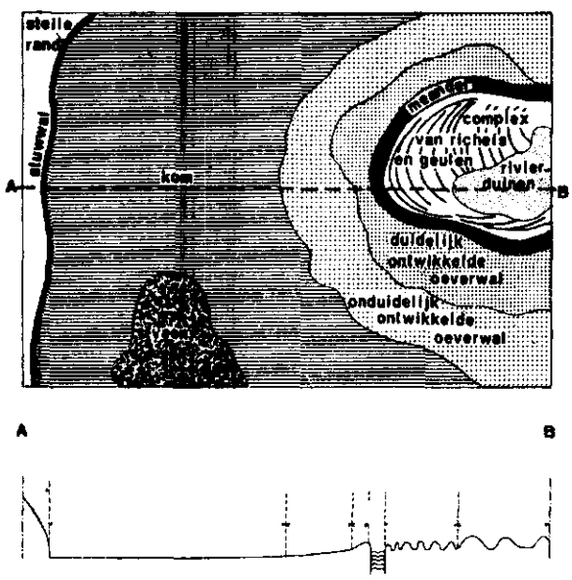

Fig. 3.1. Schets van de onder rivierinvloed ontstane terreinvormen (Uit: De Soet et al., 1976).

De ontwikkeling van het Nederlandse rivierenlandschap is sterk door menselijke ingrepen beïnvloed. Met de ontwikkeling van landbouwaktiviteiten, ongeveer vanaf 1200, begon de bedijking van de rivieren. Omstreeks 1450 was de bedijking zo ver gevorderd dat een min of meer gesloten stelsel van waterkeringen was ontstaan. Vanaf deze tijd was de vlakte, die tijdens hoogwater overstroomd werd, gereduceerd tot een nauwe zone van enkele kilometers breed aan weerszijden van de stroomgeul. Het resultaat hiervan was, dat de sedimentatie van het rivierslib, dat vroeger over de gehele overstromingsvlakte van enkele tientallen kilometers breed verdeeld werd, nu in het winterbed geconcentreerd werd. Hierdoor nam deze in hoogte toe in verhouding tot het land achter de dijken. Tot in de 18-de eeuw waren de rivieren binnen de bandijken nog vrij natuurlijk; de stroomgeul verlegde zich langzaam en er waren vele zandbanken. In de tweede helft van de 19-de eeuw begonnen de regulatie-werkzaamheden. Dit betekende dat de hoofdgeul vastgelegd werd door middel van kribben, en overal even diep en breed werd gemaakt (Leemans & Reiling, 1986; Van Urk & Smit, 1989).

3.2. De ontstaansgeschiedenis van stagnante wateren

STRANGEN

Door het proces van sedimentverplaatsing binnen een meanderende rivier kunnen nevengeulen ontstaan, die aan een zijde in open verbinding met de rivier kunnen blijven of zelfs geheel geïsoleerd kunnen raken. Vooral langs de Waal zijn een aantal oude nevengeulen op deze manier ontstaan. Deze strangen zijn nu nog als zodanig te herkennen, daar deze parallel aan het huidige stroombed lopen (Van Urk & Smit, 1989). Als voorbeelden kunnen de Goudmijn bij Ewijk en de strang bij Druten genoemd worden. Een andere manier waarop strangen kunnen zijn ontstaan is door een doorbraak, waarbij een meander van de hoofdgeul afgesneden werd. Dergelijke voormalige geulen zijn herkenbaar aan de boogvormige ligging. Vaak werden deze doorbraken geforceerd door graafwerkzaamheden. De Oude Waal bij Nijmegen en de Bemmelse Strang zijn op deze wijze, dat wil zeggen een gegraven doorbraak, ontstaan.

WIELEN

Al sinds het begin van de bedijkingen in de Middeleeuwen hebben zich dijkdoorbraken voorgedaan. Deze doorbraken hebben zich voornamelijk in de wintermaanden voorgedaan, aangezien tijdens deze maanden de meeste hoogwaters in de Nederlandse riviertrajecten voorkomen. Naast hoge waterstanden konden de dijken ook onder druk komen te staan wanneer na een vorstperiode het ijs ging smelten. De druk werd veroorzaakt door ijsschotsen die zich plaatselijk tot enorme hoogten konden ophopen. Tijdens een dijkdoorbraak ontstond achter de dijk een diep gat, een doorbraakkolk of wiel. De nieuwe dijk werd, vanaf de landzijde bezien, achter of vóór zo'n wiel gelegd, waarmee de plas binnen- of buitendijks kwam te liggen. Door de ontstaanswijze bestaat het sediment van wielen uit een mengsel van zand en klei, de zogenaamde overslaggronden. Wielen hebben over het algemeen een gering oppervlak in verhouding tot de diepte, waardoor zomerstratificatie kan ontstaan (Van Heusden, 1945; Leentvaar, 1958).

KLEI- EN ZANDPUTTEN

Klei- en zandputten zijn door de mens gegraven plassen ten behoeve van delfstofwinning. Kleiputten zijn meestal ondiep, dat wil zeggen hooguit enkele meters, aangezien de kleilaag aan de oppervlakte ligt en een relatief dunne laag sediment omvat. Kleiputten zijn al sinds de vroege Middeleeuwen ontstaan door kleiwinning ten behoeve van de steenfabricage (Gerritsen et al., 1987). Zandputten zijn in het algemeen na 1945 ontstaan. Deze putten zijn meestal groter van oppervlakte en ook dieper dan kleiputten. Vaak zijn deze putten 10-25 meter diep, waardoor zich net als bij diepe wielen tijdens de zomer een spronglaag kan ontwikkelen (Janse, 1986).

3.3. Bodemgesteldheid

De bodems in de uiterwaarden zijn gevormd in jonge sedimenten, die veelal pas na de bedijking zijn afgezet. Deze gronden zijn overwegend kalkhoudend. Volgens de bodemklassifikatie voor Nederland zijn het "vaaggronden", meestal een menging van de vochtige poldervaaggronden met de minder vochtige ooivaaggronden. De geringe profielontwikkeling houdt verband met sedimentatie, een proces dat nog steeds plaatsvindt. De textuur van deze afzettingen varieërt van zware zavel tot lichte klei (Leemans & Reiling, 1986).

De waterbodems van de stagnante wateren kunnen variëren van zand tot klei, afhankelijk van de ontstaanswijze, leeftijd en ligging ten opzichte van de rivier. De waterbodem van strangen die niet in open verbinding met de rivier staan bestaat meestal uit klei. Indien strangen dicht bij de rivier gelegen zijn, bestaat de bodem uit een mengsel van zand en klei. De bodem van wielen bestaat eveneens vaak uit een mengsel van zand en klei. Zandwinplassen bezitten overwegend een zandbodem, hoewel door instorten van steile randen en door golfafslag de oever plaatselijk uit klei kan bestaan. De waterbodem van kleiputten bestaat meestal uit klei.

3.4. Algemeen overzicht van geomorfologische hoofdtypen

De verdeling van de 4 geomorfologische hoofdtypen (strang, wiel, kleiput en zandput) is niet gelijk over de verschillende Nederlandse riviertrajekten (Tabel 3.1.; zie Smits, 1989).

Tabel 3.1. Totaal aantal aanwezige stagnante wateren in het winterbed van het zoetwatertrajekt van de grote rivieren, ingedeeld naar riviertrajekt en geomorfologisch type (naar Smits, 1989).

Geomorfologisch type	Riviertrajekt					
	Nederrijn/Lek	Waal	IJssel	Rijnsysteem	Maas	Totaal
Strang/afgesneden meander	32	41	35	108	30	138
Wiel/poel	7	13	11	31	16	47
Kleiput	24	27	27	78	6	84
Zandput/grindgat	25	28	45	98	65	163
Totaal	88	109	118	315	117	432

Langs de Maas zijn veel zand- en grindgaten en relatief weinig strangen en kleiputten gelegen. Wielen langs de Maas zijn voornamelijk benedenstrooms van Heerewaarden gelokaliseerd. Langs de Waal bevinden zich veel wielen en strangen, zeer veel kleiputten evenals een groot aantal zandwinplassen. In het winterbed van de Nederrijn/Lek liggen vrij veel kleiputten. Enkele wielen bevinden zich

bovenstrooms van Wijk bij Duurstede. Daarnaast bevinden zich in dit gebied een aantal strangen en zandwinputten. Langs de IJssel zijn vrij veel wielen, strangen en zandputten en relatief minder kleiputten gelegen (Smits, 1989).

Enkele morfometrische gegevens van de onderzochte watertypen zijn vermeld in onderstaande tabel (Tabel 3.2.).

Tabel 3.2. Morfometrische gegevens van de onderzochte lokaties, ingedeeld naar geomorfologisch type.

Geomorfologisch type	Oppervlakte (in ha)			Diepte (m)
	min	max	gem	max
Strang	0,4	50,0	11,0	ondiep (<6)
Wiel	0,2	15,3	3,4	diep (>6)
Kleiput	0,1	25,7	4,2	ondiep (<6)
Zandput	3,4	219,2	37,1	diep (>6)

min: minimale, max: maximale en gem: gemiddelde waarde.

Uit Tabel 3.2. blijkt dat over het algemeen wateren geselecteerd zijn groter dan 1 ha in oppervlak. Verder blijkt uit deze tabel dat zandputten veruit de grootste stagnante wateren in het rivierengebied zijn, zowel qua oppervlakte als qua inhoud.

Hoofdstuk 4

HYDROLOGIE

4.1. Hydrologische karakterisering van het Maas- en het Rijnsysteem

De hydrologie van de Rijn en de Maas beïnvloedt in belangrijke mate het inundatieregime van de stagnante wateren in de uiterwaarden. Veranderingen in de afvoer zijn gerelateerd aan waterstandsfluktuaties en aan veranderingen in het transport van opgeloste en zwevende stoffen, sedimentatie en erosie. Omdat deze processen tijdens inundaties een direkte invloed uitoefenen op de bodem- en watersamenstelling van de stagnante wateren en hierdoor de levensgemeenschappen in deze wateren beïnvloeden, wordt in dit hoofdstuk ingegaan op enige hydrologische karakteristieken van de Rijn en Maas. Een gedetailleerd overzicht van het stroomgebied en van waterstaatkundige ingrepen in het Nederlandse deel van deze rivieren is gepresenteerd in Maenen (1989). De belangrijkste hydrologische gegevens van de Maas en de Rijn zijn in tabel 4.1 samengevat. Uit deze tabel blijkt dat het Rijnsysteem een veel groter stroomgebied omvat en aanzienlijk meer water afvoert dan het Maassysteem.

Tabel 4.1. Hydrografische en hydrologische karakteristieken van de Rijn en Maas.

	Rijn	Maas
Stroomgebied (km^2)	185.000	33.000
Stroomgebied binnen Nederland (km^2)	25.000	6.000
Totale rivierlengte (km)	1.250	890
Rivierlengte in Nederland (km)	385	251
Gemiddelde afvoer ($m^3.s^{-1}$)	2.200*	250**
Extremen in afvoer ($m^3.s^{-1}$)	600-13.000*	2-3.000**
Gemiddelde jaarlijkse extremen ($m^3.s^{-1}$)	1.100-6.000*	25-1.500**
Maximale waterstandsfluctuaties (m)***	9,4	8,3

* gemeten bij Lobith gedurende 1901-1985 (gegevens DBW/RIZA, Arnhem)
** gemeten bij Borgharen gedurende 1911-1988 (gegevens Rijkswaterstaat, Direktie Limburg)
*** langjarig gemiddelde (1901-1985) (uit: Maenen, 1989).

De Maas is een typische regenrivier en vertoont hierdoor grote schommelingen in het afvoerregime. Dit wordt nog versterkt doordat de bodem in een groot deel van het stroomgebied van de Maas in de Belgische Ardennen vrijwel ondoorlatend is, waardoor er van nature zeer sterke en plotselinge schommelingen in het afvoerregime kunnen optreden. De bouw van de vele stuwen heeft voor een gelijkmatiger afvoer en een langere verblijftijd van het water in de rivier gezorgd. De gemiddelde afvoer is het hoogst in januari en het laagst in de zomermaanden juli tot en met september.

De Rijn is een gecombineerde regen- en gletsjerrivier en heeft daardoor een wat gelijkmatiger afvoer dan de Maas. Toch treden ook hier grote schommelingen op. De afvoer is gemiddeld het hoogst in de periode december tot en met maart en het laagst in de maanden september en oktober. De periode met lage waterstanden in de Rijn treedt later op dan in de Maas en duidt op de invloed van smeltwater op de afvoer van de Rijn gedurende de zomer.

Maenen (1989) heeft berekend dat tegenwoordig de langjarige maximale waterstandsfluktuaties in het Nederlandse deel van de Rijn ongeveer een meter groter zijn dan in de Maas (zie Tabel 4.1). Uit verdere berekeningen is gebleken dat de gemiddelde afvoer van de Rijn sinds de vijftiger jaren met 10 % toegenomen is (zie Tabel 4.2). Met name de laatste 10 jaar is het verschil in de gemiddelde maandelijkse

afvoer toegenomen. Dit heeft mede tot gevolg gehad dat inundaties in het Rijnsysteem tegenwoordig vaker voorkomen dan gedurende de eerste helft van de eeuw.

Tabel 4.2. Lange termijn veranderingen in afvoerkarakteristieken van de Rijn bij Lobith. Gemiddelde, minimale en maximale maandelijks gemiddelde afvoeren in $m^3 \cdot s^{-1}$ (Uit: Maenen, 1989).

Periode	Gemiddelde	Minimum	Maximum	Max-Min
1901-1910	2105	1597	2684	1087
1956-1965	2154	1608	2613	1005
1966-1975	2278	1667	2856	1189
1976-1985	2403	1614	3485	1871

Uit tabel 4.2 blijkt dat de toegenomen dynamiek vooral door de hogere maximale waarden van de afvoer tot stand komt.

4.2. Hydrologische karakterisering van stagnante wateren in uiterwaarden

In Nederland zijn de rivieren Rijn en Maas gereguleerd en genormaliseerd (Fig. 4.1). Dit betekent dat het stroombed vastgelegd is door de winterdijken (Fig. 4.1.A) gedurende een hoge rivierafvoer en door de kribben tijdens een lagere waterstand (Fig. 4.1.B).

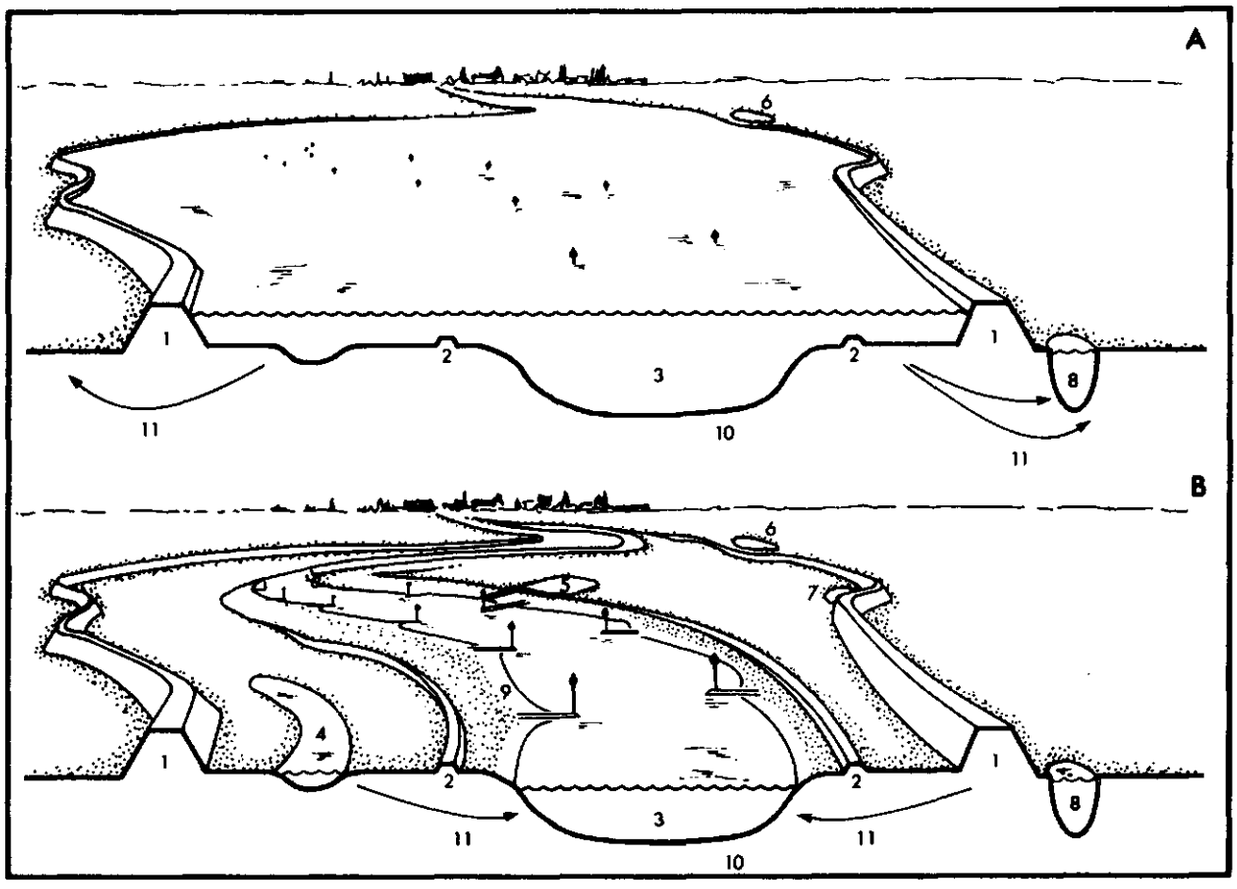

Fig. 4.1. Schematisch overzicht van stagnante wateren in het Nederlandse rivierengebied tijdens hoogwater (A) en normale waterstand (B).

In het winterbed, het gebied tussen de winterdijken (Fig. 4.1 [1]), liggen stagnante wateren die verschillende inundatie regimes ondervinden. Een deel van deze wateren staat continu in open verbinding met de stroomgeul en wordt zeer frequent overstroomd (Fig. 4.1 [5]). Een groot deel van de wateren die in het winterbed gelegen zijn staat niet continu in open verbinding met de rivier (Fig. 4.1 [4, 7]). De inundatiefrequentie van deze wateren is voornamelijk afhankelijk van plaatselijke hydrologische omstandigheden, zoals de hoogte van zomerdijken (Fig. 4.1 [2]) en natuurlijke verhogingen in de uiterwaarden, samen met actuele waterstandsfluktuaties in de rivier (Fig. 4.1 [3]). Over het algemeen worden de stagnante wateren die hoger in de uiterwaarden gelegen zijn slechts bij zeer hoge waterstanden overstroomd (Fig. 4.1 [7]). In vergelijking met de uiterwaarden van het Rijnsysteem liggen de Maasuiterwaarden relatief hoog en zijn tamelijk vlak. Hierdoor worden de uiterwaarden minder vaak tijdens hoog water overstroomd en ook minder langdurig, doordat hoge waterstanden in de Maas meestal minder lang aanhouden dan in de Rijn. De binnendijks gelegen wateren (Fig. 4.1 [6, 8]) worden nooit overstroomd, alhoewel er invloed van kwel vanuit de rivier en inzijging (Fig. 4.1 [11]) bestaat.

4.3. Hydrologie binnen een inundatiegradiënt: een detailstudie

De invloed van hoge waterstanden van de Waal binnen een inundatiegradiënt van wateren is in detail bestudeerd (ongepubliceerde gegevens G. van der Velde). Gedurende 1978 zijn waterstanden gemeten van de Waal ter hoogte van Nijmegen, van de buitendijks gelegen strang de Oude Waal bij Nijmegen en van een binnendijks gelegen plas (voor geografische ligging zie Fig. 4.2).

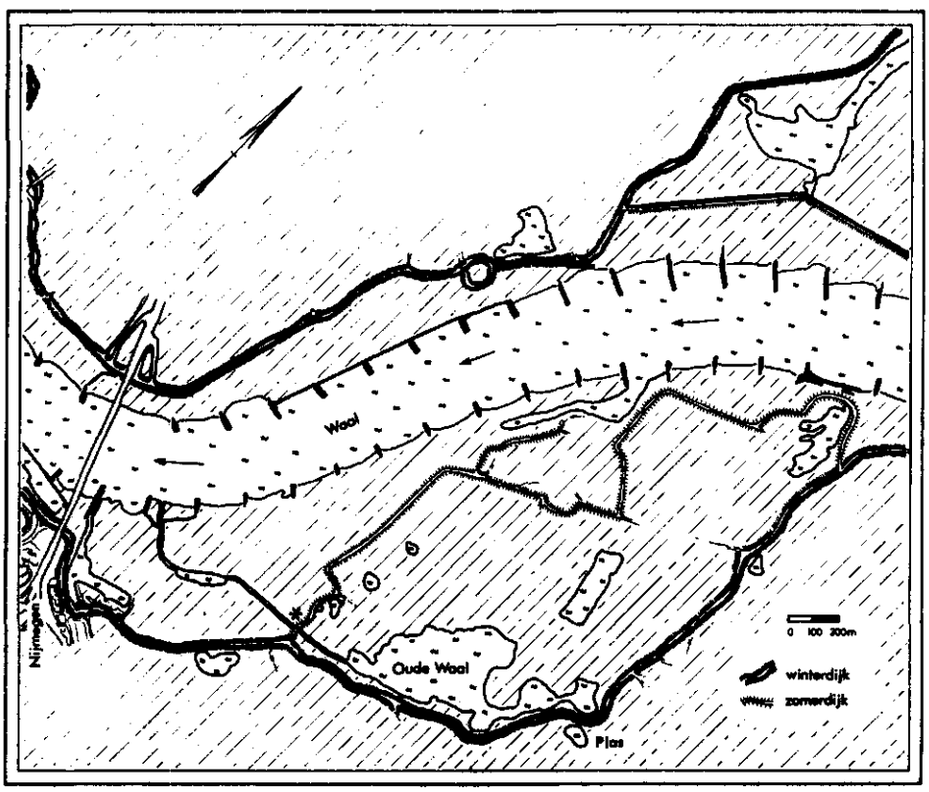

Fig. 4.2. Geografische ligging van de Oude Waal en een binnendijkse plas bij Nijmegen.

Bij vergelijking van de waterhoogtes van de Waal, de Oude Waal en de binnendijkse plas (Fig. 4.3) blijkt dat de waterhoogtes van de beide stagnante wateren sterk beïnvloed worden door de waterstand in de rivier.

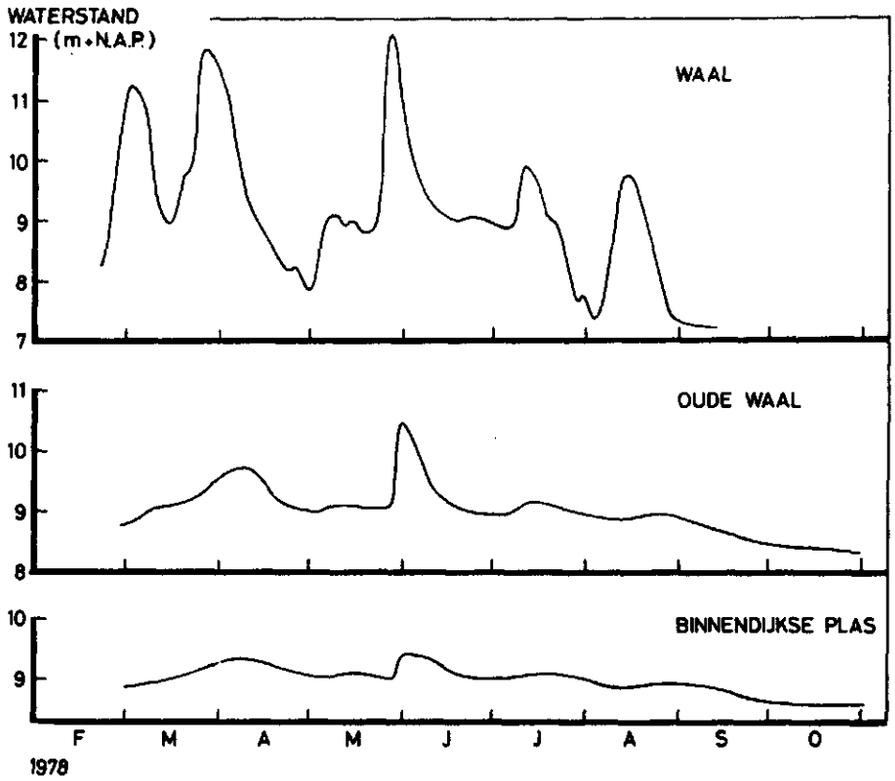

Fig. 4.3. Waterstandsschommelingen van de Waal, de Oude Waal en een binnendijkse plas bij Nijmegen.

De grootste waterstandsfluctuaties in de Oude Waal worden veroorzaakt door overstromingen, kleinere schommelingen worden veroorzaakt door kwel vanuit en wegzijging naar de Waal. De waterstandschommelingen in de binnendijkse plas worden, naast neerslag en verdamping, geheel door kwel en wegzijging veroorzaakt. Uit figuur 4.3 valt verder de invloed van zomerhoogwater af te lezen. Een verhoging van 3,2 m in de Waal begin juni veroorzaakt een waterstandsverhoging van 1,4 m in de Oude Waal en 0,4 m in de binnendijks gelegen plas. In hoeverre de waterstandsfluktuaties op de Waal de waterchemie van de stagnante wateren beïnvloeden wordt in het volgende hoofdstuk (paragraaf 5.6.) behandeld.

Hoofdstuk 5

WATER- EN BODEMKWALITEIT

5.1. Inleiding

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de fysisch-chemische water- en bodemkwaliteit van de onderzochte wateren. De onderlinge samenhang van de fysisch-chemische parameters van de waterkolom, van het interstitieel bodemwater en die tussen waterkolom en interstitieel bodemwater werd getoetst met behulp van de Spearman rangcorrelatie toets (paragraaf 5.2). Met behulp van een multivariate analyse (PCA) van de gemeten fysisch-chemische parameters werden de belangrijkste sleutelfaktoren voor de variatie in water- en bodemparameters achterhaald (paragraaf 5.3). Om de lokaties op grond van hun fysisch-chemische parameters te kunnen typeren werden deze in klassen ingedeeld en vervolgens op significantie getoetst met behulp van de Kruskal-Wallis toets, de Wilcoxon toets en de toets van Terpstra (paragraaf 5.4.).

Naast een typering op basis van de absolute ionensamensteling wordt in paragraaf 5.5. een typering op grond van de relatieve ionensamenstelling met behulp van ionendriehoeken gegeven. Het voorkomen van organismen in een bepaald water blijkt namelijk niet uitsluitend aan de absolute, maar ook aan de relatieve hoeveelheid opgeloste ionen gerelateerd te zijn (Wetzel, 1975). Relatieve ionenverhoudingen zijn geschikt om wateren te karakteriseren en om de geohydrologische ontstaansgeschiedenis en de hydrologie van wateren te achterhalen (Koerselman & Verhoeven, 1989; Van Wirdum, 1989). Een van de methoden om relatieve ionengehaltes van wateren weer te geven is het driehoeksdiagram. Het voordeel van deze weergave is dat men de relatieve ionensamenstelling van meerdere wateren direkt onderling kan vergelijken. Tenslotte worden in paragraaf 5.6. seizoensfluktuaties in de waterkwaliteit binnen een inundatiegradiënt behandeld door middel van eerder verzamelde gegevens.

5.2. Onderlinge samenhang van fysisch-chemische faktoren

Om inzicht te verkrijgen in de onderlinge samenhang van de verschillende fysisch-chemische faktoren van de stagnante wateren in het rivierengebied zijn correlaties uitgevoerd (Spearman rangcorrelatie toets; Tabel 5.1 t/m 5.3). Deze correlaties zijn gebaseerd op de analyses van de water- en bodemmonsters uit de zomerperiode van 1987/1988.

Uit tabel 5.1 blijkt dat de fysisch-chemische gegevens van de waterkolom uiteenvallen in twee groepen van onderling samenhangende variabelen. De eerste groep bestaat uit variabelen die met de alkaliniteit (ALK) van het water samenhangen, namelijk pH, aciditeit (AC) en het Ca- gehalte. De alkaliniteit, die bij een neutrale tot licht alkalische pH (7,3 - 8,5) gelijkgesteld kan worden aan het HCO3-gehalte, is sterk positief gecorreleerd met het Ca- gehalte van de waterkolom ($p < 0,001$). Verder is de alkaliniteit positief gecorreleerd met de metaalionen Fe, Mn en Zn.

De tweede groep bestaat uit parameters die sterk met de saliniteit (SAL) gecorreleerd zijn. Hiertoe behoren het electrisch geleidings vermogen (EGVw), de ionen Na, Cl, Ca, Mg en de alkaliniteit. Met name Na en Cl zijn sterk positief met elkaar gecorreleerd ($p < 0,001$).

De fysisch-chemische parameters van het interstitieel bodemwater vertonen onderling minder correlaties dan de parameters uit de waterkolom (Tabel 5.2). Onderling sterk correlerende faktoren uit het

interstitieel bodemwater hangen samen met de saliniteit. Sterke positieve correlaties ($p < 0{,}001$) zijn gevonden tussen de saliniteit en het Ca-, Mg- en Na- gehalte van het interstitieel water. Matig positieve correlaties ($0{,}001 < p < 0{,}01$) zijn gevonden met de alkaliniteit en K-, Cl- en Si- concentraties. Ook hier zijn Na en Cl sterk positief met elkaar gecorreleerd. Twee andere faktoren die een sterke onderlinge correlatie ($p < 0{,}001$) vertonen zijn het watergehalte (PWC) en het organisch stofgehalte (POM) van de bodem. Deze faktoren vertonen ongeveer hetzelfde beeld in de correlatietabel (Tabel 5.2). Bij een afname van het organisch stofgehalte wordt het watervasthoudend vermogen geringer. Hogere waarden van POM en PWC gaan samen met hogere alkaliniteits- en lagere pH-, NO3- en oPO4- gehaltes van het interstitieel bodemwater.

Tabel 5.1. Onderlinge correlaties tussen fysisch-chemische parameters van de waterkolom (Spearman rangcorrelatie toets).
* = eigencorrelatie; p = mate van significantie; +++/ ---: $p < 0{,}001$; ++/--: $0{,}001 < p < 0{,}01$; +/-: $0{,}01 < p < 0{,}05$ (n = 101 waarnemingen), + = positieve, - = negatieve correlatie, . = niet significant.

	pH	ALK	AC	EGVw	SAL	Ca	Mg	Na	K	NH4	NO3	oPO4	SO4	Cl	Al	Fe	Mn	Zn	Si	TURB
pH	*																			
ALK	--	*																		
AC	---	++	*																	
EGVw	.	++	.	*																
SAL	.	++	.	+++	*															
Ca	--	+++	+	+++	+++	*														
Mg	.	++	.	++	++	++	*													
Na	.	.	-	++	++	.	++	*												
K	.	.	.	+	+	.	+	++	*											
NH4	-	.	+	+	.	.	.	.	+	*										
NO3	.	-	.	.	.	-	-	+	+	.	*									
PO4	-	+	+	+	+	+	.	.	+	++	.	*								
SO4	+	-	-	+	.	.	+	++	+	.	++	.	*							
Cl	.	.	-	+++	++	.	++	+++	++	.	+	.	++	*						
Al	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	*					
Fe	--	++	+	.	+	+	.	.	+	+	-	.	-	.	+	*				
Mn	--	++	+	+	++	++	.	.	.	++	-	+	-	.	.	++	*			
Zn	-	+	+	+	+	++	.	.	.	+	-	+	--	.	.	++	++	*		
Si	--	++	+	+	+	++	.	.	.	.	.	.	-	.	.	+	++	+	*	
TURB	.	.	.	.	+	.	.	+	+	+	.	+	.	+	+	+	+	.	.	*

Onderlinge correlaties tussen fysisch-chemische faktoren uit de waterkolom en de bodem zijn weergegeven in tabel 5.3. Uit deze tabel blijkt dat de sterkst positieve correlaties ($p < 0{,}001$) gevonden zijn tussen Na en Cl in bodem en waterkolom. Minder sterk positieve correlaties ($0{,}001 < p < 0{,}01$) met Na en Cl in bodem en waterkolom vertonen de electrische geleidbaarheid (EGVw), de saliniteit (SAL) en de dominante ionen Mg, K en SO4. Verder blijken alkaliniteit (ALK) en NO3 in de bodem matig sterk gecorreleerd te zijn met dezelfde parameters uit de waterkolom.

Tabel 5.2. Onderlinge correlaties tussen fysisch-chemische parameters van het interstitieel bodemwater (Spearman rangcorrelatie toets).
* = eigencorrelatie; p = mate van significantie; +++/ ---: p < 0,001; ++/--: 0,001 < p < 0,01; +/-: 0,01 < p < 0,05 (n = 101 waarnemingen), + = positieve, - = negatieve correlatie, . = niet significant.

	pH	ALK	SAL	Ca	Mg	Na	K	NH4	NO3	oPO4	Cl	Al	Fe	Mn	Zn	Si	POM	PWC
pH	*																	
ALK	.	*																
SAL	.	++	*															
Ca	.	+	+++	*														
Mg	+	+	+++	+++	*													
Na	.	+	+++	+	++	*												
K	.	.	++	+	++	+	*											
NH4	-	+	+	.	.	.	++	*										
NO3	.	-	.	.	+	.	+	.	*									
PO4	+	-	+	.	.	+	.	.	+	*								
Cl	+	.	++	.	+	+++	+	.	.	++	*							
Al	.	-	.	.	.	.	+	.	+	+	.	*						
Fe	-	.	.	.	-	.	+	+	.	+	.	++	*					
Mn	--	+	.	.	.	.	+	++	-	.	.	.	++	*				
Zn	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	+	*			
Si	.	+	++	.	.	++	+	++	.	++	+	+	++	++	+	*		
POM	-	++	.	.	.	.	.	.	-	-	.	--	-	.	.	.	*	
PWC	-	++	.	.	.	.	.	.	--	--	-	--	-	.	-	.	+++	*

Tabel 5.3. Onderlinge correlaties tussen fysisch-chemische parameters van de waterkolom en het interstitieel bodemwater (Spearman rangcorrelatie toets).
p = mate van significantie; +++/ ---: p < 0,001; ++/--: 0,001 < p < 0,01; +/-: 0,01 < p < 0,05 (n = 101 waarnemingen), + = positieve, - = negatieve correlatie, . = niet significant.

		WATERKOLOM																			
		pH	ALK	AC	EGVw	SAL	Ca	Mg	Na	K	NH4	NO3	oPO4	SO4	Cl	Al	Fe	Mn	Zn	Si	TURB
I	pH	.	.	.	+	+	.	+	+	.	.	.	.	+	+	.	-	.	.	.	.
N	ALK	.	++	+	+	+	+	+	+	.	.	.	.	.	+	+	+	+	.	.	.
T	SAL	.	.	.	+	+	.	+	++	++	.	.	.	+	++	.	.	.	-	-	.
E	Ca	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	+	+	.	.	.	-	.	.
R	Mg	+	.	-	.	.	.	++	+	+	.	.	.	+	+	.	.	-	-	-	.
S	Na	.	.	-	++	++	.	++	+++	++	+	.	.	+	+++	+	.	.	.	-	+
T	K	.	-	.	.	.	-	.	.	+	.	+	.	+	.	+	.	.	-	-	.
I	NH4	.	-	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	-	.	.
T	NO3	.	--	-	.	.	--	.	.	.	.	++	.	++	.	.	.	-	--	.	.
I	PO4	.	-	.	+	.	.	.	+	+	+	+	+	+	+	.	-	.	.	.	.
E	Cl	.	.	.	++	++	.	++	+++	++	+	+	.	++	+++	.	.	.	.	-	+
E	Al	+	-	-	.	-	-	.	.	.	.	+	.	+	.	.	-	-	-	-	.
L	Fe	.	.	.	.	.	.	-	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.
	Mn	.	.	+	.	.	.	-	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
W	Zn	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	+	.	+
A	Si	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.
T	POM	-	+	+	.	+	+	.	.	.	.	-	.	-	.	.	+	+	.	.	+
E	PWC	-	++	+	.	.	+	.	.	.	.	--	.	-	.	.	+	+	+	+	.
R																					

5.3. Fysisch-chemische typering stagnante wateren

In deze paragraaf worden met behulp van een multivariate analyse methode (PCA) sleutelparameters achterhaald waarmee de stagnante wateren op grond van de gemeten fysisch-chemische faktoren getypeerd kunnen worden. Door deze analyse toe te passen op de fysisch-chemische gegevens wordt het mogelijk om de vele variabelen van water- en bodemsamenstelling te reduceren tot een beperkt aantal hoofdcomponenten. De lokaties worden op grond van de water- en bodemsamenstelling in een meerdimensionale puntenwolk weergegeven. Deze puntenwolk wordt vervolgens in een tweedimensionale figuur geprojecteerd, waarbij de principale assen corresponderen met een aantal hoofdcomponenten. Door correlaties met de verschillende principale assen uit te voeren kunnen de parameters geïdentificeerd worden die de grootste bijdrage leveren aan de variatie in water- en bodemsamenstelling.

Het resultaat van de Principale Componenten Analyse van de lokaties op grond van de fysisch-chemische water- en bodemsamenstelling is weergegeven in de figuren 5.1 en 5.2.

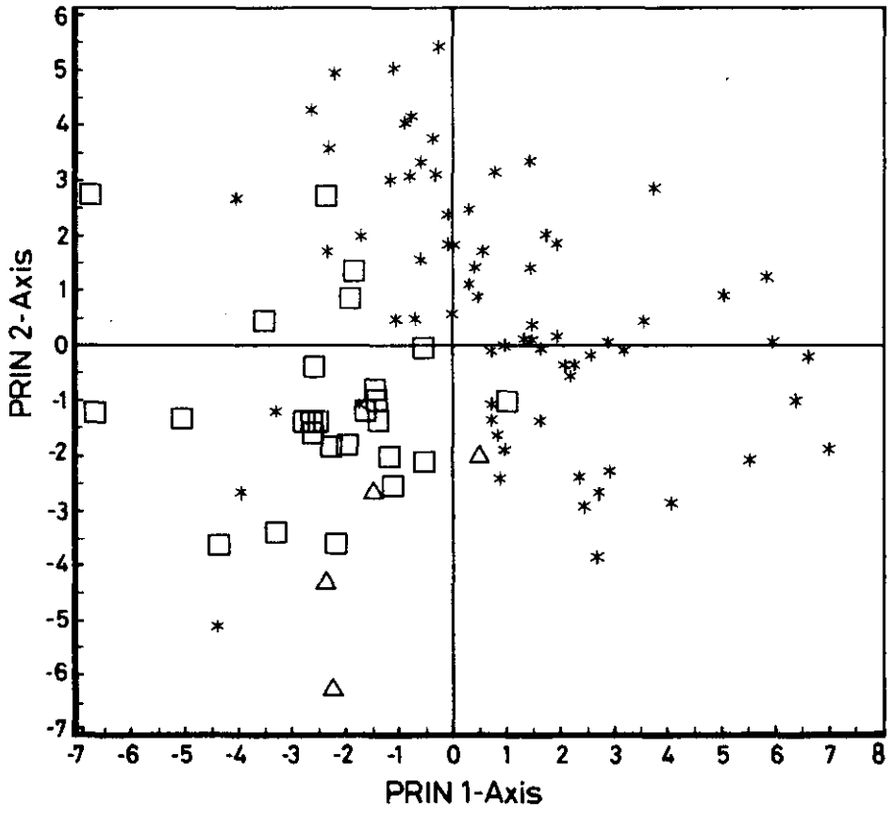

Fig. 5.1. Biplot van de eerste en tweede principale as van een Principale Componenten Analyse op grond van fysisch-chemische parameters. Sterren: Rijnlokaties, vierkantjes: Maaslokaties en driehoekjes: geïsoleerde plassen.

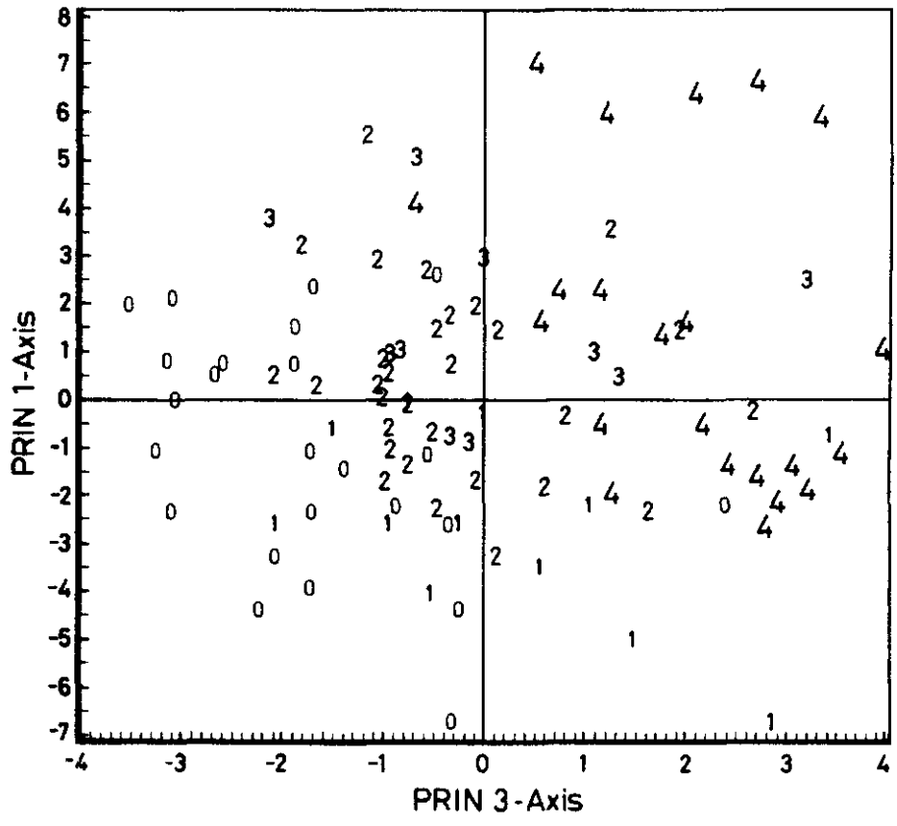

Fig. 5.2. Biplot van de eerste en derde principale as van een Principale Componenten Analyse op grond van fysisch-chemische parameters. Cijfers geven inundatieklassen weer (zie Tabel 2.5).

Uit figuur 5.1 blijkt dat de lokaties met betrekking tot het riviersysteem waartoe ze behoren voornamelijk langs de eerste (prin1) en in mindere mate langs de tweede (prin2) principale as gescheiden worden. Dit betekent dat Maas- en Rijnwateren over het algemeen een verschillende water- en bodemkwaliteit bezitten. Figuur 5.2 laat zien dat de lokaties op grond van de inundatiefrequentie over de derde principale as (prin3) gescheiden worden. Dit houdt in dat frequent geïnundeerde lokaties een andere water- en bodemkwaliteit bezitten dan minder frequent overstroomde lokaties. Om te achterhalen welke fysisch-chemische parameters de grootste bijdrage aan deze verschillen leveren zijn correlaties met de principale assen uitgevoerd (Tabel 5.4).

Tabel 5.4. Significante correlaties van de eerste drie principale assen met fysisch-chemische parameters van water (w) en bodem (b) (Spearman rangcorrelatie toets).
c.c.: correlatiecoëfficient; p = mate van significantie; +++/ ---: $p < 0{,}001$; ++/--: $0{,}001 < p < 0{,}01$; +/-: $0{,}01 < p < 0{,}05$ (n = 101 waarnemingen), + = positieve, - = negatieve correlatie.

prin1-as			prin2-as			prin3-as		
variabele	c.c.	p	variabele	c.c.	p	variabele	c.c.	p
Nab	0,89	+++	ALKw	0,85	+++	INUN	0,65	+++
Naw	0,87	+++	Caw	0,82	+++	Feb	0,53	+++
Clw	0,87	+++	SALw	0,72	+++	NH4w	0,50	+++
Clb	0,86	+++	Mnw	0,72	+++	oPO4w	0,47	+++
SALb	0,78	+++	EGVw	0,61	+++	oPO4b	0,46	+++
EGVw	0,63	+++	PWC	0,56	+++	Znb	0,40	+++
Kw	0,62	+++	Siw	0,56	+++	Znw	0,39	+++
Mgb	0,61	+++	Few	0,54	+++	NO3w	0,32	+++
SALw	0,55	+++	Znw	0,53	+++	pHw	-0,31	---
SO4w	0,55	+++	ACw	0,52	+++	ALKb	-0,40	---
Mgw	0,50	+++	ALKb	0,46	+++	Mgw	-0,44	---
oPO4b	0,47	+++	Mgw	0,42	+++	Cab	-0,54	---
Cab	0,39	+++	Kb	-0,33	---	Mgb	-0,61	---
Kb	0,39	+++	NO3w	-0,35	---			
pHb	0,39	+++	NO3b	-0,47	---			
Sib	0,37	+++	Alb	-0,54	---			
INUN	0,35	+++	pHw	-0,58	---			
NO3w	0,35	+++						
TURB	0,30	++						

Uit tabel 5.4 blijkt dat bij de eerste as de variatie voornamelijk bepaald wordt door het Na- en Cl-gehalte en de hieraan gerelateerde faktoren saliniteit (SAL) en elektrische geleidbaarheid (EGVw) van de waterkolom (w) en van het interstitieel bodemwater (b). Ook andere dominante ionen zoals K, Mg en SO4 correleren sterk met de eerste as. Aangezien de lokaties op grond van hun geografische ligging (Rijn- of Maassysteem) voornamelijk over de eerste as gescheiden worden, betekent dit dat lokaties binnen het Rijnsysteem over het algemeen een hogere saliniteit, geleidbaarheid, Na-, Cl-, K-, Mg- en SO4- concentraties van de waterkolom en het bodemwater bezitten dan lokaties binnen het Maassysteem.
De tweede as (prin2) weerspiegelt de variatie die voornamelijk bepaald wordt door parameters die aan de pH gerelateerd zijn, zoals alkaliniteit, aciditeit, Ca-, Si-, Mn-, Fe-, Zn- concentraties, en parameters die met de saliniteit (SAL) gecorreleerd zijn (EGVw). Deze as levert eveneens een bijdrage aan de scheiding van het Rijn- en Maassysteem, zij het in mindere mate dan de eerste as.
De derde as (prin3) is het sterkst positief gecorreleerd met de inundatiefrequentie (INUN), de trofiegraad (oPO4, NH4 en NO3) en metaalionen als Fe en Zn. Sterk negatieve correlaties zijn gevonden met de Mg- en Ca- concentraties en de alkaliniteit van het bodemwater. Dit betekent dat de meer frequent geïnundeerde lokaties een hogere trofiegraad en gehalte aan metaalionen (Fe en Zn) bezitten, een lagere alkaliniteit en lagere Mg- en Ca-gehaltes.

5.4. Water- en bodemkwaliteit van stagnante wateren per systeem per inundatieklasse

In de voorafgaande paragrafen werd duidelijk dat de water- en de bodemkwaliteit van de onderzochte lokaties in de eerste plaats bepaald worden door het riviersysteem, waarbinnen de wateren gelegen zijn en in de tweede plaats door de frequentie waarmee de wateren geïnundeerd worden. Om te achterhalen welke fysisch-chemische parameters aan het onderscheid tussen de riviersystemen bijdragen zijn zowel de hoogste als de laagste inundatiefrequentieklasse van het Rijn- en het Maassysteem tegen elkaar getoetst (Tabellen 5.5 en 5.6).

Tabel 5.5. Significante verschillen van water- (w) en bodemkwaliteitsparameters (b) van lokaties binnen het Maas- en het Rijnsysteem met de hoogste inundatieklasse (4) (Wilcoxon toets).

Systeem		RIJN			MAAS		
Parameter	p	Afw.	Gem.	s.d.	Afw.	Gem.	s.d.
Clw	***	+	2700	530	-	1430	140
Clb	***	+	3130	1000	-	1520	460
EGVw	***	+	570	100	-	420	50
SALw	***	+	10,1	1,4	-	6,9	0,9
SALb	***	+	19,4	4,2	-	11,6	1,9
Mgw	***	+	420	30	-	290	20
Mgb	***	+	1150	350	-	560	160
Naw	***	+	2270	550	-	1240	190
Nab	***	+	3960	1240	-	1730	520
SO4w	***	+	680	120	-	510	60
Alw	**	+	1,8	1,1	-	0,9	0,2
ALKb	**	+	1,3	0,4	-	0,8	0,3
Cab	**	+	6300	1010	-	4510	1560
Kw	**	+	110	20	-	90	10
Kb	**	+	840	350	-	440	180
pHb	**	-	7,2	-	+	7,6	-
TURB	**	+	9,7	5,6	-	4,0	2,1
Accw	*	-	0,0	0,0	+	0,1	0,1

*** = $p < 0{,}001$; ** = $0{,}001 < p < 0{,}01$; * = $0{,}01 < p < 0{,}05$.
Afw.= afwijking van het hoofdgemiddelde (n = 24); Gem.= gemiddelde (n = 12); s.d. = standaarddeviatie.
Dimensie parameters: Alle ionen in $\mu mol \cdot l^{-1}$, SAL in $mmol \cdot l^{-1}$, EGVw in $\mu S \cdot cm^{-1}$, TURB in ppm, ALK en AC in $meq \cdot l^{-1}$.

Tabel 5.6. Significante verschillen van water- en bodemkwaliteitsparameters van lokaties binnen het Maas- en het Rijnsysteem met de laagste inundatieklasse (0) (Wilcoxon toets).

Systeem		RIJN			MAAS	
Parameter	p	Afw.	Gem.	s.d.	Afw.	Gem.	s.d.
Caw	*	+	1600	600	-	1100	150
Clw	*	+	1840	720	-	800	270
Clb	*	+	1970	820	-	970	550
EGVw	*	+	470	120	-	300	60
SALw	*	+	9,0	2,3	-	5,4	0,9
Mgw	*	+	460	60	-	260	120
Naw	*	+	1420	620	-	700	270
Nab	*	+	2330	970	-	1060	470

*** = $p < 0,001$; ** = $0,001 < p < 0,01$; * = $0,01 < p < 0,05$.
Afw.= afwijking van het hoofdgemiddelde (n=20); Gem.= gemiddelde, Rijnlokaties (n = 16), Maaslokaties (n = 4); s.d.= Standaarddeviatie.
Dimensie parameters: Alle ionen in $\mu mol \cdot l^{-1}$, SAL in $mmol \cdot l^{-1}$, EGVw in $\mu S \cdot cm^{-1}$.

Uit de tabellen 5.5 en 5.6 blijkt dat een aantal fysisch-chemische water- en bodemkwaliteitsparameters van de Rijn en Maas onderlinge verschillen vertonen, zowel van de meest frequent als van de niet-geïnundeerde lokaties. Deze verschillen betreffen vooral de dominante ionen Na, Cl, Ca en Mg alsmede afgeleide parameters als EGVw en de saliniteit. Op de meest frequent geïnundeerde lokaties zijn veruit de meeste verschillen in water- en bodemkwaliteitsparameters vastgesteld (Tabel 5.5). Bij de binnendijkse lokaties blijken uitsluitend de dominante ionen van het interstitiële water en van de waterkolom significante verschillen te vertonen. Overigens valt op dat bij de lokaties uit het Rijnsysteem, zowel de meest frequent als de niet-geïnundeerde wateren, de gemiddelde concentratie voor Cl, Na en Mg in het interstitieel water en de waterkolom ongeveer een factor 2 hoger ligt dan bij de lokaties uit het Maassysteem. Verder geldt dat alle overige variabelen (uitgezonderd de bodem pH en de aciditeit) in het Rijnsysteem gemiddeld een hogere waarde hebben dan in het Maassysteem.

Uit de multivariate analyse van de water- en bodemparameters (zie paragraaf 5.2.) blijkt dat naast het riviersysteem waartoe de lokaties behoren tevens de inundatiefrequentie een invloed uitoefent op deze parameters. Om de onderscheidende parameters te achterhalen zijn een trendanalyse (Toets van Terpstra) en andere statistische toetsen (Kruskal-Wallis toets; Wilcoxon toets) uitgevoerd op fysisch-chemische parameters binnen inundatieklassen voor het Maas- en Rijnsysteem (Tabellen 5.7 en 5.8).

Tabel 5.7. Significante verschillen en trends in fysisch-chemische parameters van inundatieklassen (zie Tabel 2.5) binnen het Rijnsysteem (n = 70 waarnemingen).

Toets:	Kruskal-Wallis	Wilcoxon		Terpstra
Parameter		klasse(n)	klasse(n)	
		STIJGENDE TREND		
NO3w	***	0,2,3	-------> 4	+++
oPO4w	***	0	-------> 1,2,3,4	++
		2	-------> 4	
oPO4b	***	0	-------> 1,2,3,4	+++
		1,2	-------> 4	
Naw	**	0,1,2,3	-------> 4	+++
		1	-------> 3	
Nab	**	0,1,2	-------> 4	+++
		0,1	-------> 3	
		1	-------> 2	
Sib	**	0,1,2	-------> 4	+++
		1	-------> 2	
Clw	**	0,1,2,3	-------> 4	+++
Clb	**	0,1	-------> 4	+++
Feb	**	0,2,3	-------> 4	++
NH4w	**	0	-------> 1,2,3,4	++
TURB	**	0	-------> 2,3,4	+++
Alb	*	0,1,2,3	-------> 4	+++
SO4w	*	1,2,3	-------> 4	++
Kw	*	0	-------> 2,3,4	+
Kb	*	0,1	-------> 4	+++
		1	-------> 3	
SALb	*	0,1,2	-------> 3	++
		1	-------> 3	
		DALENDE TREND		
ACw	***	0,2,3,4	-------> 1	--
		4	-------> 2	
ALKw	*	4	-------> 0,1,2	-
		GEEN TREND		
pH	**	0,2,3,4	-------> 1	.
Znw	**	0	-------> 1,2,3	.
		4	-------> 1	
Few	*	0	-------> 1	.
		4	-------> 1,2	
NO3b	*	2	-------> 4	.

Kruskal-Wallis: *** = p < 0,001; ** = 0,001 < p < 0,01; * = 0,01 < p < 0,05;
Wilcoxon: ---> richting naar een klasse met een significant hoger gemiddelde;
Terpstra: +++/ ---: p < 0,001; ++/--: 0,001 < p < 0,01; +/-: 0,01 < p < 0,05; .: geen trend aanwezig.
+ = stijgende, - = dalende trend.

Tabel 5.8. Significante verschillen en trends in fysisch-chemische parameters van inundatieklassen (zie tabel 2.5) binnen het Maassysteem (n = 26 waarnemingen).

Toets:	Kruskal-Wallis	Wilcoxon		Terpstra
Parameter		klasse(n)	klasse(n)	
		STIJGENDE TREND		
Clw	***	0,1,2	-------> 4	+++
oPO4b	***	0,1	-------> 4	++
		1	-------> 2	
Naw	**	0,1,2	-------> 4	++
oPO4w	**	0,2	-------> 4	+
NO3w	**	0,1	-------> 4	+
Sib	*	0,1	-------> 4	+++
EGVw	*	0,1	-------> 4	++
Znb	*	0	-------> 4	++
Mgw	*	1,2	-------> 4	+
Clb	*	1,2	-------> 4	+
SALw	*	0	-------> 4	+
Mnb	*	0,1	-------> 2	++
		GEEN TREND		
TURB	**	0,2,4	-------> 1	.
Kb	*	4	-------> 2	.
SO4w	*	1	-------> 4	.
PWC	*	4	-------> 1	.
Alb	*	2	-------> 4	.
Few	*	0,4	-------> 2	.
		4	-------> 1	

Kruskal-Wallis: *** = $p < 0{,}001$; ** = $0{,}001 < p < 0{,}01$; * = $0{,}01 < p < 0{,}05$;
Wilcoxon: ---> richting naar een klasse met een significant hoger gemiddelde;
Terpstra: +++/ ---: $p < 0{,}001$; ++/--: $0{,}001 < p < 0{,}01$; +/-: $0{,}01 < p < 0{,}05$; .: geen trend aanwezig.
+ = stijgende, - = dalende trend.

Uit de tabellen 5.7 en 5.8 blijkt dat de volgende parameters significant volgens een trend toenemen bij een toenemende inundatiefrequentie van de onderzochte lokaties, zowel binnen het Rijn- als binnen het Maassysteem: Na, Cl en oPO4 (zowel van waterkolom als van bodemwater), NO3 (waterkolom) en Si (bodemwater). Parameters die een dalende trend vertonen zijn alkaliniteit en aciditeit, deze zijn het laagst in wateren van de hoogste inundatieklasse. Daarnaast zijn er parameters die weliswaar geen trend vertonen, maar die significant hoger zijn in de hoogste inundatieklasse (Tabel 5.7 en 5.8): NO3 en Al (bodemwater). In de tabellen 5.9 en 5.10 zijn voor alle parameters gemiddelde waarden en de standaarddeviaties weergegeven per riviersysteem en per inundatieklasse. In fig. 5.3.a. is voor de Rijnlokaties en in fig. 5.3.b. voor de Maaslokaties de ionensamenstelling van de waterkolom en het interstitieel bodemwater grafisch weergegeven.

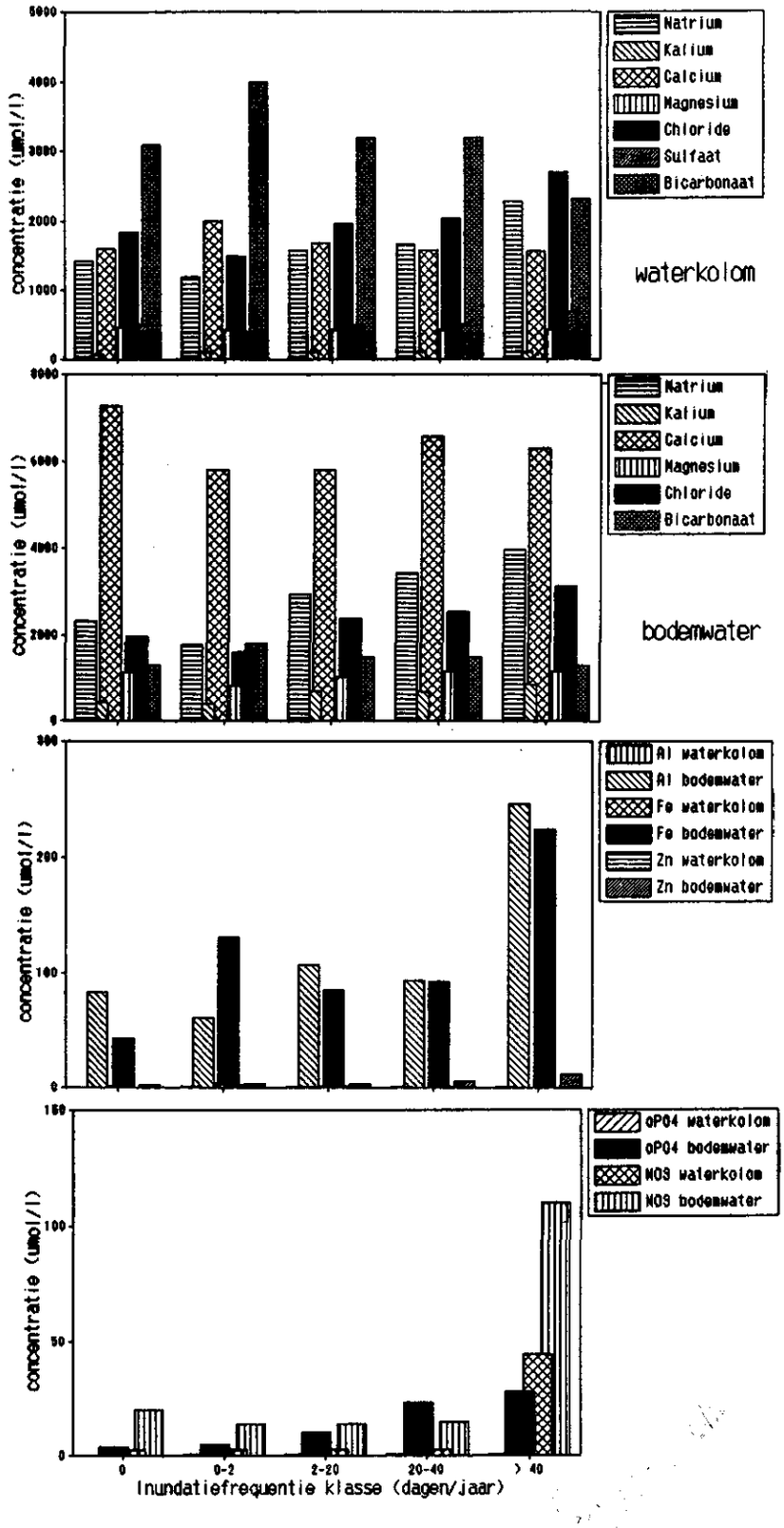

Fig. 5.3.a. Absolute ionenconcentraties binnen de inundatieklassen van de Rijn van waterkolom en bodemwater (zie Tabel 2.5).

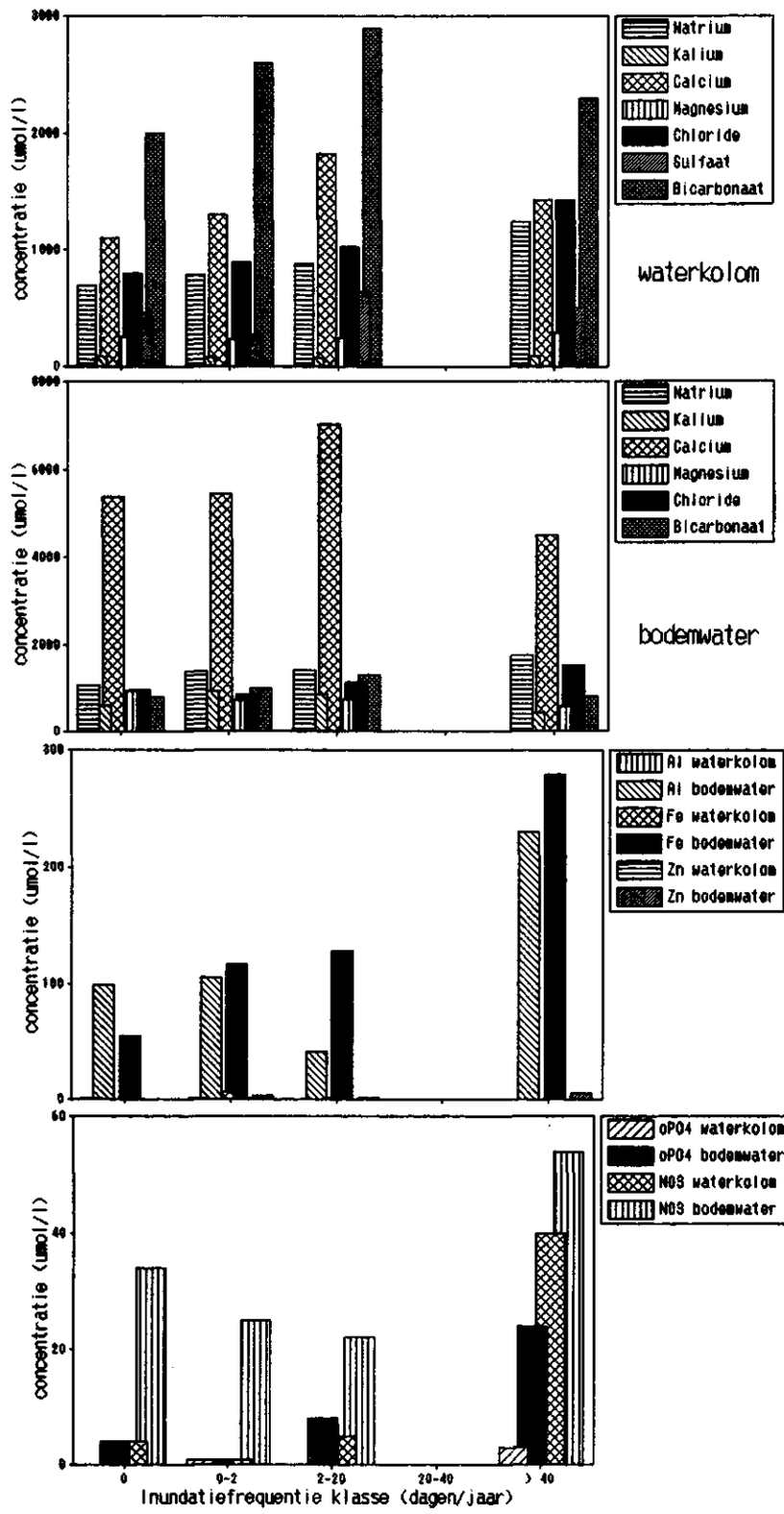

Fig. 5.3.b. Absolute ionenconcentraties binnen de inundatieklassen van de Maas van waterkolom en bodemwater (zie Tabel 2.5).

Tabel 5.9. Gemiddelde waarden en standaarddeviatie van water- en bodemkwaliteitsparameters van lokaties binnen het Rijnsysteem per inundatieklasse.

	RIJNSYSTEEM									
klasse:	0		1		2		3		4	
n:	16		6		26		10		12	
	Gem.	s.d.	Gem.	s.d.	Gem.	s.d.	Gem.	s.d.	Gem.	s.d.
Naw	1420	620	1200	500	1580	380	1670	290	2270	550
Nab	2330	970	1780	790	2950	1230	3440	1000	3960	1240
Kw	80	40	120	50	110	20	110	20	110	20
Kb	440	210	400	200	670	500	670	340	840	350
Caw	1600	600	1990	470	1680	440	1570	510	1560	200
Cab	7300	2700	5820	1000	5830	1690	6600	1940	6300	1010
Mgw	460	60	430	60	430	50	420	70	420	30
Mgb	1120	320	810	270	1020	410	1160	380	1150	350
Clw	1840	720	1490	600	1960	480	2030	340	2700	530
Clb	1970	820	1600	630	2380	760	2560	890	3130	1000
HCO3w	3100	1300	4000	1500	3200	1100	3200	1500	2300	200
HCO3b	1300	500	1800	700	1500	400	1500	600	1300	400
SO4w	500	280	400	250	500	130	500	120	680	120
oPO4w	0,5	0,5	1	1	1	3	1	1	1	1
oPO4b	4	3	5	6	10	9	23	39	28	23
NO3w	3	4	3	4	3	6	3	4	44	53
NO3b	29	34	14	15	14	25	15	22	110	134
NH4w	3	3	15	13	10	13	16	13	15	14
NH4b	280	280	420	400	540	430	570	350	1170	1750
pHw	8,2	0,4	7,6	0,1	8,1	0,3	8,1	0,3	8,1	0,2
pHb	7,7	0,2	7,4	0,5	7,7	0,3	7,6	0,2	7,8	0,3
ALKw	3,1	1,3	4,0	1,5	3,2	1,1	3,2	1,5	2,3	0,2
ALKb	1,3	0,5	1,8	0,7	1,5	0,4	1,5	0,6	1,3	0,4
ACw	0,0	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0
Alw	0,5	0,5	2	2	2	1	2	0,5	2	1
Alb	83	87	61	24	107	174	94	68	246	186
Few	2	3	4	4	2	2	1	1	1	1
Feb	43	32	131	139	85	99	93	98	224	202
Mnw	3	4	5	5	3	3	3	5	1	1
Mnb	34	33	63	72	50	40	88	74	55	51
Znw	1	1	3	1	2	1	2	1	1	1
Znb	3	4	4	4	4	5	6	3	12	15
Siw	46	50	82	98	42	45	18	19	22	25
Sib	420	260	430	150	610	350	710	430	860	360
SALw	9,0	2,3	9,8	1,7	9,5	1,3	9,5	2,1	10,1	1,4
SALb	15,3	4,1	13,3	2,6	15,7	4,1	17,6	4,8	19,4	4,2
EGVw	470	120	510	70	520	60	530	70	570	100
TURB	5	5	5	2	12	14	13	11	10	6
POMb	7	8	10	9	7	5	7	5	4	4
PWCb	37	17	50	22	40	15	36	14	27	8

Gem.= gemiddelde; s.d. = standaarddeviatie; n = aantal lokaties; klasse = inundatieklasse volgens tabel 2.5.
Dimensie parameters: alle ionen in $\mu mol \cdot l^{-1}$, SAL in $mmol \cdot l^{-1}$, EGVw in $\mu S \cdot cm^{-1}$, TURB in ppm, ALK en AC in $meq \cdot l^{-1}$, POMb en PWCb in %, pH in pH-eenheden.

Tabel 5.10. Gemiddelde waarden en standaarddeviatie van water- en bodemkwaliteitsparameters van lokaties binnen het Maassysteem per inundatieklasse.

MAASSYSTEEM								
klasse:	0		1		2		4	
n:	4		6		4		12	
	Gem.	s.d.	Gem.	s.d.	Gem.	s.d.	Gem.	s.d.
Naw	700	270	790	300	880	190	1240	190
Nab	1060	470	1390	800	1410	160	1730	520
Kw	90	30	80	15	80	20	90	10
Kb	600	300	920	570	850	310	440	180
Caw	1100	150	1300	200	1820	760	1430	160
Cab	5400	2850	5450	2700	7030	2730	4510	1560
Mgw	260	120	240	30	250	20	290	20
Mgb	940	820	720	340	750	270	560	160
Clw	800	270	890	280	1030	280	1430	140
Clb	970	550	850	410	1120	230	1520	460
HCO3w	2000	400	2600	500	2900	700	2300	400
HCO3b	800	600	1000	800	1300	700	800	300
SO4w	470	150	280	180	640	340	510	60
oPO4w	0,2	0,1	1	0,5	0,2	0,1	3	3
oPO4b	4	2	1	0,5	8	7	24	31
NO3w	4	4	1	2	5	3	40	70
NO3b	34	28	25	38	22	42	54	51
NH4w	3	2	9	8	6	4	8	5
NH4b	510	430	500	670	1440	870	640	580
pHw	8,0	0,2	7,8	0,4	7,7	0,3	8,0	0,4
pHb	7,4	0,3	7,2	0,3	7,3	0,3	7,4	0,3
ALKw	2,0	0,4	2,6	0,5	2,9	0,7	2,3	0,4
ALKb	0,8	0,6	1,0	0,8	1,3	0,7	0,8	0,3
ACw	0,0	0,0	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1
Alw	1,5	1	2	1	1	1	1	0,5
Alb	99	74	105	95	41	32	230	200
Few	1	0	7	11	2	1	1	1
Feb	55	38	117	141	128	95	280	270
Mnw	0,2	0,1	7	10	4	5	2	3
Mnb	19	21	44	22	260	230	144	174
Znw	1	1	2	1	1	1	1	1
Znb	1	1	4	7	2	2	6	6
Siw	18	12	55	53	37	25	35	25
Sib	275	242	350	100	620	280	710	310
SALw	5,4	0,9	6,2	0,9	7,7	2,3	7,4	0,9
SALb	10,8	5,6	11,5	4,7	15,0	4,6	11,6	1,9
EGVw	300	60	340	40	430	140	420	50
TURB	3	1	11	7	3	2	4	2
POMb	7	8	7	4	6	3	3	2
PWCb	35	18	45	10	40	14	27	6

Gem.= gemiddelde; s.d. = standaarddeviatie; n = aantal lokaties; klasse = inundatieklasse volgens tabel 2.5.
Dimensie parameters: alle ionen in $\mu mol \cdot l^{-1}$, SAL in $mmol \cdot l^{-1}$, EGVw in $\mu S \cdot cm^{-1}$, TURB in ppm, ALK en AC in $meq \cdot l^{-1}$, POMb en PWCb in %, pH in pH-eenheden.

5.5. Typering op grond van de relatieve ionensamenstelling

In dit onderzoek is voor iedere lokatie een anionen- en een kationenratio berekend. Voor de anionenratio is de som van de dominante anionen Cl, SO4 en HCO3 (in meq.l-1) op 100 % gesteld. Voor de kationenratio is de som van de dominante kationen Na + K, Mg en Ca op 100 % gesteld. De lokaties worden als volgt in een driehoeksdiagram uitgezet: voor ieder ion is vanuit het relatieve percentage op de "eigen" zijde van de driehoek een lijn getrokken evenwijdig aan de zijde tegenover de hoek van het ion. Het punt waar de drie getrokken lijnen elkaar snijden geeft de relatieve ionsamenstelling van het water weer.

In figuur 5.4 is een kationen- en een anionendiagram van alle lokaties weergegeven. Het blijkt dat de meeste wateren tot het CaCO3-type behoren. Opvallend is dat lokaties behorende tot het Rijnsysteem over het algemeen een groter relatief aandeel van het natrium/kalium- en het chloride-ion bezitten dan lokaties uit het Maassysteem.

In figuur 5.5 zijn anionendiagrammen voor Rijn- en Maaslokaties afzonderlijk weergegeven. Tevens is met behulp van cijfers de inundatie-klasse van de lokaties aangegeven. Uit deze figuur blijkt dat de lokaties die een groter relatief aandeel van het chloride-ion bezitten meer frequent geïnundeerd worden dan lokaties die door het (bi-)carbonaat-ion gedomineerd worden.

Om bovenstaande resultaten verder te interpreteren is in Fig. 5.6 een ionendiagram weergegeven, waarin gemiddelde relatieve aniongehaltes zijn uitgezet van de Nederlandse trajecten van de rivieren Rijn en Maas, van de grote Europese rivieren, van de grote rivieren van de gehele wereld en van de huidige neerslagsamenstelling boven Nederland. Deze gegevens dienen als referentie-punten voor de eigen waarnemingen uit de figuren 5.4 en 5.5. Uit Fig. 5.6 blijkt dat de oorspronkelijke anionsamenstelling van de Rijn en Maas vrij sterk overeenkomt met die van een gemiddelde Europese of mondiale rivier. Gemiddeld bezien is in al deze systemen het (bi-)carbonaat-ion het meest dominant (Golterman, 1975).

Wanneer men de tegenwoordige relatieve aniongehaltes van de Rijn en de Maas vergelijkt met die van omstreeks het begin van deze eeuw, dan valt op dat met name het chloridegehalte van beide rivieren enorm is toegenomen. In plaats van (bi-)carbonaat-gedomineerd zijn deze rivieren tegenwoordig chloride-gedomineerd. Bij vergelijking van de figuren 5.5 en 5.6 blijkt dat de huidige relatieve anionsamenstelling van weinig of niet geïnundeerde lokaties uit het Maas- en Rijnsysteem overeenkomt met die van het Maas- en Rijnwater van omstreeks het begin van deze eeuw. De relatieve anionsamenstelling van zeer frequent geïnundeerde lokaties is vergelijkbaar met de tegenwoordige relatieve anionsamenstelling van het rivierwater zelf. Verder blijkt dat de relatieve anionsamenstelling van geïsoleerde, binnendijks gelegen, zandputten over het algemeen een sulfaat-gedomineerde anionsamenstelling hebben en derhalve meer op atmosferisch neerslagwater lijken dan de overige lokaties (Fig. 5.4).

Uit deze resultaten (Fig. 5.5 en 5.6) volgt dat de oorspronkelijke relatieve ionensamenstelling van de rivieren Rijn en Maas het meest met die van niet of weinig geïnundeerde lokaties binnen deze riviersystemen overeenkomt, waardoor deze wateren een refugium voor het oorspronkelijke systeemeigen water vormen. In dit opzicht is het van groot belang deze wateren te beschermen tegen een verhoogde rivierinvloed zolang de huidige waterkwaliteit nog teveel afwijkt van de oorspronkelijke situatie.

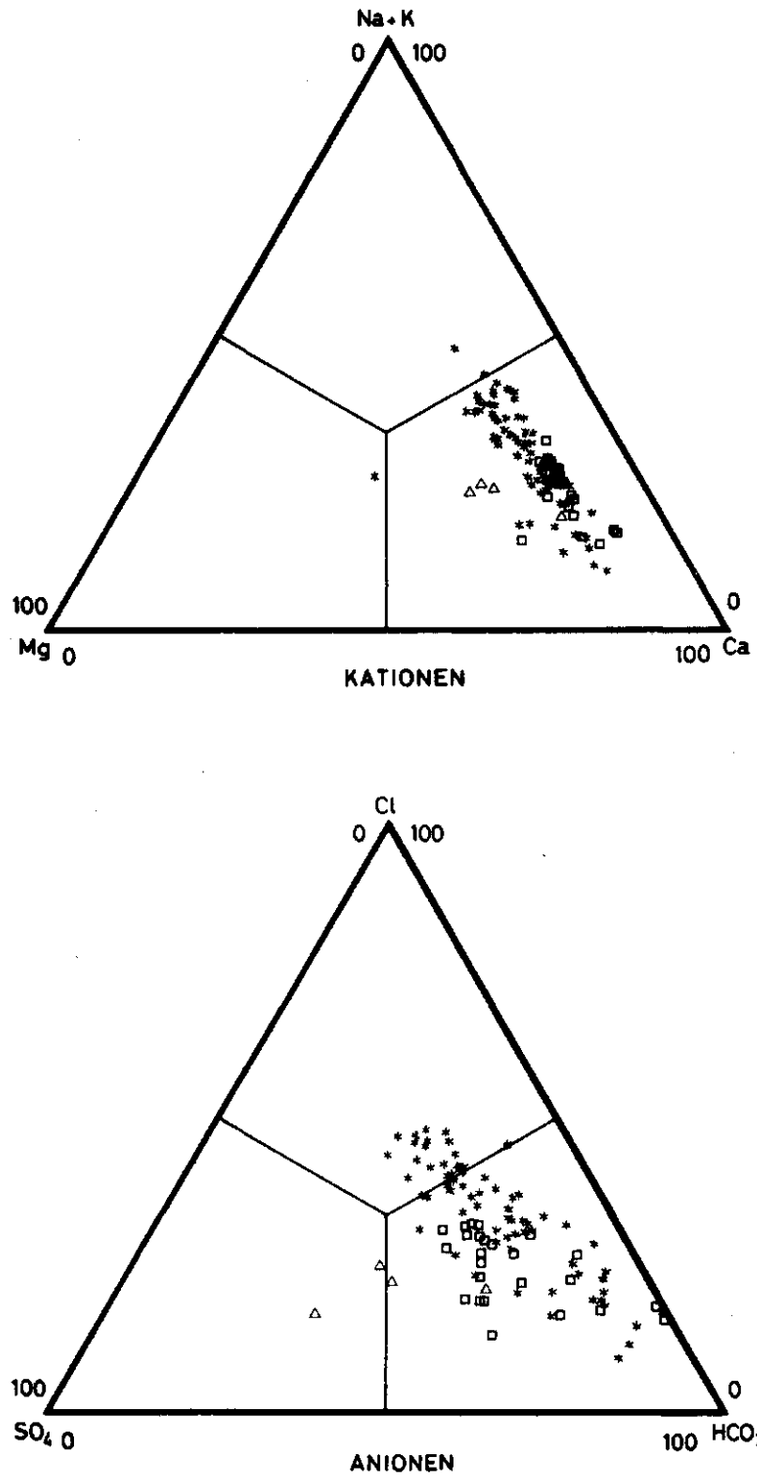

Fig. 5.4. Relatieve ionverhoudingen van de monsterlokaties. Sterren: Rijnlokaties, vierkantjes: Maaslokaties en driehoekjes: binnendijks geïsoleerde plassen.

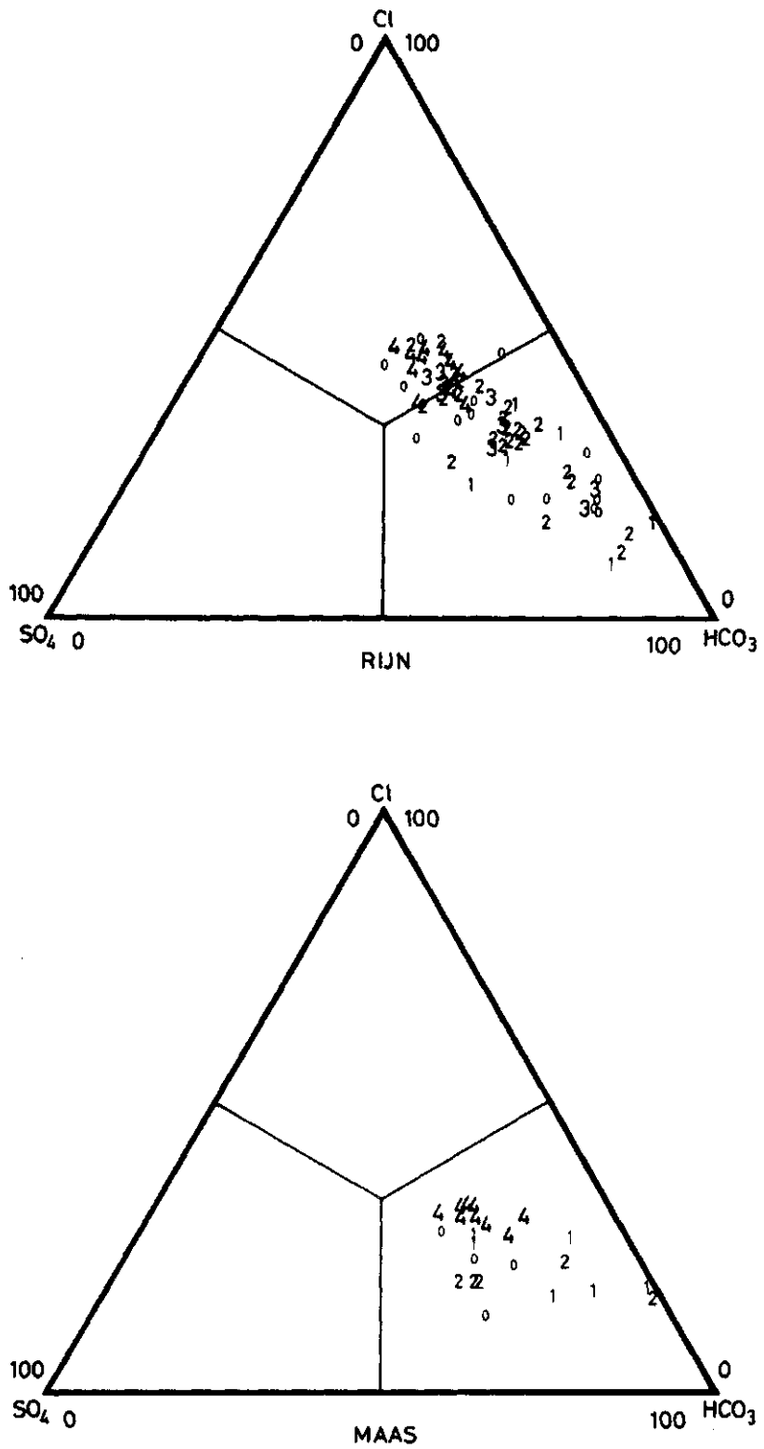

Fig. 5.5. Relatieve anionverhoudingen van de monsterlokaties. Cijfers geven inundatieklassen weer (zie Tabel 2.5).

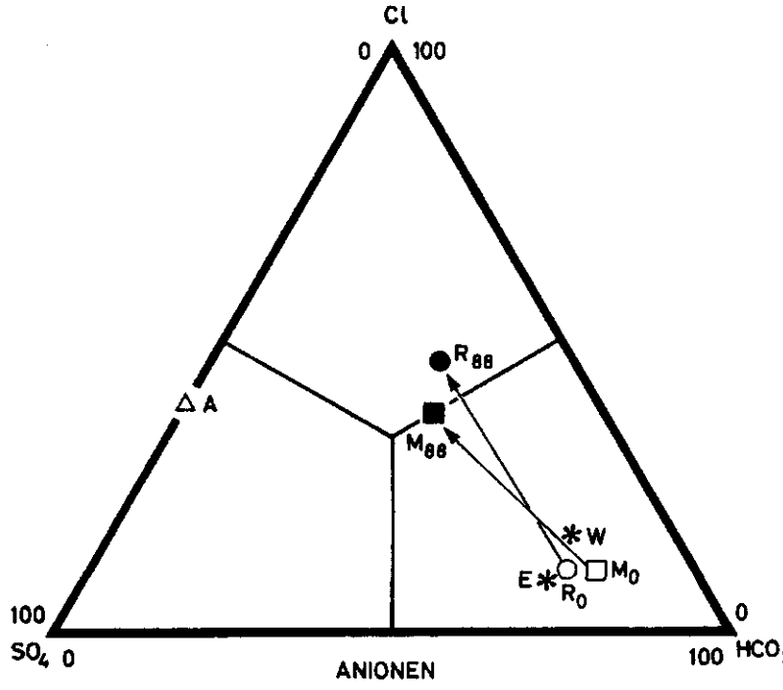

Fig. 5.6. Gemiddelde relatieve anionverhoudingen van de grote rivieren. R0: Rijn omstreeks 1900, R88: Rijn 1988, M0: Maas omstreeks 1900, M88: Maas 1988, E: gemiddelde van Europese rivieren, W: gemiddelde van grote rivieren van de gehele wereld, A: gemiddelde van regenwater over 1980. Bron: R0, M0 (Zuurdeeg, 1980; Zijlstra, 1980); R88, M88 (DBW/RIZA, 1989; Maenen, 1989); E, W (Golterman, 1975), A (Van Wirdum, 1989).

5.6. Seizoensfluktuaties van fysisch-chemische parameters binnen een inundatiegradiënt

Gedurende 1984 zijn een aantal fysisch-chemische parameters van de rivier de Waal ter hoogte van Nijmegen, van de buitendijks gelegen strang de Oude Waal en van een binnendijks gelegen plas gemeten. De ligging van deze lokaties is weergegeven in Fig. 4.2. Hoge waterstanden van de Waal zijn waargenomen gedurende de maanden januari-februari, april, juni, oktober en november 1984 (Fig. 5.7A).

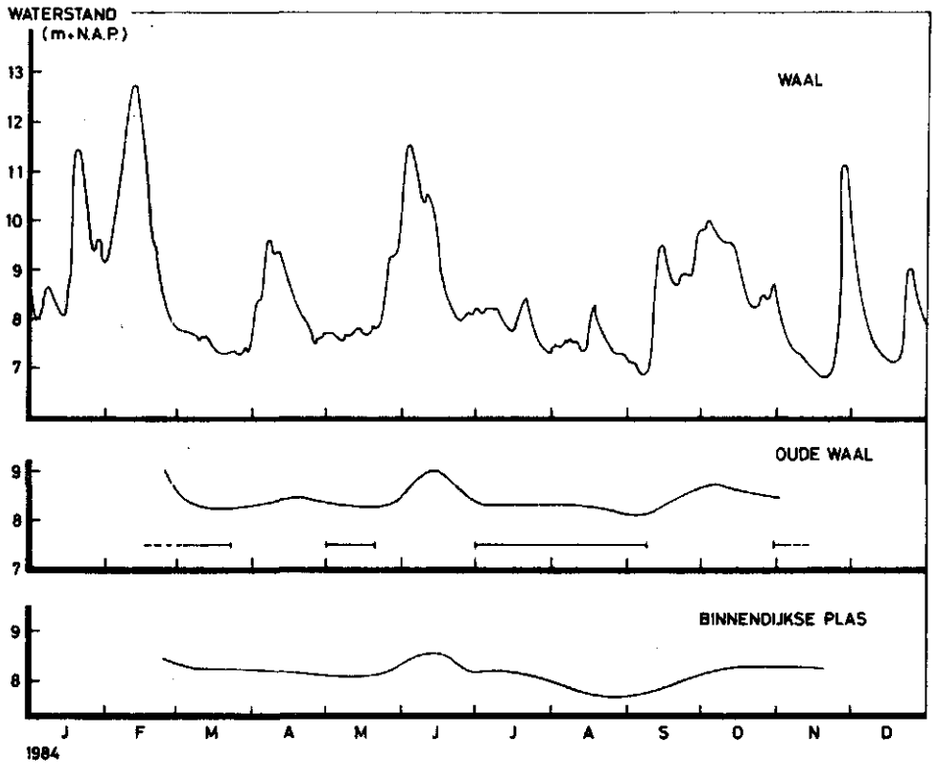

Fig. 5.7A. Waterstandsschommelingen in de Waal, de Oude Waal en een binnendijkse plas.

Gedurende januari-februari werd de Oude Waal overstroomd. Tijdens hoogwaters gedurende de rest van het jaar werd de Oude Waal niet direkt overstroomd; de verhoogde waterstanden gedurende de maanden april, juni, oktober en november werden veroorzaakt door kwel. De binnendijks gelegen plas wordt nooit overstroomd; verhoogde waterstanden in deze plas werden veroorzaakt door kwel.

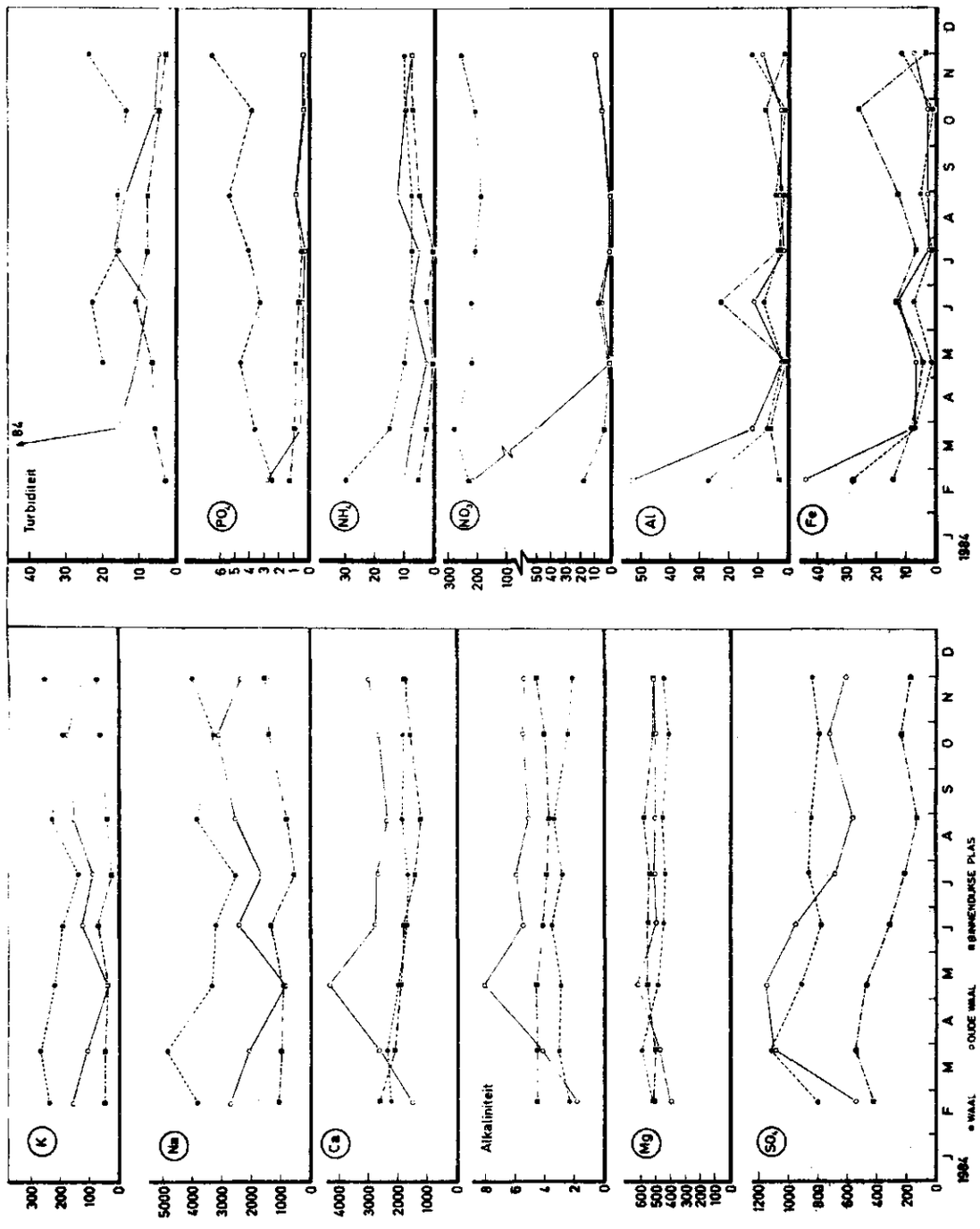

Fig. 5.7B. Fluktuaties in fysisch-chemische parameters van het water van de Waal, de Oude Waal en een binnendijkse plas.

In Fig. 5.7B zijn voor de drie genoemde lokaties seizoensfluktuaties van een aantal fysisch-chemische faktoren gegeven. De dominante conservatieve ionen Na, K en Mg vertonen relatief geringe fluktuaties. De concentraties van deze ionen worden niet of nauwelijks door (bio)chemische processen beïnvloed (Hutchinson, 1957), waardoor deze ionen in principe gebruikt kunnen worden om het optreden van inundatie en kwel te achterhalen. Deze ionen vertonen gedurende het gehele jaar een gradiënt, waarbij de hoogste concentraties in de rivier gemeten zijn en de laagste gehaltes in de binnendijkse plas. Uit het seizoensverloop van de Na-concentraties in de stagnante wateren is de invloed van de rivier via inundatie en kwel af te lezen. De verhoogde Na-concentraties in deze plassen, tijdens de maanden februari, juni en oktober, corresponderen met een verhoogde waterstand op deze lokaties gedurende deze periodes.

De dominante dynamische ionen Ca, HCO3 (Alkaliniteit) en SO4 vertonen in de buitendijks gelegen plas, de Oude Waal, sterke seizoensfluktuaties, terwijl concentraties van deze parameters, zowel van het rivierwater als in de binnendijkse plas, vrij constant blijven gedurende het jaar. Deze ionen worden dynamisch genoemd omdat gehaltes van deze stoffen sterk door (bio)chemische processen beïnvloed kunnen worden (Hutchinson, 1957). Tijdens het voorjaar, van februari tot mei, vindt er in de Oude Waal een sterke toename in de concentraties van Ca, HCO3 en SO4 plaats; vanaf juni treedt er een stabilisatie op (Fig. 5.7B). Deze toename is waarschijnlijk het gevolg van de voorjaarsoverstroming die in de Oude Waal plaatsvindt, gekombineerd met (bio)chemische omzettingen. Door de overstroming vindt opwerveling van bodemmateriaal plaats in deze plas, waardoor een zeer sterke troebeling in de Oude Waal optreedt, hetgeen in Fig. 5.7B te zien is aan het verloop van de turbiditeit.

De voorjaarsoverstroming heeft eveneens een duidelijke invloed op de gehaltes aan oPO4, NO3 en NH4. In de Waal komen deze stoffen gedurende het gehele jaar in hoge concentratie voor, terwijl in de stagnante wateren slechts tijdens het voorjaar hoge concentraties gemeten zijn. Deze verhoogde voorjaarsconcentraties in de Oude Waal zijn enerzijds het gevolg van toevoer van deze stoffen vanuit de rivier en anderzijds het gevolg van uitspoeling vanuit de waterbodem. Tijdens onderzoek in een buitendijkse plas, de Bemmelse Strang, vonden Brock et al. (1983) dat de concentraties van N en P in het interstitieel bodemwater tijdens een voorjaarsoverstroming in eerste instantie afnamen, en na verloop van tijd weer toenamen, terwijl dit in de waterkolom andersom was. Uitspoeling van N en P trad voornamelijk in de bovenste 5 cm van de waterbodem op (Brock et al., 1983).

De metaalionen Fe en Al vertonen vooral verhoogde concentraties in de binnendijks gelegen plas. Deze concentraties stijgen gedurende periodes met hoge rivierwaterstanden, hetgeen betekent dat kwel hierbij waarschijnlijk een rol speelt. Kwelwater is relatief zuurstofarm, waardoor de redoxpotentiaal van de waterbodem wordt verlaagd, zodat ijzer- en aluminiumzouten gereduceerd kunnen worden tot gemakkelijker oplosbare verbindingen.

5.7. Discussie

1. De chemische samenstelling van de waterkolom en het interstitieel bodemwater van de onderzochte lokaties wordt in belangrijke mate bepaald door de dominante ionen Na, K, Ca, Cl, HCO3 (ALK) en SO4 die samen de saliniteit (SAL) bepalen. Zowel in de waterkolom als in het interstitieel bodemwater vertonen het ionenpaar Na en Cl en het ionenpaar Ca en HCO3, een sterke onderlinge correlatie. De concentraties van de conservatieve ionen Na en Cl uit de waterlaag zijn zeer sterk gecorreleerd met dezelfde ionen uit het interstitieel bodemwater. Dit komt doordat enerzijds gehaltes van deze ionen zeer hoog zijn, terwijl anderzijds deze ionen nauwelijks door biologische processen beïnvloed worden.

2. De water- en bodemkwaliteitsparameters van Rijn- en Maaslokaties vertonen onderlinge verschillen met betrekking tot de ionen Na, Cl, Mg, K en SO4, en hierdoor ook met betrekking tot de saliniteit (SAL) en het electrisch geleidingsvermogen (EGVw) (zie Fig. 5.8). Over het algemeen zijn de concentraties van deze ionen in de Rijnlokaties hoger dan in de Maaslokaties. De gehaltes van Na, Cl en Mg zijn 2x zo hoog in de stagnante wateren binnen het Rijnsysteem, vergeleken met die binnen het Maassysteem. Dergelijke verschillen zijn ook gevonden in het zomerbed van Rijn en Maas (Maenen, 1989) en worden veroorzaakt door de hogere zoutconcentraties van het Rijnwater, voornamelijk als gevolg van de zoutlozingen van kalimijnen. Door zoutlozingen is de NaCl-concentratie in de Maas en de Rijn sinds het begin van deze eeuw respectievelijk vervier- tot vertienvoudigd (Van den Brink et al., 1990a,b). Voor de flora en fauna van met name het Rijnsysteem heeft deze toename van het zoutgehalte duidelijke consequenties gehad (Van den Brink & Van der Velde, 1986b; Den Hartog et al., 1989; Maenen, 1989; Van den Brink et al., 1990a; Van der Velde et al., 1990). In de hoofdstukken 6 (vegetatie) en 8 (macrofauna) wordt hier verder op ingegaan.

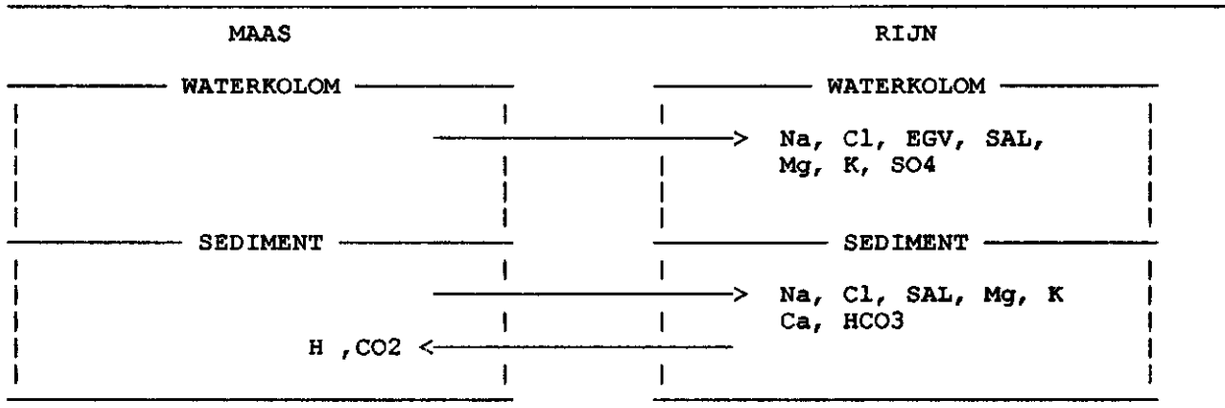

Fig. 5.8. Schema van verschillen in ionconcentraties, saliniteit (SAL) en geleidbaarheid (EGV) tussen Maas- en Rijnlokaties. Pijlen geven richting van de hoogste concentraties weer.

3. De inundatiefrequentie van de lokaties door het rivierwater heeft een zeer sterke invloed op de water- en bodemkwaliteitsparameters (Tabellen 5.7 en 5.8, zie Fig. 5.3 en 5.9). Zowel in de waterkolom als in het bodemwater bestaat er voor een aantal parameters een inundatiegradiënt, met name voor ionen als Na en Cl. Daar de gehaltes van deze ionen niet of nauwelijks door biochemische omzettingen beïnvloed worden, zijn deze ionen bij uitstek als tracer geschikt om de inundatieinvloed te achterhalen. In

het Rijn- en het Maassysteem zijn de concentraties van deze ionen ongeveer 2x zo hoog in de meest frequent geïnundeerde lokaties, vergeleken met de niet- en minst frequent geïnundeerde plassen.

De ionen NO3 en oPO4, die de voedselrijkdom van het water en het interstitieel bodemwater bepalen, vertonen eveneens een gradiënt; beide ionen komen in de meest frequent geïnundeerde lokaties in zeer hoge concentraties voor (zie Tabellen 5.9 en 5.10; Fig. 5.3). Deze hoge gehaltes worden veroorzaakt door de voortdurende aanvoer van eutrofiërende stoffen vanuit de rivieren via overstromingen. In het stroombed van de Rijn en Maas zijn gehaltes aan N en P sinds het begin van deze eeuw enorm gestegen (Scholte Ubing, 1980; Van den Brink et al., 1990a,b), terwijl deze stijging zich nog steeds voortzet (Van Gogh, 1987). In de meest frequent overstroomde lokaties leidt dit tot hypertrofe situaties (Berndt & Neumann, 1985). Effekten van deze hoge N- en P-waarden op flora en fauna worden in de hoofdstukken 6 t/m 8 behandeld.

Tenslotte vertonen ook ionen als Si, Fe, Al, Zn en Mn van het interstitieel bodemwater en NH4 en SO4 van de waterkolom een toename in concentratie bij een hogere inundatiefrequentie van de stagnante wateren. Een omgekeerde inundatiegradiënt vertonen de alkaliniteit en de aciditeit van de waterkolom; deze parameters vertonen de hoogste waarden in de minst frequent geïnundeerde buitendijkse lokaties (Tabellen 5.7 t/m 5.10; Fig. 5.3).

4. Naast verschillen in absolute concentraties bestaan er ook verschillen in de waterkwaliteit van de stagnante wateren op grond van relatieve iongehaltes. Ook hier worden de verschillen veroorzaakt door de herkomst van het water, dat wil zeggen Rijn- of Maaswater, alsmede door de inundatiefrequentie van de lokaties. De meest frequent geïnundeerde lokaties zijn natriumchloride-gedomineerde wateren, terwijl de minst frequent geïnundeerde lokaties van het calciumcarbonaat-type zijn. Op grond van de relatieve anionensamenstelling kan men stellen dat de minst frequent geïnundeerde lokaties een waterkwaliteit bezitten die te vergelijken is met die van het rivierwater (Rijn en Maas) omstreeks het begin van deze eeuw.

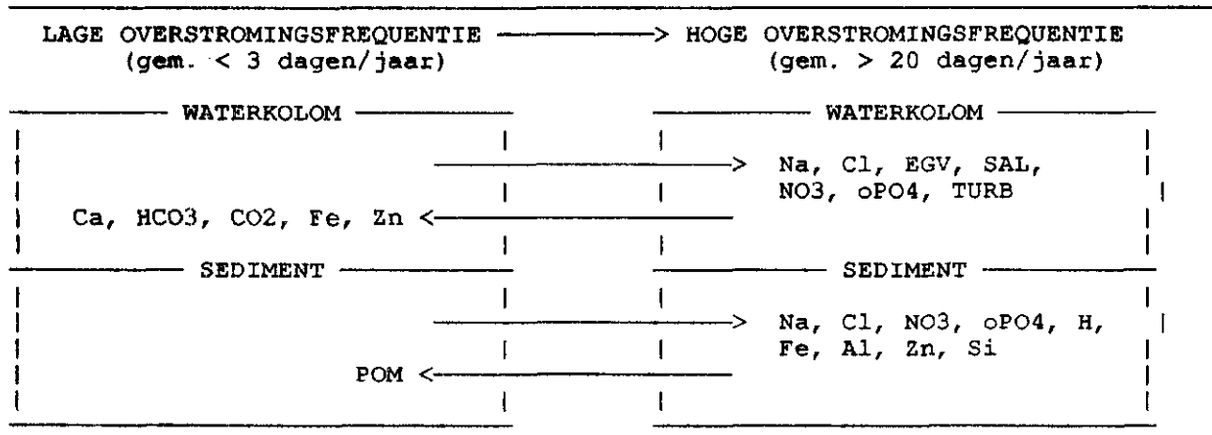

Fig. 5.9. Schema van verschillen in ionconcentraties, saliniteit (SAL), geleidbaarheid (EGV) en organisch stofgehalte (POM) tussen lokaties met een lage en een hoge inundatiefrequentie. Pijlen geven richting van de hoogste concentraties weer.

5. Uit een studie naar seizoensfluktuaties van fysisch-chemische parameters binnen een inundatiegradiënt blijkt dat concentraties van sommige ionen gedurende het jaar vrij constant blijven,

terwijl andere ionen vrij sterke concentratieschommelingen vertonen. Van ionen als Na, K en Cl blijft steeds een concentratiegradiënt met betrekking tot de inundatiefrequentie bestaan, hoewel de gehaltes van deze ionen in de stagnante wateren gedurende het seizoen schommelingen vertonen. De dynamiek van de ionen Ca, HCO3 en SO4 is het grootst in de buitendijkse wateren, die niet in open verbinding met de rivier staan. Effekten als uitspoeling uit de bodem en (bio)chemische omzettingen als oxidatie door opwerveling van bodemmateriaal en reductie door kwel spelen vermoedelijk een belangrijke rol. Tevens worden door overstromingen voedingsstoffen als N en P vanuit de rivier aangevoerd, waardoor het stagnante water voedselrijker wordt. Dit correspondeert met de waarneming dat de hoogste N en P gehaltes zowel in de waterkolom als in het sediment van de meest frequent geïnundeerde lokaties worden gevonden (Tabellen 5.10 en 5.11). Gedurende de zomer worden in de stagnante plassen nutriënten als N en P door waterplanten en algen opgenomen, zodat deze stoffen in de waterkolom nauwelijks detecteerbaar zijn. In de herfst en winter komen deze stoffen door afbraak weer vrij (o.a. Brock, 1985). In de meest frequent overstroomde lokaties, evenals in de wateren die in open verbinding met de rivier staan, is de aanvoer van N en P hoger dan de opname door waterplanten en algen.

Hoofdstuk 6

VEGETATIE

6.1. Inleiding

In dit hoofdstuk wordt een klassifikatie en een typering van de stagnante wateren gegeven op grond van de aquatische vegetatie. Onder aquatische vegetatie wordt hier verstaan: waterplanten en helofyten (voor definities zie paragraaf 2.4.). Omdat de struktuur van waterplantenvegetaties de samenstelling van aquatische levensgemeenschappen sterk bepaalt, worden waterplanten veelal naar groeivorm ingedeeld (Den Hartog & Van der Velde, 1988). In figuur 6.1 staat een overzicht van de groeivormen van de gevonden waterplanten.

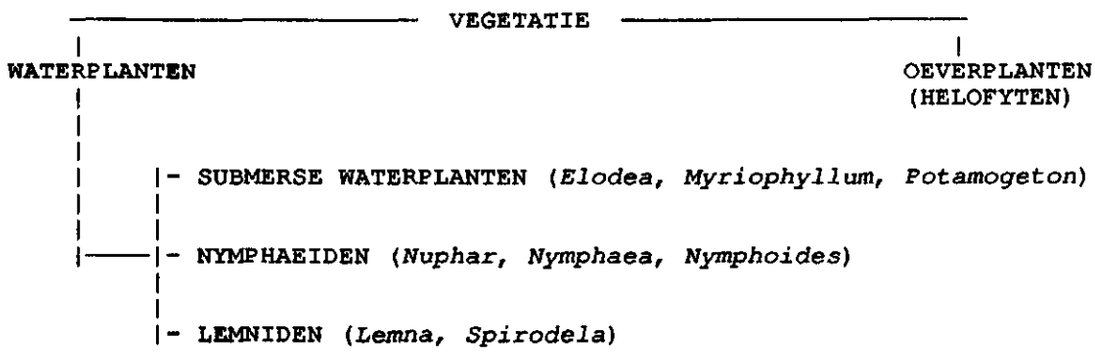

Fig. 6.1. Schema van groeivormen van de aangetroffen planten.

Om de belangrijkste omgevingsfaktoren te achterhalen die verantwoordelijk zijn voor de samenstelling van de vegetatie binnen de onderzochte wateren is in paragraaf 6.2. een multivariate analyse uitgevoerd. Hiervoor is de Principale Componenten Analyse (PCA) toegepast. Om de wateren op basis van de soortensamenstelling van de vegetatie te kunnen groeperen is in paragraaf 6.3. een hierarchische clustering uitgevoerd. Om indicatieve soorten, d.w.z. soorten die kenmerkend voor een bepaalde groep wateren zijn, binnen deze clusters te achterhalen is de Fisher's exact toets gebruikt (paragraaf 6.3.). Naast deze indirekte gradiëntanalyses is in paragraaf 6.4. een correlatief onderzoek uitgevoerd. M.b.v. de Spearman rangcorrelatietoets zijn de struktuurrijkdom en de bedekkingsgraad van de aquatische vegetatie van de verschillende lokaties aan onderscheidende fysisch-chemische parameters gerelateerd.

Voor de computerverwerking van de vegetatie-gegevens zijn 15 lokaties uit het bestand verwijderd, waarin geen of nauwelijks aquatische vegetatie is aangetroffen (minder dan 3 soorten in zeer lage bedekking). Deze lokaties zijn overwegend buitendijkse zandputten, recent afgesneden rivierbochten en vijf verstoorde (o.a. riool-overlaat, graafwerkzaamheden) plassen. De bij de ordinatie weggelaten lokaties zijn bij de discussie (paragraaf 6.5.) betrokken en komen in de hoofdstukken 7 (plankton) en 8 (macrofauna) verder aan de orde.

6.2. Ordinatie

Een naamlijst van bij de ordinatie betrokken soorten is vermeld in tabel 6.10 aan het eind van dit hoofdstuk. De met een ster aangegeven soorten zijn niet bij de ordinaties betrokken.

Het resultaat van een ordinatie (PCA) van stagnante wateren in het Nederlandse rivierengebied op grond van de samenstelling van de aquatische vegetatie is weergegeven in de tabellen 6.1 t/m 6.4. Uit tabel 6.1 blijkt dat de variatie binnen de PCA op relatieve abundantie van de plantesoorten langs de eerste as sterk negatief ($p < 0{,}001$) gecorreleerd is aan de saliniteit (SAL) en hieraan gerelateerde parameters als Mg, Na, Cl, EGVw en Ca van de waterkolom en het bodemwater.

Tabel 6.1. Significante Spearman rangcorrelaties tussen (a)biotische parameters en de eerste twee principale assen van de PCA op relatieve abundantie van de aangetroffen plantesoorten. Ntot, Nhydr en Nhelo = soortenrijkdom totaal, van hydrofyten en van helofyten respectievelijk.
cc = correlatiecoëfficient; p = mate van significantie; + = positieve, - = negatieve correlatie; w = waterkolom; b = bodemwater;
+++/---: $p < 0{,}001$; ++/--: $0{,}001 < p < 0{,}01$; +/-: $0{,}01 < p < 0{,}05$.

EERSTE AS			TWEEDE AS		
parameter	cc	p	parameter	cc	p
Siw	0,30	++	NO3w	0,42	+++
ACw	0,29	++	INUN	0,35	+++
SO4w	-0,26	-	NO3b	0,32	++
pHb	-0,31	--	SO4w	0,30	++
SALw	-0,32	--	oPO4b	0,29	++
Sib	-0,34	--	Few	-0,32	--
Cab	-0,35	---	ALKw	-0,37	---
EGVw	-0,36	---			
Clw	-0,41	---			
Naw	-0,41	---			
Clb	-0,41	---			
Mgw	-0,42	---			
Nab	-0,44	---			
SALb	-0,48	---			
Mgb	-0,52	---			
			Nhelo	-0,26	-
			Ntot	-0,45	---
			Nhydr	-0,49	---

De soorten die de variatie over de eerste as in belangrijke mate bepalen zijn weergegeven in tabel 6.2. Sterk positief met de eerste as gecorreleerd zijn o.a. Riet (*Phragmites australis*), Liesgras (*Glyceria maxima*) en Kalmoes (*Acorus calamus*). Sterk negatief met de eerste as gecorreleerd zijn o.a. Veenwortel (*Polygonum amphibium*), Rietgras (*Phalaris arundinacea*), Watergentiaan (*Nymphoides peltata*) en Gewone waterbies (*Eleocharis palustris*).

De variatie over de tweede as (Tabel 6.1) is sterk positief gecorreleerd met de inundatiefrequentie (INUN) en hieraan gerelateerde parameters als het nutriëntengehalte (oPO4, NO3) en het sulfaat-gehalte van de waterkolom en het bodemwater, en sterk negatief gecorreleerd met de alkaliniteit (ALKw) van de waterkolom en de soortenrijkdom van de aquatische vegetatie (Nhydr, Ntot, Nhelo). Sterk positief met de tweede as gecorreleerd (Tabel 6.2) zijn soorten als Riet (*Phragmites australis*) en Rietgras (*Phalaris arundinacea*). Sterk negatief met de tweede as gecorreleerd zijn o.a. Watermunt (*Mentha aquatica*), Moerasvergeetmijnietje (*Myosotis palustris*), Waterweegbree (*Alisma plantago-aquatica*) en Gele plomp (*Nuphar lutea*).

Samenvattend kan gesteld worden dat de variatie binnen de onderzochte lokaties in de PCA op relatieve abundantie van de vegetatie het meest gerelateerd is aan de saliniteit en de inundatiefrequentie.

Tabel 6.2. Significante correlaties van de soorten met de eerste twee principale assen van de PCA op relatieve abundantie van de aangetroffen plantesoorten.
cc = correlatiecoëfficient; - = negatieve correlatie, overige zijn positief gecorreleerd.

EERSTE AS		TWEEDE AS	
Soort	cc	Soort	cc
Phragmites australis	0,53	*Phragmites australis*	0,66
Glyceria maxima	0,48	*Phalaris arundinacea*	0,55
Acorus calamus	0,41	*Potamogeton pectinatus*	0,34
Carex acuta	-0,31	*Nuphar lutea*	-0,37
Butomus umbellatus	-0,32	*Alisma plantago-aquatica*	-0,40
Rorippa amphibia	-0,33	*Myosotis palustris*	-0,57
Flab	-0,33	*Mentha aquatica*	-0,61
Phalaris arundinacea	-0,41		
Eleocharis palustris	-0,44		
Nymphoides peltata	-0,55		
Polygonum amphibium	-0,77		

Het resultaat van de PCA op grond van de presentie/absentie van de soorten is weergegeven in de tabellen 6.3 en 6.4. Bij deze ordinatie ligt de nadruk op de totale soortensamenstelling.

Tabel 6.3. Significante Spearman rangcorrelaties tussen (a)biotische parameters en de eerste twee principale assen van de PCA op presentie-absentie van de aangetroffen plantesoorten. Ntot, Nhydr en Nhelo = soortenrijkdom totaal, van hydrofyten en van helofyten respectievelijk.
cc = correlatiecoëfficient; p = mate van significantie; + = positieve, - = negatieve correlatie; w = waterkolom; b = bodemwater;
+++/---: $p < 0{,}001$; ++/--: $0{,}001 < p < 0{,}01$; +/-: $0{,}01 < p < 0{,}05$.

EERSTE AS			TWEEDE AS		
parameter	cc	p	parameter	cc	p
ALKw	0,52	+++	Mgb	0,42	+++
Few	0,44	+++	Mgw	0,37	+++
ACw	0,37	+++	pHw	0,31	++
Caw	0,35	+++	pHb	0,29	++
PWC	0,35	+++	Kw	-0,27	-
POM	0,33	+++	Few	-0,28	--
Znw	0,29	++	Znb	-0,30	--
Mnw	0,27	+	TURB	-0,32	--
Alb	-0,29	--	Znw	-0,34	---
NO3b	-0,32	--	NH4w	-0,37	---
INUN	-0,33	--	Feb	-0,38	---
SO4w	-0,35	---	Siw	-0,41	---
NO3w	-0,36	---	Mnw	-0,41	---
pHw	-0,40	---	oPO4w	-0,47	---
oPO4b	-0,44	---	INUN	-0,51	---
Nhydr	0,78	+++	Ntot	0,52	+++
Ntot	0,73	+++	Nhelo	0,47	+++
Nhelo	0,37	+++	Nhydr	0,45	+++

Uit tabel 6.3 blijkt dat de variatie binnen de PCA op basis van de presentie/absentie van de plantesoorten over de eerste as sterk positief gecorreleerd is aan de alkaliniteit (ALK), het Ca-gehalte, het percentage organisch materiaal (POM) en het watergehalte (PWC) van de bodem, en sterk negatief ($p < 0{,}001$)

gecorreleerd is met het nutriëntengehalte (oPO4, NO3) en de inundatiefrequentie (INUN). Tevens is de eerste as sterk positief gecorreleerd met de soortenrijkdom van waterplanten (Nhydr), de helofyten (Nhelo) en de totale soortenrijkdom (Ntot).

De soorten die de variatie over de eerste as in belangrijke mate bepalen zijn vermeld in tabel 6.4. Sterk positief met de eerste as gecorreleerd zijn o.a. Gele plomp (*Nuphar lutea*), Klein kroos (*Lemna minor*), Waterzuring (*Rumex hydrolapathum*) en Watermunt (*Mentha aquatica*). Zwak negatief met de eerste as gecorreleerd is Schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*).

De variatie over de tweede as (Tabel 6.3) is sterk positief gecorreleerd met het magnesium-gehalte van waterkolom en bodemwater, en sterk negatief gecorreleerd met de inundatiefrequentie en het fosfaatgehalte van de waterkolom. Tevens is de tweede as sterk positief gecorreleerd met de soortenrijkdom van waterplanten (Nhydr), de helofyten (Nhelo) en de totale soortenrijkdom (Ntot) (Tabel 6.3). Sterk positief met de tweede as gecorreleerd (Tabel 6.4) zijn o.a. Stijve waterranonkel (*Ranunculus circinatus*), Naaldwaterbies (*Eleocharis acicularis*), Glanzig fonteinkruid (*Potamogeton lucens*), Bronmos (*Fontinalis antipyretica*) en Grote waterweegbree (*Alisma plantago-aquatica*). Sterk negatief met de tweede as gecorreleerd is Kalmoes (*Acorus calamus*).

Tabel 6.4. Significante correlaties van de soorten met de eerste twee principale assen van de PCA op presentie-absentie van de aangetroffen plantesoorten.
cc = correlatiecoëfficient; - = negatieve correlatie, overige zijn positief.

EERSTE AS		TWEEDE AS	
Soort	cc	Soort	cc
Nuphar lutea	0,74	*Ranunculus circinatus*	0,80
Lemna minor	0,66	*Eleocharis acicularis*	0,64
Rumex hydrolapathum	0,62	*Potamogeton lucens*	0,61
Mentha aquatica	0,54	*Fontinalis antipyretica*	0,54
Rorippa amphibia	0,49	*Alisma plantago-aquatica*	0,53
Sparganium erectum	0,48	*Potamogeton crispus*	0,47
Myosotis palustris	0,48	*Juncus articulatus*	0,47
Typha angustifolia	0,48	*Hippuris vulgaris*	0,46
Scirpus lacustris	0,47	*Potamogeton pectinatus*	0,46
Glyceria maxima	0,46	*Polygonum amphibium*	0,42
Alisma plantago-aquatica	0,45	*Myriophyllum spicatum*	0,41
Hydrocharis morsus-ranae	0,45	*Butomus umbellatus*	0,37
Lemna trisulca	0,43	*Potamogeton perfoliatus*	0,36
Callitriche platycarpa	0,42	*Myosotis palustris*	0,32
Oenanthe aquatica	0,41	*Acorus calamus*	-0,46
Iris pseudacorus	0,41		
Sium latifolium	0,37		
Nymphaea alba	0,33		
Equisetum fluviatile	0,31		
Carex acuta	0,31		
Spirodela polyrhiza	0,31		
Potamogeton pectinatus	-0,31		

Samenvattend kan gesteld worden dat de variatie binnen de onderzochte lokaties in de PCA op presentie/absentie van de plantesoorten het meest gerelateerd is aan de inundatiefrequentie en daarmee samenhangende faktoren als nutriëntensamenstelling van water en bodem. Daarnaast gaat een toename van de inundatiefrequentie en het voedingsstoffengehalte samen met een afname van de soortenrijkdom van waterplanten en helofyten.

6.3. Klassifikatie

Met behulp van hierarchische clustering is een klassifikatie van de stagnante wateren op grond van de waterplanten- en helofytensamenstelling gemaakt (Fig. 6.2; Tabellen 6.5 en 6.6). De bij dit onderzoek betrokken soorten zijn vermeld in tabel 6.10 aan het eind van dit hoofdstuk. De met een ster aangegeven soorten zijn niet bij de clustering betrokken.
Op grond van deze klassifikatie werden 5 clusters onderscheiden: M-I t/m M-V (M is toegevoegd om aan te geven dat de clustering gebaseerd is op macrofyten (hogere planten)).

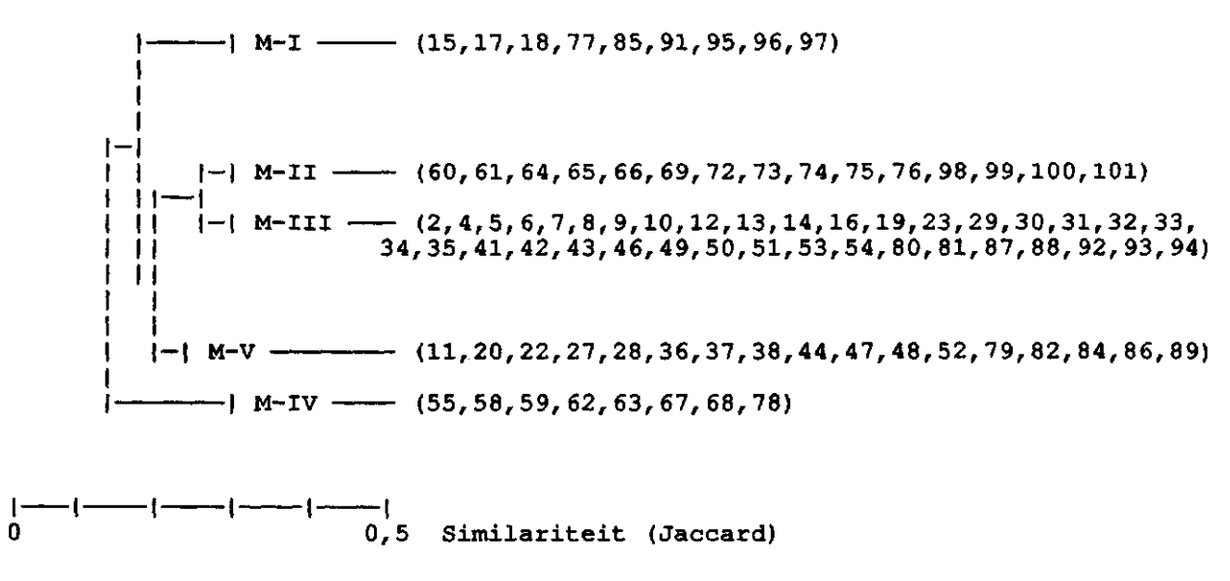

Fig. 6.2. Dendrogram van de hierarchische clustering van de onderzochte wateren op grond van de soortensamenstelling van de vegetatie. Tussen haakjes zijn de nummers van de onderzochte lokaties vermeld (zie hoofdstuk 2).

De onderscheiden clusters zijn met behulp van de Fisher's exact toets onderzocht op kenmerkende plantesoorten, dat wil zeggen er is onderzocht of bepaalde soorten significant vaker in één bepaald cluster voorkomen. Tabel 6.5 toont een overzicht van de kenmerkende plantesoorten. Vervolgens zijn in tabel 6.6 begeleidende soorten, dat wil zeggen soorten die in meer dan 50 % van de lokaties per cluster aangetroffen zijn, maar zich niet tot één cluster beperken, bij de beschrijving van de clusters meegenomen.

De belangrijkste verschillen tussen de clusters onderling zijn: het riviersysteem waartoe de lokaties behoren, de inundatiefrequentie en de aan- of afwezigheid van zandputten.

Tabel 6.5. Kenmerkende water- en oeverplanten voor de verschillende clusters. n = aantal wateren per cluster. Inundatiefrequentie in dagen per jaar (meerjarig gemiddelde over 1901-1985).
+z = zandputten aanwezig, -z = zandputten afwezig.
Presentie: + = aanwezig, - = afwezig. p = mate van significantie (Fisher's exact toets).
+++/---: $p < 0{,}001$; ++/--: $0{,}001 < p < 0{,}01$; +/-: $0{,}01 < p < 0{,}05$.

cluster	M-I	M-II	M-III	M-IV	M-V
n	9	15	37	8	17
WATERPLANTEN					
Myriophyllum spicatum	+++		-		
Elodea nuttallii	+++		-		-
Ranunculus circinatus	+++				-
Potamogeton perfoliatus	+++				
Potamogeton pusillus	++				
Potamogeton pectinatus	++				
Fontinalis antipyretica	++				
Eleocharis acicularis	++				
Lemna minor		++	+	--	-
Hydrocharis morsus-ranae		+			
Nuphar lutea	--		+++		--
Potamogeton lucens			+++		-
Nymphoides peltata			++		
Callitriche platycarpa			+		
Nymphaea alba			+		
Potamogeton crispus			+		
OEVERPLANTEN					
Juncus effusus	+++		-		
Juncus inflexus	++				
Juncus articulatus	+				
Hippuris vulgaris	+				
Typha latifolia	+				
Acorus calamus		++		+++	
Sparganium erectum		++			--
Scirpus lacustris			+++	-	--
Iris pseudacorus			+++		-
Mentha aquatica			++		-
Myosotis palustris			+	-	-
Oenanthe aquatica			+		-
Alisma plantago-aquatica			+	-	--
Rumex hydrolapathum	-		+		
Carex acuta					+
Typha angustifolia					--
Glyceria maxima					-
Polygonum amphibium				---	
Rorippa amphibia	---			-	
Aantal kenmerkende taxa	13	4	14	1	1
ABIOTISCHE KENMERKEN					
systeem	overig	Maas	Rijn	Maas	Rijn
inundatiefrequentie	0	<20	<20	>20	>20
ontstaanstype	+z	-z	-z	+z	+z

Tabel 6.6. toont de presentie en abundantie van de begeleidende soorten water- en oeverplanten per cluster. In deze tabel is de presentie weergegeven door het aantal cijfers, terwijl de abundantie door de getalswaarde van de cijfers is aangegeven. Op deze wijze is het mogelijk om zowel presentie als abundantie (bedekking) in één tabel te presenteren.

Tabel 6.6. Presentie en abundantie van begeleidende (presentie > 50 %) water- en oeverplanten per cluster.
n = aantal wateren per cluster.
Abundantie: 1: zeer lage bedekking, 3: abundant, 5: dominant.
Presentie: 1,3,5: <25 %, 11,33,55: 25-50 %, 111,333,555: >50 %. N = aantal soorten per cluster.

cluster	M-I	M-II	M-III	M-IV	M-V
n	9	15	37	8	17
WATERPLANTEN					
Myriophyllum spicatum	333	33	1		
Ranunculus circinatus	333	5	33		
Eleocharis acicularis	333		3		1
Potamogeton perfoliatus	333		3	1	1
Potamogeton pectinatus	333	3	3	3	1
Elodea nuttallii	555	33	3	33	3
Lemna minor	1	333	333		1
Nuphar lutea		555	555	1	3
OEVERPLANTEN					
Juncus articulatus	333	1	1		33
Juncus effusus	111	3	3	1	
Sparganium erectum	1	111	11		
Scirpus lacustris	1	11	111		1
Acorus calamus		333	3	333	1
Rumex hydrolapathum		111	111	1	1
Iris pseudacorus	1	11	111	11	1
Carex acuta	11	11	333	11	333
Glyceria maxima	111	555	555	333	33
Mentha aquatica	333	333	333	11	33
Myosotis palustris	333	333	333	11	11
Phalaris arundinacea	333	333	333	333	555
Phragmites australis	555	55	55	555	55
Polygonum amphibium	111	11	333		333
Rorippa amphibia	1	111	111	11	111
N (presentie > 50 %)	14	10	12	4	4

Zowel uit de ordinatie als uit de klassifikatie komt naar voren dat de inundatiefrequentie en het riviersysteem belangrijke abiotische faktoren zijn die invloed uitoefenen op de vegetatiesamenstelling van de stagnante wateren. Om te onderzoeken welke soorten indicatief zijn voor een bepaalde inundatiefrequentie of een bepaald riviersysteem, zijn klassen binnen deze parameters onderling getoetst (Tabellen 6.7 en 6.8).

Tabel 6.7. Water- en oeverplanten die significant vaker bij een bepaalde inundatiefrequentie aangetroffen zijn.
n = aantal lokaties. Inundatiefrequentie in dagen per jaar (meerjarig gemiddelde over 1901-1985).
Presentie: + = aanwezig, - = afwezig. p = mate van significantie (Fisher's exact toets).
+++/---: $p < 0{,}001$; ++/--: $0{,}001 < p < 0{,}01$; +/-: $0{,}01 < p < 0{,}05$.

cluster	M-I/II/III	M-IV/V
inundatiefrequentie	<20	>20
n	61	25
WATERPLANTEN		
Fontinalis antipyretica	+	-
Lemna minor	+++	---
Lemna trisulca	++	--
Myriophyllum spicatum	+	-
Nuphar lutea	+++	---
Potamogeton lucens	+++	---
Ranunculus circinatus	+++	---
OEVERPLANTEN		
Alisma plantago-aquatica	+++	---
Iris pseudacorus	+	-
Mentha aquatica	+++	---
Myosotis palustris	+++	---
Oenanthe aquatica	++	--
Phalaris arundinacea	-	+
Rumex hydrolapathum	+	-
Scirpus lacustris	+++	---
Sparganium erectum	+++	---
Typha angustifolia	++	--
Aantal kenmerkende taxa	16	1

Uit tabel 6.7 blijkt dat 16 soorten kenmerkend zijn voor lokaties met een relatief lage inundatiefrequentie (gemiddeld < 20 dagen/jaar), terwijl Rietgras (*Phalaris arundinacea*) als enige soort significant vaker bij hogere inundatiefrequenties is aangetroffen.

Tabel 6.8 toont de soorten die een verschillende mate van presentie vertonen bij vergelijking van de beide riviersystemen.

Tabel 6.8. Water- en oeverplanten die significant vaker in een bepaald riviersysteem voorkomen.
n = aantal lokaties.
Presentie: + = aanwezig, - = afwezig. p = mate van significantie (Fisher's exact toets).
+++/---: $p < 0{,}001$; ++/--: $0{,}001 < p < 0{,}01$; +/-: $0{,}01 < p < 0{,}05$.

cluster	M- II/IV	M-III/V
riviersysteem	Maas	Rijn
n	23	54
WATERPLANTEN		
Elodea nuttallii	+	-
Nymphoides peltata	--	++
OEVERPLANTEN		
Acorus calamus	+++	---
Carex acuta	-	+
Polygonum amphibium	--	++
Aantal kenmerkende taxa	2	3

Uit tabel 6.8 blijkt dat soorten als Smalbladige waterpest (*Elodea nuttallii*) en Kalmoes (*Acorus calamus*) vaker in het Maassysteem en soorten als Veenwortel (*Polygonum amphibium*), Scherpe zegge (*Carex acuta*) en Watergentiaan (*Nymphoides peltata*) vaker in het Rijnsysteem gevonden zijn.

In het onderstaande worden de onderscheiden clusters beschreven, zowel op grond van de kenmerkende (Tabel 6.5) als op grond van de begeleidende soorten (Tabel 6.6).

Cluster M-I

Typering op grond van de vegetatie:
Kenmerkende taxa (n=13): Dit cluster wordt gekenmerkt door een grote diversiteit aan submerse waterplanten als Aarvederkruid (*Myriophyllum spicatum*), Smalbladige waterpest (*Elodea nuttallii*), Stijve waterranonkel (*Ranunculus circinatus*), verschillende Fonteinkruiden (*Potamogeton perfoliatus*, *P. pusillus*, *P. pectinatus*), Naaldwaterbies (*Eleocharis acicularis*), en Bronmos (*Fontinalis antipyretica*) en helofyten zoals verschillende Russen (*Juncus effusus*, *J. inflexus*, *J. articulatus*), Lidsteng (*Hippuris vulgaris*) en Grote lisdodde (*Typha latifolia*).
Begeleidende taxa (n=6): Liesgras (*Glyceria maxima*), Watermunt (*Mentha aquatica*), Moerasvergeetmijnietje (*Myosotis palustris*), Rietgras (*Phalaris arundinacea*), Riet (*Phragmites australis*) en Veenwortel (*Polygonum amphibium*).

Abiotische typering: Dit cluster bestaat uit binnendijks gelegen zand- (6) en kleiputten (3).

Cluster M-II

Typering op grond van de vegetatie:
Kenmerkende taxa (n=4): Dit cluster wordt gekenmerkt door drijvende waterplanten als Klein kroos (*Lemna minor*) en Kikkerbeet (*Hydrocharis morsus-ranae*) en helofyten als Kalmoes (*Acorus calamus*) en Grote egelskop (*Sparganium erectum*).
Begeleidende taxa (n=8): De volgende soorten zijn algemeen in dit cluster: Gele plomp (*Nuphar lutea*), Liesgras (*Glyceria maxima*), Moerasvergeetmijnietje (*Myosotis palustris*), Rietgras (*Phalaris arundinacea*), Gewone waterkers (*Rorippa amphibia*) en Waterzuring (*Rumex hydrolapathum*).

Abiotische typering: Dit cluster bestaat uit Maaslokaties met een gemiddelde inundatiefrequentie van minder dan 20 dagen per jaar. Het omvat wielen (8), strangen (4) en kleiputten (3).

Cluster M-III

Typering op grond van de vegetatie:
Kenmerkende taxa (n=14): Dit cluster wordt gekenmerkt door submerse waterplanten als Gewoon Sterrekroos (*Callitriche platycarpa*), Fonteinkruiden als Glanzig fonteinkruid (*Potamogeton lucens*) en Gekroesd fonteinkruid (*P. crispus*), Klein kroos (*Lemna minor*), en nymphaeiden als Gele plomp (*Nuphar lutea*), Witte waterlelie (*Nymphaea alba*) en Watergentiaan (*Nymphoides peltata*), door helofyten als Mattenbies (*Scirpus lacustris*), Gele lis (*Iris pseudacorus*), Watermunt (*Mentha aquatica*), Moerasvergeetmijnietje (*Myosotis palustris*), Watertorkruid (*Oenanthe aquatica*), Grote waterweegbree (*Alisma plantago-aquatica*) en Waterzuring (*Rumex hydrolapathum*).
Begeleidende taxa (n=5): Scherpe zegge (*Carex acuta*), Liesgras (*Glyceria maxima*), Rietgras (*Phalaris arundinacea*), Veenwortel (*Polygonum amphibium*) en Gewone waterkers (*Rorippa amphibia*).

Abiotische typering: Dit cluster bestaat uit Rijnlokaties met een gemiddelde inundatiefrequentie van minder dan 20 dagen per jaar. Het omvat strangen (14), kleiputten (12) en wielen (11).

Cluster M-IV

Typering op grond van de vegetatie:
Kenmerkende taxa (n=1): Dit cluster wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van Kalmoes (*Acorus calamus*) en de afwezigheid van Klein kroos (*Lemna minor*) en Grote egelskop (*Sparganium erectum*).
Begeleidende taxa (n=3): Liesgras (*Glyceria maxima*), Rietgras (*Phalaris arundinacea*) en Riet (*Phragmites australis*)

Abiotische typering: Dit cluster bestaat uit Maaslokaties met een gemiddelde inundatiefrequentie van meer dan 20 dagen per jaar. Het omvat strangen (5) en zandputten (3).

Cluster M-V

Typering op grond van de vegetatie:
Kenmerkende taxa (n=1): Dit cluster wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van Scherpe zegge (*Carex acuta*).
Begeleidende taxa (n=3): Rietgras, (*Phalaris arundinacea*), Veenwortel (*Polygonum amphibium*) en Gewone waterkers (*Rorippa amphibia*).

Abiotische typering: Dit cluster bestaat uit Rijnlokaties met een gemiddelde inundatiefrequentie van meer dan 20 dagen per jaar. Het omvat zandputten (8), strangen (5), wielen (2) en kleiputten (2).

6.4. Correlatie soortenrijkdom en bedekkingsgraad van de vegetatie met abiotische faktoren

Met behulp van de Spearman rangcorrelatie toets zijn de soortenrijkdom en de bedekkingsgraad van de vegetatie van de verschillende lokaties aan de fysisch-chemische parameters van water en bodem gecorreleerd (Tabel 6.9).

Tabel 6.9. Correlaties van de totale soortenrijkdom (Ntot), van de soortenrijkdom van waterplanten (Nhydr), van ondergedoken waterplanten (Nsubm), van nymphaeiden (Nnymph), van helofyten (Nhelo) en correlaties van de totale bedekkingsgraad (Btot) van de vegetatie van de stagnante wateren met fysisch-chemische parameters van water (w) en bodem (b). Spearman rangcorrelatie toets (n = 101 waarnemingen).
+++/---: $p < 0{,}001$; ++/--: $0{,}001 < p < 0{,}01$; +/-: $0{,}01 < p < 0{,}05$; .: geen significante correlatie.

Parameter	Ntot	Btot	Nhydr	Nsubm	Nnymph	Nhelo
INUN	---	---	---	---	---	---
oPO4w	---	--	---	---	.	--
oPO4b	---	---	---	---	---	---
NO3w	---	---	---	.	---	--
NO3b	--	-	-	-	-	--
Naw	---	---	---	---	.	---
Clw	---	--	--	.	--	--
Znb	---	---	---	-	-	--
OPP	---	---	---	.	---	--
TURB	-	.	.	---	.	--
SO4w	-	.	--	.	.	.
PWC	+++	+++	++	.	+++	++
ALKw	++	+++	++	.	+++	+
POM	+	++	.	.	+++	.
Few	+	++	+	.	+++	.

Uit Tabel 6.9 blijkt dat de soortenrijkdom en de bedekkingsgraad van de waterplanten- en de helofytenvegetatie van de stagnante wateren het meest aan de inundatiefrequentie en het voedingsstoffengehalte (oPO4, NO3), het zoutgehalte (Na, Cl) en het Zn-gehalte in het sediment (Znb) gerelateerd zijn. Aangezien de waterkwaliteitsparameters als voedingsstoffen (N en P), zouten (Na, Cl, SO4) en metaalionen (Zn) gerelateerd zijn aan de overstromingsfrequentie van de wateren (zie Hoofdstuk 5) kunnen correlaties van deze stoffen met de aan- of afwezigheid van soorten ook indirekt zijn.

In het algemeen geldt dat bij een toenemende inundatiefrequentie van de stagnante wateren de totale soortenrijkdom en de totale bedekkingsgraad (biomassa) van waterplanten en helofyten afneemt.

De relatie soortenrijkdom-inundatiefrequentie is geïllustreerd in figuur 6.3. Uit deze figuur blijkt dat de inundatieklassen 3 en 4 (gemiddelde inundatiefrequentie > 20 dagen/jaar) nauwelijks waterplanten bevatten, hetgeen overeenkomt met de resultaten van de clusteranalyse (Tabel 6.5, Fig. 6.3).

In figuur 6.4 is het totaal aangetroffen soorten waterplanten en helofyten per geomorfologisch type weergegeven. Uit deze figuur blijkt dat zandputten minder diverse waterplantenvegetaties bezitten dan overige typen. Vermoedelijk houdt dit verband met de ontstaanswijze en de relatief jonge leeftijd van deze plassen. Zoals in hoofdstuk 2 is vermeld, zijn deze plassen over het algemeen pas na 1945 ontstaan, terwijl de overige geomorfologische typen veel ouder zijn. Daarnaast heeft het sediment van deze gegraven plassen over het algemeen een minerale, zandige samenstelling. De overige typen hebben een grotere verscheidenheid qua substraatsamenstelling, variërend van sterk organisch tot mineraal en van zand tot klei.

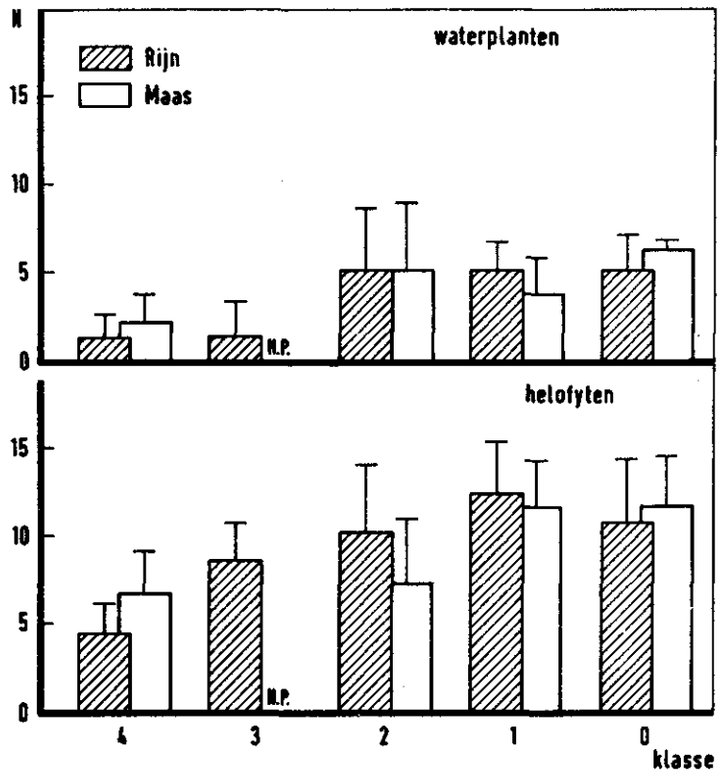

Fig. 6.3. De gemiddelde soortenrijkdom (met standaardafwijking) van de waterplanten en helofyten gerangschikt naar afnemende inundatiefrequentie (= klasse).

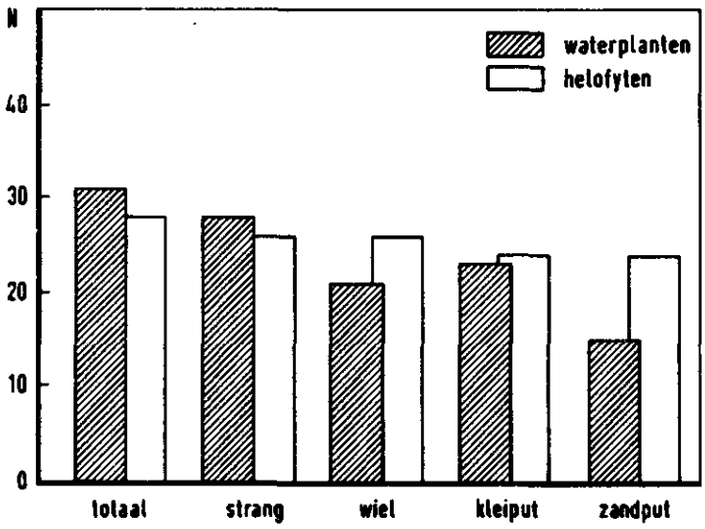

Fig. 6.4. De maximale soortenrijkdom van waterplanten en helofyten per geomorfologisch ontstaanstype.

6.5. Discussie

1. Er zijn significante verschillen gevonden in de soortensamenstelling van de vegetatie van stagnante wateren met betrekking tot het riviersysteem (Rijn of Maas) waartoe ze behoren (Tabel 6.8). Deze verschillen komen het meest naar voren in de frequent (gemiddeld > 20 dagen per jaar) geïnundeerde wateren. Over het algemeen komen Kalmoes en Smalbladige waterpest vaker voor in het Maassysteem, terwijl Scherpe zegge, Watergentiaan en Veenwortel vaker in het Rijnsysteem gevonden zijn (Tabel 6.8). Deze verschillen zijn in de PCA gerelateerd aan de saliniteit, daar de rivieren Rijn en Maas met name op grond van deze parameter een verschillende waterkwaliteit bezitten. Aangezien het Maas- en het Rijnsysteem eveneens grote verschillen vertonen in hydrologie, hetgeen tot uiting komt in verschillende maximale waterstandsfluktuaties, kan dit onderscheid ook toegeschreven worden aan verschillen in waterstandsschommelingen tussen beide rivieren. Over het algemeen zijn de waterstandsfluktuaties op de Rijn groter dan die op de Maas (zie hoofdstuk 4; zie Maenen, 1989). In het zomerbed van de grote rivieren zijn Kalmoes, Smalbladige waterpest en Watergentiaan aangetroffen bij waterstandsschommelingen tot 8,75 m, terwijl Scherpe zegge en Veenwortel bij fluktuaties tot 9,41 m gevonden zijn (maximale waarden, zie: Maenen, 1989). Met betrekking tot de saliniteit zijn Kalmoes en Watergentiaan gevonden bij zoutgehaltes tot 17,9 $meq \cdot l^{-1}$, terwijl Smalbladige waterpest, Scherpe zegge en Veenwortel bij een saliniteit tot 19,2 $meq \cdot l^{-1}$ zijn waargenomen (maximale waarden, zie: Maenen, 1989). Experimentele ondersteuning voor deze correlatieve verbanden ontbreekt voor de genoemde soorten.

2. Op grond van zowel de karakteristieke soorten (Tabel 6.5) als de begeleidende soorten (Tabel 6.6) kunnen de volgende abiotische kenmerken voor de verschillende M-clusters onderscheiden worden:

Cluster M-I: Dit cluster bevat een grote diversiteit aan ondergedoken, wortelende waterplanten zoals Aarvederkruid, Smalbladige waterpest, Stijve waterranonkel, Doorgroeid fonteinkruid, Tenger fonteinkruid en Schedefonteinkruid, d.w.z. waterplanten met een horizontale groeistrategie, hetgeen duidt op een voedselrijke, minerale bodem (Van Katwijk & Roelofs, 1988). Soorten als Grote lisdodde, Naaldwaterbies en de verschillende *Juncus*-soorten wijzen op een minerale, zandige bodem (De Lyon & Roelofs, 1986). De presentie van Bronmos en Lidsteng duidt op het optreden van kwel (Westhoff et al., 1971; De Lyon & Roelofs, 1986).

Clusters M-II en M-III: Deze clusters vertonen veel overeenkomst, vandaar dat ze hier samen besproken worden. Beide clusters bevatten voornamelijk lemnide (Klein kroos) en nymphaeide (Witte waterlelie, Gele plomp) waterplanten. Deze waterplanten vertonen een drijfbladgroeistrategie, dat wil zeggen ze zijn aangepast aan een organische en reductieve waterbodem (Van Katwijk & Roelofs, 1988). Tevens komen hier een aantal helofyten als Kleine lisdodde, Mattenbies en Gele lis voor, die eveneens typisch zijn voor een hoog percentage organisch materiaal in de bodem (De Lyon & Roelofs, 1986).

De aanwezigheid van submerse wortelende waterplanten als Gekroesd en Glanzig fonteinkruid duidt op de presentie van een minerale tot matig organische bodem (De Lyon & Roelofs, 1986).

Lemniden zijn door hun drijfvermogen en nymphaeiden door het vermogen tot strekkingsgroei goed aangepast aan waterstandschommelingen. Deze mogen echter niet te extreem zijn, daar de nymphaeide waterplanten, afhankelijk van de soort, aan een bepaalde waterdiepte gebonden zijn (Van der Voo & Westhoff, 1961). Zo is de optimale waterdiepte voor Gele plomp 1-1,2 m; voor de Witte waterlelie 1,5 m en voor de Watergentiaan 1-1,5 m. De maximale waterdiepte bedraagt voor de Gele plomp 3 m, voor de Witte waterlelie 2,5 m en voor de Watergentiaan 3 m (Van der Voo & Westhoff, 1961).

Specifiek voor cluster M-II zijn de aanwezigheid van Kikkerbeet en Kalmoes; specifiek voor cluster M-III zijn de Watergentiaan en Glanzig fonteinkruid. Het voorkomen van Watergentiaan en Glanzig fonteinkruid duidt tevens op aanwezigheid van mineraal substraat (De Lyon & Roelofs, 1986; Van Katwijk & Roelofs, 1988).

Clusters M-IV en M-V: Ook deze clusters vertonen veel onderlinge overeenkomst. Soorten die kenmerkend zijn voor de clusters M-I, M-II en M-III zijn hier afwezig. Deze clusters bevatten nauwelijks submerse waterplanten, hetgeen gerelateerd kan worden aan een slechte lichtdoorlaatbaarheid van de waterkolom en mogelijk te grote waterstandsfluktuaties (zie Fig. 6.5; zie Maenen, 1989).

Kenmerkend voor cluster M-IV (Maaslokaties, hoge inundatiefrequentie) is Kalmoes; kenmerkend voor cluster M-V (Rijnlokaties, hoge inundatiefrequentie) is Scherpe zegge (Tabel 6.5). Dit komt overeen met de bevindingen van Maenen (1989), die Scherpe zegge in het zomerbed zowel bij hogere waterstandsfluktuaties als bij hogere zoutgehaltes aangetroffen heeft dan Kalmoes. Kalmoes is gevonden bij een waterstandsfluktuatie tot 8,75 m en een saliniteit tot 17,9 meq·l^{-1}, terwijl Scherpe zegge gevonden is bij waterstandsfluktuaties tot 9,41 m en een saliniteit tot 19,2 meq·l^{-1} (maximale waarden, zie: Maenen, 1989).

In plaats van een typering m.b.v. individuele soorten kunnen de verschillende clusters ook goed gekarakteriseerd worden aan de hand van de groeivorm van de frequent (> 25 %) aanwezige soorten (zie Fig. 6.5). De grootste soortenrijkdom aan ondergedoken waterplanten is aangetroffen in cluster M-I. Clusters M-II en M-III worden gekenmerkt door de aanwezigheid van lemniden en nymphaeiden, dat wil zeggen waterplanten met drijvende bladeren, terwijl clusters M-IV en M-V voornamelijk lokaties met soortenarme helofytengordels omvatten (Fig. 6.5).

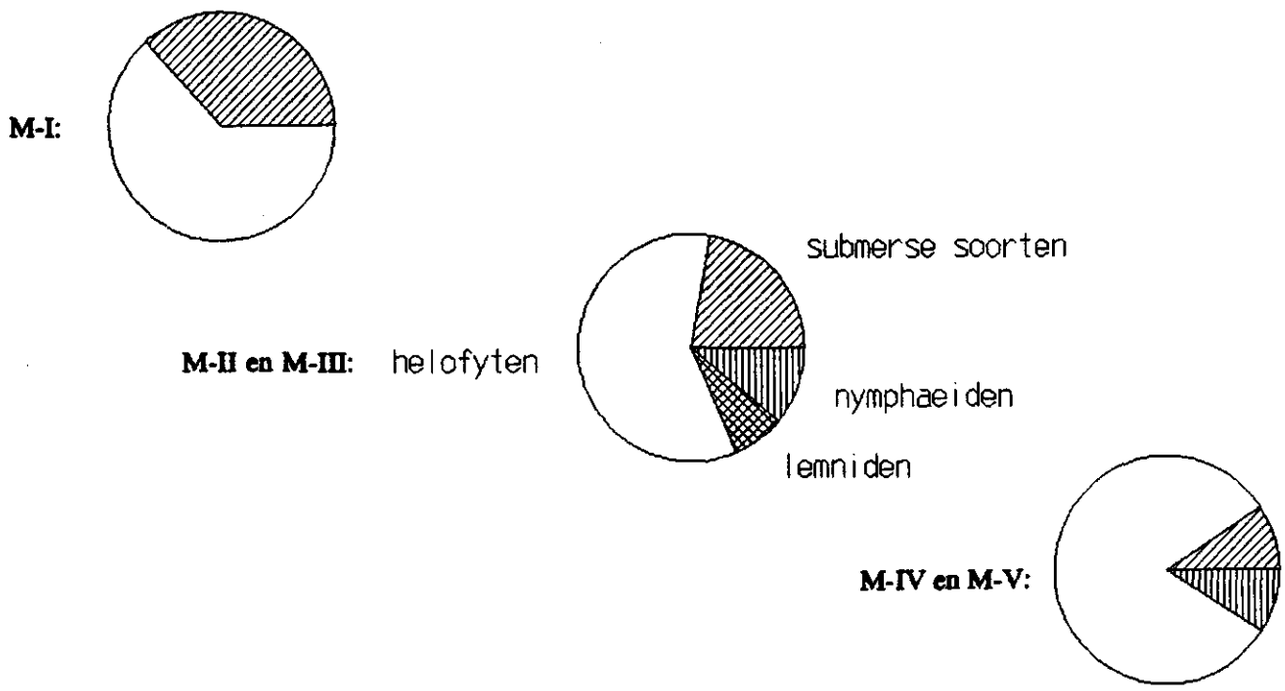

Fig. 6.5. Een typering van de onderscheiden clusters op grond van de groeivorm van de frequent (> 25 %) aanwezige soorten water- en oeverplanten.

De verschillende M-clusters kunnen op grond van het voorkomen van de meest abundante indicatieve soorten als volgt gekarakteriseerd worden:

Cluster M-I: *Myriophyllum spicatum-Juncus articulatus*-type.

Wateren behorende tot dit cluster zijn helder, matig voedselrijk en hebben overwegend een minerale zandige bodem. Plaatselijk kan de bodem klei bevatten en matig organisch van samenstelling zijn. De ligging van de lokaties is binnendijks; de rivierinvloed bestaat uit kwel.

Clusters M-II en M-III: *Nuphar lutea-Scirpus lacustris*-type.

Wateren van deze clusters zijn helder, voedselrijk en bezitten een bodem die voornamelijk uit klei of zand bestaat, met een hoog percentage organisch materiaal. De ligging is binnen- en buitendijks; de rivierinvloed bestaat uit kwel en overstromingen die voornamelijk gedurende de winter plaatsvinden.

Clusters M-IV en M-V: *Nymphoides peltata-Phalaris arundinacea*-type.

Wateren uit deze clusters zijn zeer voedselrijk, hierdoor vaak troebel (algenbloei), en bezitten een bodem, die uit klei èn zand bestaat met een gering tot matig percentage organisch materiaal. De ligging van de wateren is buitendijks; de rivierinvloed is groot en bestaat uit frequente overstromingen, die ook in de zomer optreden. De oever is aan erosie- en sedimentatieprocessen onderhevig.

Uit het voorgaande blijkt dat de aquatische vegetatie van de stagnante wateren in het rivierengebied een transversale zonering vertoont. Deze zonering is volgens een inundatiegradiënt loodrecht op de hoofdgeul gesitueerd. De minder frequent geïnundeerde wateren (frequentie gemiddeld < 20 dagen per jaar) bezitten meer waterplantensoorten, zoals nymphaeiden (*Nuphar lutea*, *Nymphoides peltata* en *Nymphaea alba*), lemniden (*Lemna minor*) en ondergedoken waterplanten (*Ranunculus circinatus*, *Potamogeton lucens* en *Myriophyllum spicatum*). Bij de meer frequent geïnundeerde wateren (frequentie > 20 dagen per jaar) bestaat de vegetatie hoofdzakelijk uit soortenarme helofytengordels (o.a. *Phalaris arundinacea*, *Carex acuta*, *Polygonum amphibium* en *Acorus calamus*) (Tabel 6.1 t/m 6.7, Fig. 6.3 en 6.5).

3. De totale soortenrijkdom en de totale bedekking van de vegetatie, houdt het meest verband met de inundatiefrequentie van de stagnante wateren. Over het algemeen neemt de soortenrijkdom toe bij een afnemende overstromingsfrequentie. Bij inundatiefrequenties van meer dan 20 dagen per jaar, waarbij vaker zomerhoogwaters optreden, verdwijnen de meeste soorten (Tabel 6.9, Fig. 6.3).

Figuur 6.6 toont een overzicht van de faktoren die van invloed zijn op het voorkomen van water- en oeverplanten in de stagnante wateren in relatie tot de overstromingsfrequentie. Indien de overstromingsfrequentie van de stagnante wateren in het winterbed toeneemt, dan zullen de volgende veranderingen optreden:

A. *Waterstandsfluktuaties zullen toenemen.*

Bij hoog water gedurende het groeiseizoen kunnen planten ontworteld raken en wegspoelen (Van de Steeg, 1984), bij laag water kunnen planten droog komen te staan. Bij zomerhoogwaters gaan een aantal soorten die strekkingsgroei vertonen, waaronder nymphaeiden, hun reservestoffen aanspreken, hetgeen tot uitputting kan leiden (Brock et al., 1987). Verder kan bij langdurig hoogwater anaerobie rond de wortelzone van helofyten optreden indien de planten geheel onder water staan. Op deze wijze kan toxificatie door sulfides en ammonium optreden.

B. *Bij toenemende overstromingsfrequenties verandert de water- en bodemwaterkwaliteit*, waardoor met name de saliniteit en het voedingsstoffengehalte (N en P) zullen toenemen.
Over het effekt van de saliniteit van het Rijnwater op de plantengroei is momenteel nog onvoldoende bekend. Maenen (1989) vindt een sterke correlatie tussen het voorkomen van een groot aantal water- en oeverplanten en de saliniteit. Ook De Lyon & Roelofs (1986) geven grenzen aan voor de saliniteit en het voorkomen van waterplanten. Bekend is dat een hoog NaCl-gehalte nadelig kan zijn voor verschillende soorten zoetwaterplanten. Bij een verhoging van het zoutgehalte wordt de zouthuishouding van de plant verstoord. Er wordt Na opgenomen, terwijl de plant K verliest. Daarnaast wordt bij een te hoog NaCl-gehalte de assimilatie-aktiviteit geremd (Haller et al., 1974; Rabe et al., 1982; McKee & Mendelssohn, 1989). De concentratie, waarin het zout toxisch wordt voor een plant, verschilt van soort tot soort en is bovendien afhankelijk van de duur van blootstelling. Zo leidde blootstelling aan een concentratie van 250 mg/l NaCl gedurende 2 weken tot een significante afname van de assimilatie efficiëntie bij *Potamogeton alpinus* (Rabe et al., 1982). Kwantitatieve gegevens over de NaCl-concentraties, die voor de soorten in het Nederlandse rivierengebied schadelijk zijn, ontbreken in het geheel.

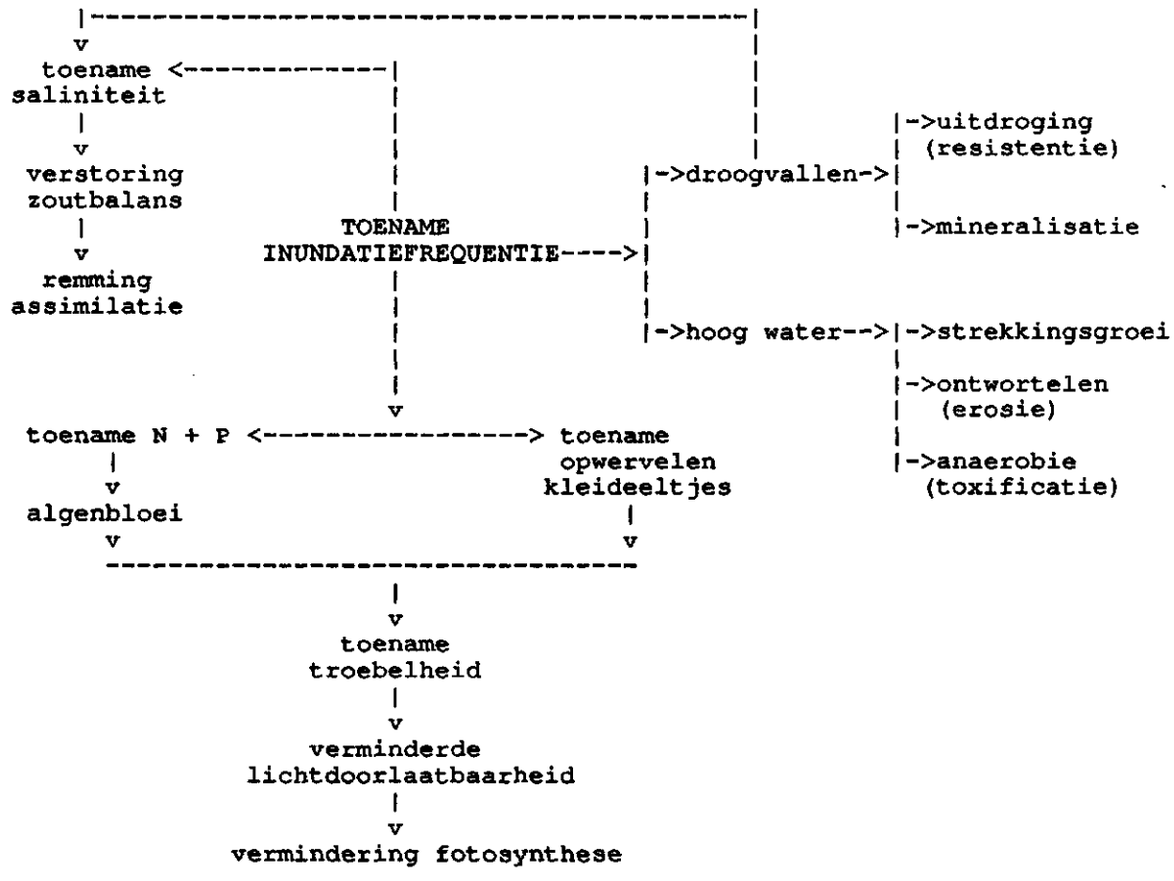

Fig. 6.6. Schema van relaties tussen de overstromingsfrequentie en het voorkomen van waterplanten in stagnante wateren van het rivierengebied.

Door de toename van het voedingsstoffengehalte zullen planktonbloeien vaker kunnen optreden en langer kunnen aanhouden, hetgeen tot een verminderde lichtdoorlaatbaarheid van de waterkolom zal leiden. Ondergedoken planten of plantedelen zullen hierdoor een verminderde fotosynthese vertonen, hetgeen eveneens tot uitputting van reservestoffen, gevolgd door afsterven, kan leiden (Hough et al., 1989). Door de toename van overstromingen kan de troebelheid van het water ook direkt, door opwerveling van kleideeltjes, veroorzaakt worden (Brock et al., 1987; Van den Brink et al., 1990b).

4. Tenslotte zijn in dit onderzoek een aantal lokaties betrokken, waarin geen of nauwelijks vegetatie aanwezig is. Zoals in het begin van dit hoofdstuk vermeld, bestaan deze lokaties hoofdzakelijk uit zandputten en recent afgesneden meanders die continu in open verbinding met de rivier staan. Het ontbreken van waterplanten in deze lokaties is volledig in overeenstemming met de eerder in dit hoofdstuk behandelde relatie tussen de soortenrijkdom en faktoren als waterstandsschommelingen en overstromingsfrequenties. Daarnaast is het mogelijk dat de zandbodem van deze lokaties door processen als erosie en sedimentatie te instabiel is voor de vestiging van waterplanten en helofyten. Oevervegetaties van deze wateren bestaan vaak uit zomerannuellen, die snel kiemen wanneer de oever droogvalt en die hun cyclus binnen één seizoen voltooien. Deze vegetaties zijn hier om praktische redenen buiten beschouwing gelaten. Informatie omtrent dergelijke vegetaties in het rivierengebied in relatie tot inundatie wordt vermeld door Van Donselaar (1961), Maenen (1989, in bijlagen), Brock et al. (1987) en Van de Steeg et al. (1989). Daarnaast zijn er enkele lokaties zonder vegetatie buiten de berekeningen gelaten die door graafwerkzaamheden en een riooloverlaat verstoord zijn. Door deze verstoringen is het water gedurende lange tijd dermate troebel dat waterplanten door deze faktoren alleen al kunnen ontbreken.

Tabel 6.10. Overzicht van de gebruikte afkortingen, Latijnse en Nederlandse namen van de gevonden water- en oeverplanten.

AFKORTING	LATIJNSE NAAM	NEDERLANDSE NAAM
Acor cala	*Acorus calamus*	Kalmoes
Alis plaq	*Alisma plantago-aquatica*	Grote waterweegbree
Buto umbe	*Butomus umbellatus*	Zwanebloem
Call spec	*Callitriche spec.*	Sterrekroos
Care acut	*Carex acuta*	Scherpe zegge
Cera deme	*Ceratophyllum demersum*	Gedoornd hoornblad
Char spec*	*Chara spec.*	Kranswier
Eleo acic	*Eleocharis acicularis*	Naaldwaterbies
Eleo palu	*Eleocharis palustris*	Gewone waterbies
Elod nutt	*Elodea nuttallii*	Smalle waterpest
Ente spec	*Enteromorpha spec.*	Darmwier
Equi fluv	*Equisetum fluviatile*	Holpijp
Flab spec		Draadwier
Font anti	*Fontinalis antipyretica*	Bronmos
Glyc maxi	*Glyceria maxima*	Liesgras
Hipp vulg	*Hippuris vulgaris*	Lidsteng
Hott palu*	*Hottonia palustris*	Waterviolier
Hydr mors	*Hydrocharis morsus-ranae*	Kikkerbeet
Iris pseu	*Iris pseudacorus*	Gele lis
Junc arti	*Juncus articulatus*	Zomprus
Junc effu	*Juncus effusus*	Pitrus
Junc infl	*Juncus inflexus*	Zeegroene rus
Lemn mino	*Lemna minor*	Klein kroos
Lemn tris	*Lemna trisulca*	Puntkroos
Lysi numm	*Lysimachia nummularia*	Penningskruid
Ment aqua	*Mentha aquatica*	Watermunt
Myos palu	*Myosotis palustris*	Moerasvergeetmijnietje
Myri spic	*Myriophyllum spicatum*	Aarvederkruid
Naja mari*	*Najas marina*	Groot nymphkruid
Nuph lute	*Nuphar lutea*	Gele plomp
Nymp alba	*Nymphaea alba*	Witte waterlelie
Nymp cand*	*Nymphaea candida*	Kantige waterlelie
Nymp pelt	*Nymphoides peltata*	Watergentiaan
Oena aqua	*Oenanthe aquatica*	Watertorkruid
Phal arun	*Phalaris arundinacea*	Rietgras
Phra aust	*Phragmites australis*	Riet
Poly amph	*Polygonum amphibium*	Veenwortel
Pota acut*	Potamogeton acutifolius	Spitsbladig fonteinkruid
Pota cris	*Potamogeton crispus*	Gekroesd fonteinkruid
Pota luce	*Potamogeton lucens*	Glanzig fonteinkruid
Pota nata*	*Potamogeton natans*	Drijvend fonteinkruid
Pota pect	*Potamogeton pectinatus*	Schedefonteinkruid
Pota perf	*Potamogeton perfoliatus*	Doorgroeid fonteinkruid
Pota pusi	*Potamogeton pusillus*	Tenger fonteinkruid
Pota tric*	*Potamogeton trichoides*	Haarfonteinkruid
Ranu aqua	*Ranunculus aquatilis*	Fijne waterranonkel
Ranu circ	*Ranunculus circinatus*	Stijve waterranonkel
Ricc flui	*Riccia fluitans*	Watervorkje
Rori amph	*Rorippa amphibia*	Gele waterkers
Rume hydr	*Rumex hydrolapathum*	Waterzuring
Sagg sagg	*Saggitaria saggitifolia*	Pijlkruid
Scir lacu	*Scirpus lacustris*	Mattenbies
Sium lati	*Sium latifolium*	Grote watereppe
Spar erec	*Sparganium erectum*	Grote egelskop
Spir poly	*Spirodela polyrhiza*	Veelwortelig kroos
Typh angu	*Typha angustifolia*	Kleine lisdodde
Typh lati	*Typha latifolia*	Grote lisdodde
Utri vulg*	*Utricularia vulgaris*	Blaasjeskruid
Zann pall*	*Zannichellia palustris*	Zannichellia

Hoofdstuk 7

PLANKTON

7.1. Inleiding

In dit hoofdstuk wordt een klassifikatie en een typering van de stagnante wateren gegeven op grond van de aanwezige planktonorganismen. Plankton is een verzamelnaam voor een groot aantal in het open water vrijzwevende microorganismen, dat zowel dierlijke (zoöplankton) als plantaardige (fytoplankton) organismen omvat. Het onderzochte zoöplankton bestaat uit de volgende taxonomische groepen: Protozoa (ééncelligen), Copepoda (roeipootkreeftjes), Cladocera (watervlooien), Rotatoria (raderdieren) en Ostracoda (mosselkreeftjes). Het onderzochte fytoplankton bestaat uit: Cyanobacteria (blauwwieren), Chrysophyta-Diatomeae of Bacillariophyceae (diatomeeën of kiezelwieren), Chrysophyta-Chrysophyceae (goudwieren), Euglenophyta, Pyrrophyta (dinoflagellaten), Cryptophyta, Chlorophyta-Chlorococcales en Chlorophyta-Volvocales (bolvormige groenwieren), Chlorophyta-Desmidiaceae (sierwieren) en Chlorophyta-Zygnemales (draadvormige groenwieren of draadwieren). In onderstaand schema is een overzicht van de verschillende planktongroepen gegeven (Fig. 7.1).

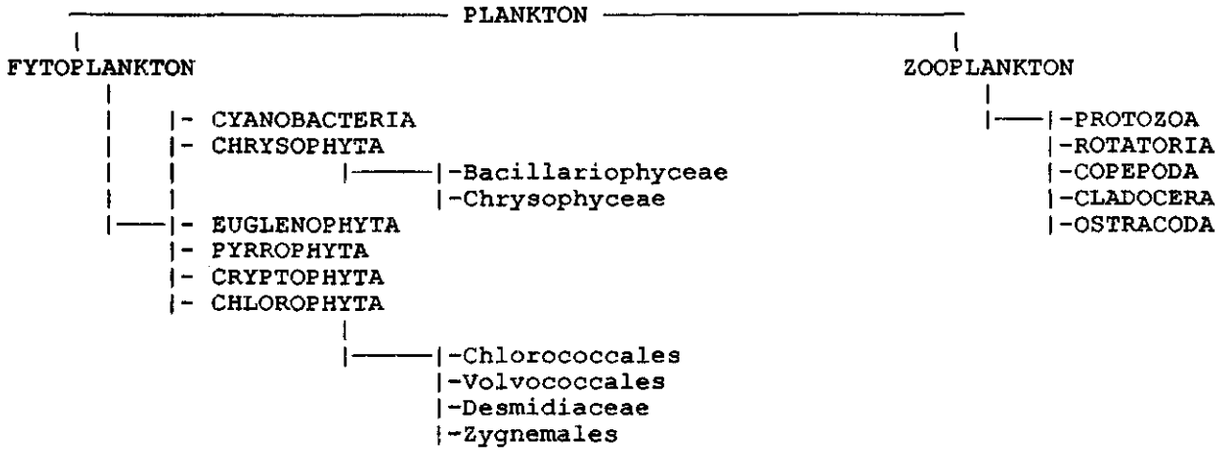

Fig. 7.1. Overzicht van de onderzochte planktongroepen. Voor Nederlandse namen zie de tekst boven de figuur.

Plankton (limnoplankton) leeft vrijzwevend in het open water, vandaar dat het voornamelijk voorkomt in grote, diepe wateren, binnen een rivierenstelsel dus vooral in diepe meren, wielen en zandputten (Redeke, 1948; Hutchinson, 1967). In kleinere en vooral ondiepere wateren bestaan de planktongemeenschappen uit een mengsel van typische plankters en een aantal benthische organismen (heleoplankton) (Redeke, 1948; Leentvaar, 1958). Onder de microorganismen bevinden zich tevens sessiele organismen, zoals epifyten, die ten dele mee verzameld worden als een planktonnet door de vegetatie gehaald wordt (= losgeslagen epifyton).
In dit hoofdstuk wordt met plankton zowel het echte limnoplankton als het heleoplankton bedoeld.

Om de belangrijkste omgevingsfaktoren te achterhalen die gerelateerd zijn aan verschillen en overeenkomsten in de planktonsamenstelling van de stagnante wateren, is in paragraaf 7.2 een PCA

uitgevoerd. Vervolgens worden in paragraaf 7.3 de monsterlokaties met behulp van clustertechnieken gegroepeerd op basis van kenmerkende planktontaxa. Tenslotte worden in paragraaf 7.4 de struktuurrijkdom en abundantie van de planktonorganismen van de verschillende lokaties aan fysisch-chemische parameters gerelateerd.

7.2. Ordinatie

Een naamlijst van bij de ordinatie betrokken soorten is vermeld in tabel 7.10 aan het eind van dit hoofdstuk. De met een ster aangegeven soorten zijn niet bij de ordinaties betrokken. Het resultaat van een ordinatie (PCA) van stagnante wateren in het Nederlandse rivierengebied op de relatieve abundantie van de planktonorganismen is weergegeven in de tabellen 7.1 en 7.2.

Tabel 7.1. Spearman rangcorrelaties tussen (a)biotische parameters en de eerste twee principale assen van de PCA op relatieve abundantie van de aangetroffen planktontaxa. SI = Simpson Index, Ncya, Nbac, Neugl, Ncop, Ntot, Nfyt = de soortenrijkdom van Cyanobacteria, Bacillariophyceae, Euglenophyta, Copepoda, totaal (fyto + zoöplankton), fytoplankton.
cc = correlatiecoëfficient; p = mate van significantie; + = positieve, - = negatieve correlatie; w = waterkolom; b = bodemwater;
+++/---: $p < 0{,}001$; ++/--: $0{,}001 < p < 0{,}01$; +/-: $0{,}01 < p < 0{,}05$.

EERSTE AS			TWEEDE AS		
parameter	cc	p	parameter	cc	p
NO3w	0,42	+++	TURB	0,55	+++
Alb	0,34	+++	Kw	0,34	+++
NO3b	0,31	+++	INUN	0,33	+++
oPO4b	0,31	++	Alw	0,28	++
SO4w	0,27	++	Nab	0,27	++
Feb	0,21	+	Kb	0,26	++
INUN	0,20	+	Few	0,23	+
Mgw	-0,21	-	oPO4w	0,21	+
EGVw	-0,22	-	Siw	-0,22	-
TURB	-0,22	-	Caw	-0,25	-
Znw	-0,31	--			
ALKb	-0,33	---			
SALw	-0,34	---			
POMb	-0,38	---			
Siw	-0,39	---			
Caw	-0,42	---			
ACw	-0,43	---			
PWCb	-0,44	---			
Mnw	-0,47	---			
Few	-0,50	---			
ALKw	-0,52	---			
Ncya	0,58	+++	Neugl	0,29	++
SI	0,28	++	Ncop	-0,28	--
Ntot	-0,24	-	Nbac	-0,45	---
Nfyt	-0,26	--			
Nbac	-0,34	---			
Neugl	-0,38	---			

Uit tabel 7.1 blijkt dat de variatie binnen de PCA op relatieve abundantie van de planktontaxa langs de eerste as sterk positief gecorreleerd ($p < 0{,}001$) is aan de voedselrijkdom (NO3 en oPO4) van het water en interstitieel bodemwater, en zwak tot matig positief ($0{,}001 < p < 0{,}05$) gecorreleerd is aan het sulfaatgehalte van het water en de inundatiefrequentie (INUN). Sterk negatief met de eerste as gecorreleerd zijn de alkaliniteit (ALK), het Fe, Mn, Ca- en Si- gehalte van de waterkolom. De soorten die

de variatie over de eerste as in belangrijke mate bepalen zijn weergegeven in tabel 7.2.

Tabel 7.2. Significante correlaties van de soorten met de eerste twee principale assen van de PCA op relatieve abundantie van de aangetroffen planktontaxa.
cc = correlatiecoëfficient; - = negatieve correlatie, overige zijn positief gecorreleerd.

EERSTE AS		TWEEDE AS	
Soort	cc	Soort	cc
Asterionella formosa	0,79	*Cyclops strenuus*	0,58
Microcystis aeruginosa	0,78	nauplius-larven	0,57
Aphanizomenon flos-aquae	0,76	*Asplanchna priodonta*	0,56
Ceratium hirundinella	0,55	*Scenedesmus dimorphus*	0,52
Staurastrum planctonicum	0,55	*Scenedesmus quadricauda*	0,47
Diaphanosoma brachyurum	0,54	*Bosmina longirostris*	0,47
Eudiaptomus gracilis	0,53	*Brachionus angularis*	0,46
Anabaena spiroides	0,44	*Daphnia cucullata*	0,39
Pandorina morum	0,43	*Crucigenia apiculata*	0,38
Pediastrum duplex	0,41	*Brachionus calyciflorus*	0,37
Kellicottia longispina	0,39	*Polyarthra euryptera*	0,37
Eudorina elegans	0,37	*Actinastrum hantzschii*	0,35
Closterium aciculare	0,34	*Keratella quadrata*	0,35
Cocconeis pediculus	-0,30	*Ankistrodesmus falcatus*	0,35
Bosmina longirostris	-0,31	*Brachionus quadridentatus*	0,33
Simocephalus vetulus	-0,32	*Scapholeberis mucronata*	0,32
Phacus pleuronectes	-0,33	*Scenedesmus acuminatus*	0,32
Cryptomonas ovata	-0,34	*Trachelomonas volvocinopsis*	0,32
Cryptomonas erosa	-0,35	*Tintinnopsis lacustris*	0,31
Synedra capitata	-0,36	*Navicula* spec.	-0,31
Navicula spec.	-0,36	*Fragilaria construens*	-0,32
Gomphonema constrictum	-0,36	*Arcella vulgaris*	-0,32
Arcella vulgaris	-0,38	*Eunotia pectinalis*	-0,32
Cymbella lanceolata	-0,39	*Cocconeis pediculus*	-0,32
Synedra pulchella	-0,39	*Nitzschia* spec.	-0,32
		Amphora ovalis	-0,32
		Melosira varians	-0,33
		Harpacticidae	-0,34
		Gomphonema acuminatum	-0,34
		Lecane spec.	-0,35
		Eucyclops serrulatus	-0,35
		Ceratium hirundinella	-0,37
		Cymbella ventricosa	-0,37
		Fragilaria capucina	-0,42
		Cymbella lanceolata	-0,44
		Mougeotia spec.	-0,46
		Synedra pulchella	-0,47
		Synedra capitata	-0,50
		Gomphonema constrictum	-0,56

Sterk positief met de eerste as gecorreleerd zijn de diatomee *Asterionella formosa*, de blauwwieren *Microcystis aeruginosa* en *Aphanizomenon flos-aquae*, de dinoflagellaat *Ceratium hirundinella*, het sierwier *Staurastrum planctonicum*, de cladoceer *Diaphanosoma brachyurum* en de copepode *Eudiaptomus gracilis*. Negatief met de eerste as zijn voornamelijk een aantal diatomeeën gecorreleerd zoals *Synedra pulchella*, *Cymbella lanceolata*, *Gomphonema constrictum*, *Navicula* spec. en *Synedra capitata*, en de rhizopode *Arcella vulgaris*.

De variatie over de tweede as is sterk positief gecorreleerd met de turbiditeit (TURB), het K- gehalte van het water en de inundatiefrequentie (INUN), en sterk negatief gecorreleerd met de soortenrijkdom van de diatomeeën (Nbac) (Tabel 7.1). De volgende taxa zijn positief met de tweede as gecorreleerd (Tabel 7.2): de copepode *Cyclops strenuus*, nauplius-larven, de rotatoren *Asplanchna priodonta* en *Branchionus angularis*, de groenwieren *Scenedesmus dimorphus* en *S. quadricauda* en de cladoceer *Bosmina longirostris*. Negatief met de tweede as zijn weer een aantal diatomeeën gecorreleerd: o.a. *Gomphonema constrictum*, *Synedra capitata*, *S. pulchella*, *Cymbella lanceolata* en *Fragilaria capucina*.

Samenvattend kan gesteld worden dat de variatie binnen de onderzochte lokaties in de PCA op relatieve abundantie van de planktontaxa voornamelijk gerelateerd is aan het voedingsstoffengehalte (N en P) van water en bodemwater, de alkaliniteit, de turbiditeit en de inundatiefrequentie. Lokaties die hogere gehaltes aan voedingsstoffen (NO3 en oPO4) bezitten, frequenter door rivierwater geïnundeerd worden, een lagere alkaliniteit en organisch stofgehalte in de bodem bezitten, worden gedomineerd door de blauwwieren *Microcystis aeruginosa* en *Aphanizomenon flos-aquae*, de diatomee *Asterionella formosa* en de dinoflagellaat *Ceratium hirundinella*, terwijl de rijkdom aan diatomeeëntaxa gering is. Lokaties die een hogere turbiditeit bezitten worden gedomineerd door de copepode *Cyclops strenuus*, door nauplius-larven, door de rotatoren *Asplanchna priodonta* en *Brachionus angularis* en door de groenwieren *Scenedesmus dimorphus* en *S. quadricauda*, terwijl diatomeeën niet domineren (Tabel 7.2).

Het resultaat van de ordinatie op basis van de presentie/absentie van de gevonden planktontaxa is weergegeven in de tabellen 7.3 en 7.4.

Tabel 7.3. Spearman rangcorrelaties tussen (a)biotische parameters en de eerste twee principale assen van de PCA op presentie/absentie van de aangetroffen planktontaxa. SI = Simpson Index, Nclad, Nbac, Nzoo, Nrot, Nchlo, Neugl, Nfyt, Ncop = soortenrijkdom van Cladocera, Bacillariophyceae, zoöplankton, Rotatoria, Chlorophyta, Euglenophyta, fytoplankton, Copepoda.
cc = correlatiecoëfficient; p = mate van significantie; + = positieve, - = negatieve correlatie; w = waterkolom; b = bodemwater;
+++/---: $p < 0{,}001$; ++/--: $0{,}001 < p < 0{,}01$; +/-: $0{,}01 < p < 0{,}05$.

EERSTE AS			TWEEDE AS		
parameter	cc	p	parameter	cc	p
NO3w	0,47	+++	ACw	0,38	+++
Feb	0,30	++	Caw	0,36	+++
Alb	0,26	++	ALKw	0,33	+++
NO3b	0,23	+	Siw	0,25	++
INUN	0,22	+	Znw	0,21	+
Caw	-0,22	+	SALw	-0,21	-
Few	-0,25	+	Mgb	-0,21	-
EGVw	-0,27	--	Alb	-0,23	-
Nab	-0,27	--	NH4b	-0,25	-
Alw	-0,28	--	Clw	-0,26	-
Mgb	-0,30	--	Clb	-0,26	-
POMb	-0,33	---	NO3w	-0,28	--
SALw	-0,35	---	oPO4b	-0,29	--
ALKb	-0,36	---	Naw	-0,30	--
ALKw	-0,39	---	Alw	-0,31	--
TURB	-0,39	---	INUN	-0,32	---
Mgw	-0,45	---	Kw	-0,33	---
			Nab	-0,34	---
			Kb	-0,34	---
			NO3b	-0,35	---
			TURB	-0,48	---
SI	0,81	+++	Ncop	0,40	+++
Nclad	-0,41	---	Nbac	0,38	+++
Nbac	-0,48	---	Neugl	-0,20	-
Nzoo	-0,64	---	Nchlo	-0,26	--
Nrot	-0,66	---			
Nchlo	-0,66	---			
Neugl	-0,79	---			
Nfyt	-0,81	---			

Uit tabel 7.3 blijkt dat de variatie binnen de PCA op presentie/absentie van de planktontaxa over de eerste as sterk positief gecorreleerd is met het nitraatgehalte van de waterkolom, en sterk negatief

gecorreleerd is met het magnesiumgehalte (Mg), de alkaliniteit (ALK) en het organisch stofgehalte van de bodem (POM). De Simpson Index is zeer sterk positief met de eerste as gecorreleerd, terwijl de soortenrijkdom van groepen als fytoplankton, Euglenophyta, Chlorophyta, rotatoren, zoöplankton en Bacillariophyceae (diatomeeën) zeer sterk negatief met deze as gecorreleerd zijn.
Slechts zeer weinig taxa zijn positief met de eerste as gecorreleerd (Tabel 7.4), o.a de cladoceer *Diaphanosoma brachyurum*. Negatief met deze as gecorreleerd zijn o.a. de groenwieren *Ankistrodesmus falcatus*, *Crucigenia quadricauda*, *Scenedesmus quadricauda* en *Pediastrum tetras* en de Euglenophyta *Trachelomonas hispida*, *Phacus longicauda* en *Euglena* spec..

De variatie over de tweede as (Tabel 7.3) is positief gecorreleerd met de alkaliniteit, aciditeit, het Ca- en Si- gehalte van het water, en sterk negatief gecorreleerd met de turbiditeit, het nitraatgehalte en de inundatiefrequentie. Verder is de tweede as positief gecorreleerd met de soortenrijkdom van Copepoda en Bacillariophyceae, en negatief met de soortenrijkdom van Chlorophyta en Euglenophyta (Tabel 7.3). Tot de soorten die positief met de tweede as gecorreleerd zijn (Tabel 7.4) behoren o.a. de diatomeeën *Cymbella lanceolata*, *Gomphonema acuminatum* var. *coronata*, *Eunotia pectinalis*, *Synedra capitata* en *Gomphonema constrictum*, de protozoo *Arcella vulgaris* en de cladoceren *Acroperus harpae* en *Simocephalus vetulus*. De volgende soorten zijn sterk negatief met de tweede as gecorreleerd: o.a. het blauwwier *Aphanizomenon flos-aquae*, het groenwier *Scenedesmus dimorphus* en de cladoceer *Daphnia cucullata* (Tabel 7.4).

Samenvattend kan gesteld worden dat de variatie binnen de onderzochte lokaties in de PCA op presentie/absentie van de planktontaxa in belangrijke mate gerelateerd is aan het voedingsstoffengehalte (met name het nitraatgehalte) van water en bodemwater, de alkaliniteit, de turbiditeit, de inundatiefrequentie en de soortenrijkdom van groepen als Euglenophyta, Chlorophyta, rotatoren, Bacillariophyceae (diatomeeën) en cladoceren. Lokaties die hogere gehaltes aan voedingsstoffen (N en P) bezitten, vertonen een relatief hoge Simpson Index; dat wil zeggen dat dergelijke wateren relatief soortenarm zijn en slechts door enkele soorten gedomineerd worden.

Tabel 7.4. Signifikante correlaties van de soorten met de eerste twee principale assen van de PCA op grond van de presentie/absentie van de aangetroffen planktontaxa (gecentreerde PCA op presentie-absentie).
cc = correlatiecoëfficient; + = positieve, - = negatieve correlatie.

EERSTE AS		TWEEDE AS	
Soort	cc	Soort	cc
Diaphanosoma brachyurum	0,40	*Cymbella lanceolata*	0,62
Mesocyclops leuckarti	0,34	*Gomphonema acuminatum var.*	0,53
Fragilaria crotonensis	0,31	*Eunotia pectinalis*	0,53
Melosira varians	-0,30	*Arcella vulgaris*	0,53
Sida cristallina	-0,31	*Synedra capitata*	0,52
Pleuroxus aduncus	-0,32	*Gomphonema constrictum*	0,51
Ophiocytium capitatum	-0,33	*Acroperus harpae*	0,50
Oscillatoria spec.	-0,33	*Simocephalus vetulus*	0,49
Keratella cochlearis	-0,34	*Lecane spec.*	0,48
Polyarthra euryptera	-0,34	*Lepadella spec.*	0,46
Cymbella ventricosa	-0,35	*Platyias quadricornis*	0,46
Arcella vulgaris	-0,35	Ostracoda	0,43
Tetraedron minimum	-0,35	*Centropyxis aculeata*	0,42
Brachionus diversicornis	-0,35	Harpacticidae	0,41
Euastrum binale	-0,36	*Eucyclops serrulatus*	0,41
Tintinnopsis lacustris	-0,36	*Gomphonema acuminatum*	0,40
Cryptomonas ovata	-0,36	*Trichotria spec.*	0,40
Vorticella spec.	-0,37	*Mougeotia spec.*	0,40
Navicula spec.	-0,37	*Rhopalodia gibba*	0,40
Selenastrum westii	-0,38	*Testudinella patina*	0,40
Brachionus calyciflorus	-0,38	*Graptoleberis testudinaria*	0,39
Trachelomonas volvocinopsis	-0,39	*Cymbella ventricosa*	0,38
Difflugia spec.	-0,40	*Euchlanis dilatata*	0,38
Crucigenia apiculata	-0,40	*Fragilaria capucina*	0,36
Oedogonium spec.	-0,40	*Colurella spec.*	0,35
Scenedesmus acuminatus	-0,41	*Eurycercus lamellatus*	0,35
Cosmarium laeve	-0,41	*Synedra pulchella*	0,35
Cocconeis pediculus	-0,42	*Epithemia sorex*	0,35
Asplanchna priodonta	-0,42	*Cryptomonas erosa*	0,35
Rhoicosphenia curvata	-0,42	*Pleuroxus aduncus*	0,34
Scenedesmus dimorphus	-0,43	*Cocconeis pediculus*	0,34
Nitzschia spec.	-0,43	*Alonella exigua*	0,30
Tetraedron regulare	-0,44	*Pleuroxus truncatus*	0,30
Scenedesmus arcuatus	-0,44	*Brachionus calyciflorus*	-0,30
Polyarthra dolichoptera	-0,45	*Scenedesmus arcuatus*	-0,30
Cyclops strenuus	-0,45	*Scenedesmus acuminatus*	-0,33
Pleuroxus truncatus	-0,46	*Brachionus quadridentatus*	-0,33
Ceriodaphnia pulchella	-0,46	*Polyarthra euryptera*	-0,35
Filinia longiseta	-0,47	*Asplanchna priodonta*	-0,35
Phacus pleuronectes	-0,49	*Keratella quadrata*	-0,37
Pediastrum boryanum	-0,49	*Actinastrum hantzschii*	-0,40
Actinastrum hantzschii	-0,49	*Brachionus angularis*	-0,43
Lepocinclis spec.	-0,49	*Dictyosphaerium pulchellum*	-0,43
Bosmina longirostris	-0,49	*Crucigenia apiculata*	-0,43
Brachionus angularis	-0,50	*Microcystis aeruginosa*	-0,44
Pediastrum tetras	-0,51	*Pediastrum duplex*	-0,47
Euglena spec.	-0,55	*Tintinnopsis lacustris*	-0,48
Phacus longicauda	-0,57	*Daphnia cucullata*	-0,51
Scenedesmus quadricauda	-0,60	*Scenedesmus dimorphus*	-0,51
Chrysococcus spec.	-0,60	*Aphanizomenon flos-aquae*	-0,51
Crucigenia quadricauda	-0,61		
Trachelomonas hispida	-0,62		
Ankistrodesmus falcatus	-0,62		

7.3. Klassifikatie

M.b.v. een hierarchische clustering (zie paragraaf 2.5.) is een klassifikatie van de stagnante wateren op grond van de planktontaxa verkregen (Fig. 7.2; Tabellen 7.5 en 7.6). De bij dit onderzoek betrokken soorten zijn vermeld in tabel 7.10 aan het eind van dit hoofdstuk. De met een ster aangegeven soorten zijn niet bij de clustering betrokken.

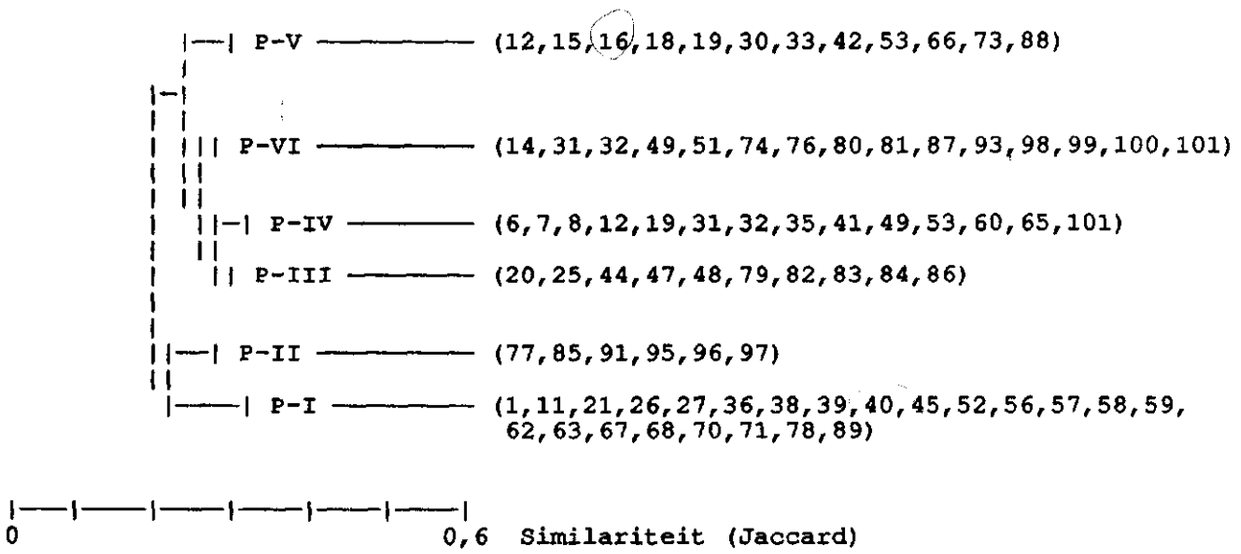

Fig. 7.2. Dendrogram van een hierarchische clustering van de onderzochte wateren op basis van de soortensamenstelling van de aangetroffen planktontaxa. Tussen haakjes zijn de nummers van de onderzochte lokaties vermeld (zie hoofdstuk 2).

Op grond van deze klassifikatie zijn 6 clusters onderscheiden: P-I t/m P-VI (P is toegevoegd om aan te geven dat de clustering gebaseerd is op planktontaxa). De onderscheiden clusters zijn op grond van de Fisher's exact toets onderzocht op kenmerkende planktontaxa, dat wil zeggen er is onderzocht of bepaalde soorten voornamelijk of uitsluitend in één cluster voorkomen. Tabel 7.5 toont een overzicht van de kenmerkende planktontaxa. Vervolgens zijn in tabel 7.6 begeleidende soorten, dat wil zeggen soorten die in meer dan 50 % van de lokaties per cluster aangetroffen zijn, maar zich niet tot één cluster beperken, bij de beschrijving van de clusters meegenomen. In tabel 7.6 zijn presentie en abundantie van de begeleidende planktontaxa per cluster weergegeven. In deze tabel is de presentie weergegeven door het aantal cijfers, terwijl de abundantie door de getalswaarde van de cijfers is aangegeven. Op deze wijze is het mogelijk om zowel presentie als abundantie in één tabel te presenteren.

De abiotische faktoren die de belangrijkste verschillen tussen de clusters vormen zijn: de maximale diepte (geomorfologie) en de inundatiefrequentie van de lokaties. Met diepe wateren wordt hier bedoeld: wateren met een maximale diepte van meer dan 6 meter, waarin zich gedurende de zomer een spronglaag kan ontwikkelen (zie tevens paragraaf 3.2.).

Tabel 7.5. Kenmerkende zoöplanktontaxa voor de verschillende clusters.
Diepte: d = diep, o = ondiep; inundatiefrequentie in dagen per jaar; n = aantal lokaties per cluster.
Presentie: + = aanwezig, - = afwezig. p = mate van significantie (Fisher's exact toets).
+++/---: $p < 0{,}001$; ++/--: $0{,}001 < p < 0{,}01$; +/-: $0{,}01 < p < 0{,}05$.

cluster	P-I	P-II	P-III	P-IV	P-V	P-VI
n	23	6	10	16	12	16
PROTOZOA						
Tintinnopsis lacustris			+			
Vorticella spec.	--			+		
Arcella vulgaris	--	-			+	+
Difflugia spec.	---					++
COPEPODA						
Mesocyclops leuckarti		+++		-		++
Eucyclops serrulatus	-				+	
CLADOCERA						
Diaphanosoma brachyurum	++		--	-		
Daphnia cucullata	+					-
Bosmina longirostris	---			++		
Ceriodaphnia pulchella	---	-		+		+
Simocephalus vetulus					++	
Acroperus harpae					+	+
Alonella exigua					+	
Graptoleberis testudinaria					+	
Platyias quadricornis	--					++
Pleuroxus truncatus	--					++
Pleuroxus aduncus						+
ROTATORIA						
Polyarthra vulgaris	++					
Conochilus unicornis		+				
Brachionus calyciflorus	--		++			
Brachionus angularis	---			+++		
Asplanchna priodonta	---			++		
Filinia longiseta	--			++		
Polyarthra dolichoptera	-			++		
Testudinella patina					++	
Kellicottia longispina						+
Rotifer neptunius						+
HARPACTICIDAE						
Harpacticidae					++	
OSTRACODA						
Ostracoda	-				+	
Aantal kenmerkende taxa	3	2	2	7	9	10
ABIOTISCHE KENMERKEN						
diepte	d	d	o	o	o	d
inundatiefrequentie	365	0	364-21	20-4	4-0	20-0

Tabel 7.6. Kenmerkende fytoplanktontaxa voor de verschillende clusters. n = aantal lokaties per cluster. Presentie: + = aanwezig, - = afwezig. p = mate van significantie (Fisher's exact toets). +++/---: $p < 0{,}001$; ++/--: $0{,}001 < p < 0{,}01$; +/-: $0{,}01 < p < 0{,}05$.

cluster	P-I	P-II	P-III	P-IV	P-V	P-VI
n	23	6	10	16	12	16
— CYANOBACTERIA						
Microcystis aeruginosa	+++				-	
Aphanizomenon flos-aquae	+	-			-	
Oscillatoria limosa		++				
— CHRYSOPHYTA/diatomeae						
Asterionella formosa	+++		--			
Campylodiscus noricus	++					
Centricate diatomeae	+++	--				
Cyclotella spec.	+					
Melosira granulata	+			+		
Fragilaria crotonensis		++		+		
Cocconeis pediculus				++		
Nitzschia sigmoidea				++		
Nitzschia spec.				++		
Synedra acus			-	+		
Cymbella lanceolata	--				+++	
Gomphonema acuminatum					++	+
Fragilaria capucina						+++
Surirella elegans						++
Gomphonema constrictum	--					+
— CHRYSOPHYTA/chrysophyceae						
Staurastrum planctonicum	+++					
Dinobryon divergens	---	+				+
Mallomonas spec.		+				
Closterium acutum			+			
Cosmarium spec.	-		+			
Chrysococcus spec.	---			++		
Cosmarium laeve				+		
Hyalotheca dissiliens					++	
Synura spec.					++	
Staurastrum spec.						+
— EUGLENOPHYTA						
Euglena spec.	---	-		+++		
Phacus longicauda	--			+++		
Phacus pleuronectes	---			+		
Trachelomonas hispida	---			++		+
— PYRROPHYTA						
Ceratium hirundinella		+	---			+
Peridinium spec.	--					+
— CRYPTOPHYTA						
Cryptomonas ovata				++	+	-
Cryptomonas erosa					++	
— CHLOROPHYTA/chlorococcales						
Eudorina elegans	+					
Scenedesmus dimorphus			+++			
Scenedesmus obliquus			++			
Scenedesmus quadricauda	--	--	++	+++		
Crucigenia apiculata			++	++		
Actinastrum hantzschii			++	+		
Ankistrodesmus falcatus	--			+++		
Crucigenia quadrata	--			+++		
Selenastrum westii				+++		
Pediastrum tetras	--			++		
Scenedesmus acuminatus				++		
Tetraedron regulare	-			++		
Scenedesmus arcuatus				+		
Botryococcus braunii					++	
Tetraedron caudatum						+
— CHLOROPHYTA/zygnemales						
Zygnema spec.		+++				
Mougeotia spec.						+
Aantal kenmerkende taxa	9	6	7	23	7	11

Een overzicht van de presentie en abundantie van de begeleidende taxa, d.w.z. taxa die minimaal in één cluster hoog present zijn (presentie > 50 %), is weergegeven in de tabellen 7.7 en 7.8.

Tabel 7.7. Presentie en abundantie van de begeleidende zoöplanktontaxa per cluster.
n = aantal wateren per cluster.
Abundantie: 1: laag abundant, 3: abundant, 5: dominant.
Presentie: 1,3,5: < 25 %, 11,33,55: 25-50 %, 111,333,555: > 50 %.

cluster	P-I	P-II	P-III	P-IV	P-V	P-VI
n	23	6	10	16	12	16
PROTOZOA						
Arcella vulgaris	1		11	111	111	111
Centropyxis aculeata	11	1	1	11	111	111
Difflugia spec.	1	1	11	111	111	111
Tintinnopsis lacustris	1	11	111	11	1	11
Vorticella spec.	1		1	11	11	11
COPEPODA						
Cyclops strenuus	33	1	555	555	333	333
Eucyclops serrulatus		1		1	11	1
Eudiaptomus gracilis	111	111	11	111	111	11
Mesocyclops hyalinus	11		1	33	11	11
Mesocyclops leuckartii	1	111			3	333
CLADOCERA						
Bosmina longirostris	1	11	111	333	111	333
Ceriodaphnia pulchella	1		1	111	111	111
Daphnia cucullata	111	111	111	111	111	11
Diaphanosoma brachyurum	111	11		1	11	11
Pleuroxus aduncus	1	1	1	11	111	111
Pleuroxus truncatus	1		1	11	111	111
Scapholeberis mucronata	1	1	111	111	11	1
ROTATORIA						
Asplanchna priodonta	1	111	333	555	333	111
Brachionus angularis	1	11	333	333	111	111
Brachionus calyciflorus	1		111	11	11	1
Filinia longiseta	1		11	111	11	1
Kellicottia longispina	1	111	1	1	1	111
Keratella cochlearis	11	111	111	333	333	333
Keratella quadrata	111	111	111	333	333	333
Polyarthra dolichoptera	1	1	11	333	111	111
Polyarthra euryptera	1	111	11	111	11	111
Synchaeta pectinata	1	1	1	11	111	1
Testudinella patina	1			1	11	1
OSTRACODA						
Ostracoda	1	11	1	11	111	11

Tabel 7.8. Presentie en abundantie van de begeleidende fytoplanktontaxa per cluster.
n = aantal wateren per cluster.
Abundantie: 1: laag abundant, 3: abundant, 5: dominant.
Presentie: 1,3,5: < 25 %, 11,33,55: 25-50 %, 111,333,555: > 50 %.

cluster	P-I	P-II	P-III	P-IV	P-V	P-VI
n	23	6	10	16	12	16
— CYANOBACTERIA						
Aphanizomenon flos-aquae	555	3	333	333	11	333
Microcystis aeruginosa	333	11	1	111	1	11
Oscillatoria spec.	1	1	11	111	11	111
— CHRYSOPHYTA/diatomeae						
Asterionella formosa	333	111	1	111	11	111
Centricate diatomeae	111		333	33	11	11
Cocconeis pediculus	1		1	111	11	11
Cymbella lanceolata			1	1	111	1
Fragilaria capucina	1	1	1	1	1	111
Fragilaria crotonensis	1	111	1		1	1
Gomphonema constrictum	1	11	1	11	11	111
Gyrosigma attenuatum	1	111	1	11	111	111
Melosira granulata	555	1	11	333	3	11
Melosira varians	555		11	555	5	11
Navicula spec.	111	111	111	333	111	111
Nitzschia sigmoidea	11	111	11	111	111	111
Nitzschia spec.	11	111	11	333	111	111
Synedra acus	11	111	1	111	111	11
Synedra ulna	11	1	1	111	11	11
— CHRYSOPHYTA/chrysophyceae						
Chrysococcus spec.	1	1	11	111	111	11
Dinobryon divergens	1	111	1	11	333	333
— EUGLENOPHYTA						
Euglena spec.	1		111	111	11	111
Phacus longicauda	1		11	111	11	1
Phacus pleuronectes			11	111	11	1
Trachelomonas hispida	1	1	111	111	11	111
Trachelomonas volvocinopsis	1	1	111	111	111	11
— PYRROPHYTA						
Ceratium hirundinella	333	555		11	11	555
Peridinium spec.	1	111	1	1	1	111
— CRYPTOPHYTA						
Cryptomonas ovata	11	1	33	333	111	3
— CHLOROPHYTA/chlorococcales						
Actinastrum hantzschii	1		111	11	1	1
Ankistrodesmus falcatus	1		111	111	111	1
Botryococcus braunii	1	5		1	111	3
Coelastrum microporum	11	1	11	11	11	11
Crucigenia apiculata	1	1	111	11	1	1
Crucigenia quadrata	1		1	111	1	1
Dictyosphaerium pulchellum	1	11	111	11	1	11
Pediastrum boryanum	1	1	11	111	1	111
Pediastrum duplex	111	1	111	111	111	111
Scenedesmus dimorphus	1		111	11	1	1
Scenedesmus quadricauda	11		333	333	111	111
Mougeotia spec.	11	333	1	11	11	111
Spirogyra spec.	1	111	1	1	11	111
Zygnema spec.		333				1

Hieronder worden de onderscheiden P-clusters beschreven aan de hand van kenmerkende en begeleidende planktontaxa (Tabellen 7.5 t/m 7.8).

Cluster P-I

Typering op grond van het fytoplankton:
Kenmerkende taxa (n=9):Dit cluster wordt gekenmerkt door de diatomeeën *Asterionella formosa*, *Campylodiscus noricus* var. *hibernica*, *Melosira granulata* en *Cyclotella* spec. en een groep van niet nader bepaalde Centricate Diatomeeën, de blauwwieren *Microcystis aeruginosa* en *Aphanizomenon flos-aquae*, het sierwier *Staurastrum planctonicum* en het groenwier *Eudorina elegans*.
Begeleidende taxa (n=4): De volgende taxa zijn in meer dan 50 % van de lokaties binnen dit cluster aangetroffen: de diatomeeën *Melosira varians* en *Navicula* spec., de dinoflagellaat *Ceratium hirundinella*, en de groenwier *Pediastrum duplex*.

Typering op grond van het zoöplankton:
Kenmerkende taxa (n=3): de cladoceren *Diaphanosoma brachyurum* en *Daphnia cucullata*, en de rotatoor *Polyarthra vulgaris*.
Begeleidende taxa (n=2): de copepode *Eudiaptomus gracilis* en de rotatoor *Keratella quadrata*.

Abiotische typering: Dit cluster bestaat uit zandputten (18) en strangen (5), die continu in open verbinding met de rivier staan (gemiddelde inundatiefrequentie > 40 dagen per jaar).

Cluster P-II

Typering op grond van het fytoplankton:
Kenmerkende taxa (n=6): het draadwier *Zygnema* spec., het blauwwier *Oscillatoria limosa*, de diatomee *Fragilaria crotonensis*, de dinoflagellaat *Ceratium hirundinella* en de goudwieren *Dinobryon divergens* en *Mallomonas* spec..
Begeleidende taxa (n=9): de diatomeeën *Asterionella formosa*, *Gyrosigma attenuatum*, *Navicula* spec., *Nitzschia sigmoidea*, *Nitzschia* spec. en *Synedra acus*, de dinoflagellaat *Peridinium* spec., en de draadwieren *Mougeotia* spec. en *Spirogyra* spec..

Typering op grond van het zoöplankton:
Kenmerkende taxa (n=2): de copepode *Mesocyclops leuckarti* en de rotatoor *Conochilus unicornis*.
Begeleidende taxa (n=7): de copepode *Eudiaptomus gracilis*, de cladoceer *Daphnia cucullata*, en de rotatoren *Asplanchna priodonta*, *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis*, *K. quadrata* en *Polyarthra euryptera*.

Abiotische typering: Dit cluster omvat binnendijks gelegen zandputten (5).

Cluster P-III

Typering op grond van het fytoplankton:
Kenmerkende taxa (n=7): Dit cluster wordt gekenmerkt door de groenwieren *Scenedesmus dimorphus*, *S. obliquus*, *S. quadricauda*, *Actinastrum hantzschii* en *Crucigenia apiculata* en de sierwieren *Closterium acutum* en *Cosmarium* spec..
Begeleidende taxa (n=9): de blauwwier *Aphanizomenon flos-aquae*, de diatomeeën *Navicula* spec. en een aantal Centricate diatomeeën, de Euglenophyta *Euglena* spec., *Trachelomonas hispida*, en *T. volvocinopsis*, de groenwieren *Ankistrodesmus falcatus*, *Dictyosphaerium pulchellum* en *Pediastrum duplex*.

Typering op grond van het zoöplankton:
Kenmerkende taxa (n=2): De rotatoor *Brachionus calyciflorus* en de protozoo *Tintinnopsis lacustris* zijn kenmerkend voor dit cluster.

Begeleidende taxa (n=8): de copepode *Cyclops strenuus*, de cladoceren *Bosmina longirostris*, *Daphnia cucullata* en *Scapholeberis mucronata*, en de rotatoren *Asplanchna priodonta*, *Brachionus angularis*, *Keratella cochlearis* en *K. quadrata*.

Abiotische typering: Dit cluster bestaat uit strangen (6), wielen (3) en een kleiput (1), met een vrij grote inundatieinvloed (gemiddelde inundatiefrequentie van 20 tot 40 dagen per jaar).

Cluster P-IV

Typering op grond van het fytoplankton:

Kenmerkende taxa (n=23): de groenwieren *Actinastrum hantzschii*, *Ankistrodesmus falcatus*, *Scenedesmus quadricauda*, *S. acuminatus*, *S. arcuatus*, *Crucigenia quadrata*, *C. apiculata*, *Selenastrum westii*, *Pediastrum tetras*, *Tetraedon regulare*, *Actinastrum hantzschii*, de Euglenophyta *Euglena* spec., *Phacus longicauda*, *P. pleuronectes*, *Trachelomonas hispida*, de diatomeeën *Cocconeis pediculus*, *Fragilaria crotonensis*, *Melosira granulata*, *Nitzschia sigmoidea*, *Nitzschia* spec., *Synedra acus*, het goudwier *Chrysococcus* spec. en het sierwier *Cosmarium laeve*.

Begeleidende taxa (n=11): de blauwwieren *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa* en *Oscillatoria* spec., de diatomeeën *Asterionella formosa*, *Melosira varians*, *Navicula* spec. en *Synedra ulna*, de Euglenophyt *Trachelomonas volvocinopsis*, de Cryptophyt *Cryptomonas ovata*, en de groenwieren *Pediastrum boryanum* en *P. duplex*.

Typering op grond van het zoöplankton:

Kenmerkende zoöplanktontaxa (n=7): de rotatoren *Brachionus angularis*, *Asplanchna priodonta*, *Filinia longiseta*, *Polyarthra dolichoptera*, de cladoceren *Bosmina longirostris* en *Ceriodaphnia pulchella*, en de protozoo *Vorticella* spec..

Begeleidende taxa (n=9): de protozoa *Arcella vulgaris* en *Difflugia* spec., de copepoden *Cyclops strenuus* en *Eudiaptomus gracilis*, de cladoceren *Daphnia cucullata* en *Scapholeberis mucronata* en de rotatoren *Keratella cochlearis*, *K. quadrata* en *Polyarthra euryptera*.

Abiotische typering: Dit cluster bestaat uit ondiepe kleiputten (9) en strangen (7), met een matige inundatieinvloed (gemiddelde inundatiefrequentie van 4 tot 20 dagen per jaar).

Cluster P-V

Typering op grond van het fytoplankton:

Kenmerkende taxa (n=7): Dit cluster wordt gekenmerkt door de epifytische en benthische diatomeeën *Cymbella lanceolata* en *Gomphonema acuminatum*, het groenwier *Botryococcus braunii*, de goudwieren *Synura* spec. en *Hyalotheca dissiliens*, en de Cryptophyta *Cryptomonas ovata* en *C. erosa*.

Begeleidende taxa (n=11): de diatomeeën *Gyrosigma attenuatum*, *Navicula* spec., *Nitzschia sigmoidea*, *N.* spec. en *Synedra acus*, de goudwieren *Chrysococcus* spec. en *Dinobryon divergens*, de Euglenophyt *Trachelomonas volvocinopsis*, de Cryptophyt *Cryptomonas ovata*, en de groenwieren *Ankistrodesmus falcatus*, *Pediastrum duplex* en *Scenedesmus quadricauda*.

Typering op grond van het zoöplankton:

Kenmerkende taxa (n=9): Dit cluster bevat een groot aantal benthische zoöplanktontaxa, o.a. harpacticiden, ostracoden, de cladoceren *Simocephalus vetulus*, *Graptoleberis testudinaria*, *Alonella exigua*, *Acroperus harpae*, de copepode *Eucyclops serrulatis*, de rotatoor *Testudinella patina* en de protozoo *Arcella vulgaris*.

Begeleidende taxa (n=15): de protozoa *Centropyxis aculeata* en *Difflugia* spec., de copepoden *Cyclops strenuus* en *Eudiaptomus gracilis*, de cladoceren *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Daphnia*

cucullata, *Pleuroxus aduncus* en *P. truncatus*, en de rotatoren *Asplanchna priodonta*, *Brachionus angularis*, *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, *Polyarthra dolichoptera* en *Synchaeta pectinata*.

Abiotische typering: Dit cluster bestaat uit ondiepe strangen (7) en kleiputten (5), met een geringe of geen inundatieinvloed (gemiddelde inundatiefrequentie: < 4 dagen per jaar).

Cluster P-VI

Typering op grond van het fytoplankton:

Kenmerkende taxa (n=11): de diatomeeën *Fragilaria capucina*, *Surirella elegans*, *Gomphonema acuminatum*, *G. constrictum*, het draadwier *Mougeotia* spec., de goudwieren *Dinobryon divergens* en *Staurastrum* spec., het groenwier *Tetraedron caudatum*, de dinoflagellaten *Ceratium hirundinella* en *Peridinium* spec., en de Euglenophyt *Trachelomonas hispida*.

Begeleidende taxa (n=12): de blauwwieren *Aphanizomenon flos-aquae* en *Oscillatoria* spec., de diatomeeën *Asterionella formosa*, *Gyrosigma attenuatum*, *Navicula* spec., *Nitzschia sigmoidea* en *N.* spec., de Euglenophyt *Euglena* spec., de groenwieren *Pediastrum boryanum*, *P. duplex* en *Scenedesmus quadricauda*, en het draadwier *Spirogyra* spec..

Typering op grond van het zoöplankton:

Kenmerkende zoöplanktontaxa (10): de copepode *Mesocyclops leuckarti*, de cladoceren *Alonella exigua*, *Acroperus harpae*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Pleuroxus aduncus* en *P. truncatus*, de rotatoren *Kellicottia longispina* en *Rotifer neptunus*, en de protozoën *Arcella vulgaris* en *Difflugia* spec..

Begeleidende taxa (n=9): de protozoo *Centropyxis aculeata*, de copepode *Cyclops strenuus*, de cladoceer *Bosmina longirostris*, en de rotatoren *Asplanchna priodonta*, *Brachionus angularis*, *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, *Polyarthra dolichoptera* en *P. euryptera*.

Abiotische typering: Dit cluster bestaat uit (diepe) wielen (16), met een matige tot geen inundatieinvloed (gemiddelde inundatiefrequentie van 0 tot 20 dagen per jaar).

7.4. Correlatie soortenrijkdom met (a)biotische faktoren

Met behulp van de Spearman rangcorrelatie toets zijn een aantal diversiteitsindices van het plankton met fysisch-chemische parameters van water en bodem gecorreleerd (Tabel 7.9).

Tabel 7.9. Correlatie matrix van de Simpson Index (SI), het totale aantal taxa (NTOT), het aantal fyto- (NFYT) en zoöplanktontaxa (NZOO) en het aantal taxa van Cyanobacteria (NCYA), Bacillariophyceae (NBAC), Euglenophyta (NEUGL), Chlorophyta (NCHLOR), een restgroep van Pyrrophyta en Cryptophyta (NREST), Copepoda (NCOP), Cladocera (NCLAD) en Rotatoria (NROT) van de stagnante wateren met de soortenrijkdom van waterplanten (NHYDR) en met fysisch-chemische parameters van water (w) en bodem (b). Spearman rangcorrelatie toets (n = 101 waarnemingen).
+++/---: $p < 0{,}001$; ++/--: $0{,}001 < p < 0{,}01$; +/-: $0{,}01 < p < 0{,}05$; +: positieve, -: negatieve, .:geen significante correlatie.

	SI	NTOT	NFYT	NZOO	NCYA	NBAC	NEUGL	NCHLO	NREST	NCOP	NCLAD	NROT
NHYDR	---	+++	++	++	.	++	++	.	+++	.	.	+++
INUN	+++	---	--	---	.	.	-	.	--	.	-	--
NO3w	+++	---	---	---	.	-	---	--	---	.	-	---
ALKw	---	++	++	.	---	+++	+++	.	+	+	.	+
Mgw	---	+++	+++	++	.	++	+++	.	++	.	.	+++
SALw	--	+	+	.	-	+++	+	.	.	.	.	+
Caw	-	.	.	.	---	+++	.	-	.	+++	.	.
Siw	.	.	.	.	---	+++	.	---	.	.	.	.
TURB	.	.	.	.	.	.	+++	.	.	--	.	+
POMb	.	+	.	+	.	.	+++	.	.	.	.	++
pHw	.	.	.	.	+++	-	.	+++	.	.	.	.

Uit tabel 7.9 blijkt dat de soortenrijkdom van fyto- en zoöplanktontaxa positief gecorreleerd ($p < 0{,}01$) is met de soortenrijkdom van waterplanten en negatief ($p < 0{,}001$) met de inundatiefrequentie en het nitraatgehalte van het water. Met name diatomeeën, Euglenophyta, een restgroep van Pyrrophyta en Cryptophyta, en rotatoren zijn met meer soorten vertegenwoordigd in lokaties met een grotere diversiteit aan waterplanten.

De Simpson Index berekend over de planktontaxa is negatief gecorreleerd met de diversiteit aan waterplanten en positief met de inundatiefrequentie en het nitraatgehalte van het water. Dit betekent dat een kleinere waarde van de Simpson Index, ofwel een evenwichtiger verdeling van de aantallen van planktontaxa, gecorreleerd is met een grotere diversiteit aan waterplanten en met een lagere inundatiefrequentie en een lager nitraatgehalte.

De soortenrijkdom aan diatomeeën is positief gecorreleerd met het siliciumgehalte van het water (Siw). De soortenrijkdom van Euglenophyta en rotatoren is positief gecorreleerd met de turbiditeit en met het organisch stofgehalte van de waterbodem.

In figuur 7.3 is de gemiddelde soortenrijkdom van het zoö- en het fytoplankton tegen de inundatiefrequentie-klassen uitgezet. Uit figuur 7.3.A blijkt dat het totaal aantal zoöplanktontaxa afneemt bij een inundatiefrequentie van meer dan 20 dagen per jaar. Tevens blijkt uit deze figuur dat deze afname vooral te wijten is aan een vermindering van het aantal soorten rotatoren. Bij het fytoplankton is de gemiddelde soortenrijkdom van alle taxa samen eveneens het laagst in de meest frequent geïnundeerde lokaties (Fig. 7.3.B). De hoogste soortenrijkdom treedt op in de inundatieklasse van 4-20 dagen/jaar. Dit wordt vooral veroorzaakt door een toename van het aantal soorten Euglenophyta in deze klasse. Bij de meest frequent geïnundeerde lokaties nemen alle fytoplanktongroepen in soortenrijkdom af, uitgezonderd de blauwwieren.

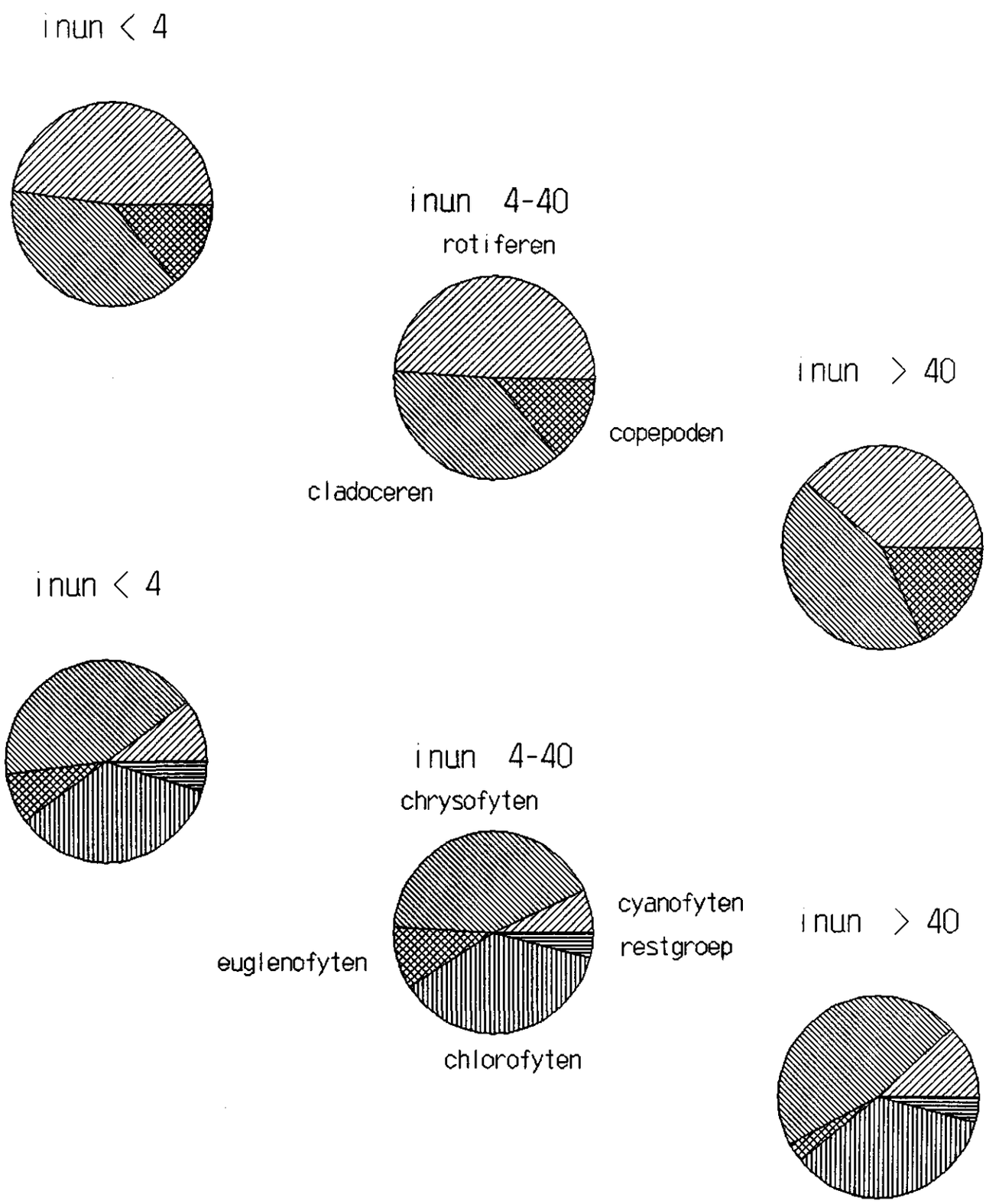

Fig. 7.3. Soortenrijkdom van planktongroepen in relatie tot de inundatiefrequentie. A.(boven) zoöplankton; B. (onder) fytoplankton.

7.5. Discussie

1. De variatie binnen de onderzochte lokaties op grond van de planktonsamenstelling is vooral gerelateerd aan het voedingsstoffengehalte (N en P), de alkaliniteit en de inundatiefrequentie (paragraaf 7.1.). Bij een toenemende inundatiefrequentie neemt het nutiëntengehalte toe, terwijl de alkaliniteit en de soortenrijkdom van de planktonorganismen afnemen. Uit de Spearman correlaties (paragraaf 7.4.) blijkt dat ook de soortenrijkdom van zowel zoö- als fytoplanktonorganismen sterk samenhangt met de inundatiefrequentie, de aanwezigheid van waterplanten, het nutriëntengehalte, de turbiditeit en het percentage organisch materiaal van de bodem (Tabel 7.9). Uit hoofdstuk 6 bleek reeds dat ook de soortenrijkdom van de waterplanten, met name die van de ondergedoken waterplanten, afneemt bij een toenemende inundatiefrequentie.

In de met de rivier in open verbinding staande plassen wordt het fytoplankton gedomineerd door blauwwieren en diatomeeën (Tabellen 7.2, 7.6 en 7.8). Zoals reeds in hoofdstuk 5 vermeld, worden in deze lokaties continu voedingsstoffen vanuit de rivier aangevoerd hetgeen leidt tot een hypertrofe situatie. Bij een afnemende rivierinvloed (geringere inundatiefrequentie) wordt het trofieniveau lager en wordt de soortenrijkdom van alle planktongroepen groter en de soortensamenstelling evenwichtiger. De soortenrijkdom aan ondergedoken waterplanten neemt eveneens toe (zie hoofdstuk 6), hetgeen een toename van benthische en epifytische planktonsoorten tot gevolg heeft (Tabellen 7.5 en 7.6). Tenslotte neemt bij afnemende inundatiefrequentie ook het percentage organisch materiaal in de waterbodem toe (zie hoofdstuk 5), hetgeen leidt tot een toename van het aantal soorten Euglenophyta en rotatoren (paragraaf 7.4.). Een schema van deze relaties tussen overstromingsfrequentie en planktonsamenstelling biedt figuur 7.4.

2. De onderscheiden P-clusters worden aan de hand van bekende eigenschappen van de waargenomen kenmerkende en begeleidende taxa verder gekarakteriseerd (Tabellen 7.7 en 7.8).

Cluster P-I: Kenmerkend in dit cluster is het voorkomen van de blauwwieren *Aphanizomenon flos-aquae* en *Microcystis aeruginosa* in hoge abundanties. In deze wateren zijn dan ook frequent blauwwierbloeien gekonstateerd tijdens het nemen van de monsters. Dit hangt samen met het hoge voedingsstoffengehalte (N en P) van deze wateren (zie Hoofdstuk 5.3., Tabellen 5.10 en 5.11). Doordat deze stagnante wateren in open verbinding met de rivier staan, zijn voedingsstoffen voortdurend in grote hoeveelheden voorhanden; via de rivier wordt namelijk continu N en P aangevoerd. In de Rijn bij Lobith waren de gemiddelde N en P concentraties gedurende 1987/1988: 64,5 $\mu mol \cdot l^{-1}$ NO3 en 1,8 $\mu mol \cdot l^{-1}$ oPO4 (Van Gogh, 1989).

Deze waarden liggen in dezelfde grootte-orde als de gehaltes die gedurende de zomers van 1987 en 1988 in de met de rivier in open verbinding staande stagnante wateren gemeten zijn: 40-44 $\mu mol \cdot l^{-1}$ NO3 en 1-3 $\mu mol \cdot l^{-1}$ oPO4 (Tabellen 5.10 en 5.11). In de bij normale afvoer van de rivier afgesloten wateren zijn de gehaltes aan N en P gedurende de zomerperiode laag (1-5 $\mu mol \cdot l^{-1}$ NO3 en 0-1 $\mu mol \cdot l^{-1}$ oPO4) (Tabellen 5.10 en 5.11), doordat waterplanten en algen deze voedingsstoffen snel opnemen.

Steinberg & Hartmann (1988) wijzen erop dat, naast het voedingsstoffengehalte van het water, allerlei fysische aspekten van het waterlichaam, zoals stabiliteit van de waterkolom (geringe turbulentie), diepte en temperatuur eveneens van belang zijn voor het optreden van blauwwierbloeien.

In de Nederlandse trajekten van de rivieren Rijn en Maas komen de genoemde blauwwiersoorten voor sinds de zestiger jaren, hetgeen in verband gebracht wordt met de eutrofiëring van deze rivieren (Peelen, 1975; De Ruyter van Steveninck et al., 1990). In de stroomgeulen zelf vormen deze organismen geen massale waterbloei, hetgeen aan de hoge turbulentie van de rivier toegeschreven

wordt (Peelen, 1975; Steinberg & Hartmann, 1988).

Naast blauwwieren worden ook de planktische diatomeeën *Asterionella formosa* en *Melosira granulata* en *M. varians* vaak in hoge abundanties of zelfs dominant in dit cluster aangetroffen (zie Tabel 7.8). *A. formosa* en *M. granulata* worden door Suykerbuyk & Roijackers (1988) als kenmerkende fytoplanktontaxa voor de grote rivieren aangeduid. Beide diatomeeënsoorten komen tegenwoordig in zeer grote dichtheden voor in de stroomgeul van de Rijn (De Ruyter van Steveninck et al., 1990). De zoöplanktontaxa *Diaphanosoma brachyurum*, *Polyarthra vulgaris* en *Daphnia cucullata* zijn typische open water soorten. De afwezigheid van een groot aantal taxa kan worden toegeschreven aan het uniforme habitat, met name de afwezigheid van een organische bodem en de afwezigheid van waterplanten (zie hoofdstukken 5 en 6).

Cluster P-II: Dit cluster, dat diepe binnendijks gelegen zandputten omvat, vertoont gelijkenis met cluster P-VI, dat bestaat uit diepe wielen zonder of met een geringe inundatieinvloed. Overeenkomende kenmerkende taxa: de dinoflagellaat *Ceratium hirundinella*, het goudwier *Dinobryon divergens* en de copepode *Mesocyclops leuckarti*. Van deze soorten wordt *C. hirundinella* door Leentvaar (1958, 1966) kenmerkend voor wielen genoemd. Deze overeenkomst betreffende de planktonsamenstelling tussen wielen en zandputten berust op het feit dat beide diep genoeg zijn voor de ontwikkeling van een spronglaag gedurende de zomer.

Het voorkomen van het goudwier *Dinobryon divergens* duidt op een mesotroof karakter, daar dit organisme vooral in matig voedselrijke tot voedselarme wateren zoals vennen aangetroffen wordt (Suykerbuyk & Roijackers, 1988). Deze relatie met lage fosfaat-concentraties is experimenteel ondersteund; de groei van dit organisme is optimaal bij orthofosfaatconcentraties lager dan 0,16 $\mu mol \cdot l^{-1}$ (Rohde, 1948). De lokaties in dit cluster hebben een grote rijkdom aan ondergedoken waterplanten, die via fosfaatonttrekking i.v.m. de groei het P-gehalte laag houden.

Cluster P-III: Dit cluster wordt voornamelijk gekarakteriseerd door groenwieren. *Actinastrum hantzschii* wordt kenmerkend voor de grote rivieren genoemd (Suykerbuyk & Roijackers, 1988). Naast de kenmerkende soorten (Tabellen 7.5 en 7.6) is in dit cluster het blauwwier *Aphanizomenon flos-aquae* abundant aangetroffen (Tabel 7.7). Dit cluster vormt een overgangsgroep tussen clusters P-I en P-IV.

Cluster P-IV: De groenwieren *Scenedesmus acuminatus* en *Actinastrum hantzschii* behoren tot de taxa die kenmerkend zijn voor de grote rivieren (Suykerbuyk & Roijackers, 1988; De Ruyter van Steveninck et al., 1990). Dit cluster wordt gekenmerkt door Euglenophyta, hetgeen verband houdt met de aanwezigheid van een organische bodem en van waterplanten in dit cluster. De presentie van waterplanten komt onder andere tot uiting door de aanwezigheid van de epifytische diatomee *Cocconeis pediculus*. Het voorkomen van typische plankters als *Asplanchna priodonta*, *Bosmina longirostris*, *Filinia longiseta* en *Polyarthra dolichoptera* duidt op open water.

Cluster P-V: Dit cluster wordt, nog meer dan het voorgaande cluster, gekenmerkt door epifytische en benthische fyto- en zoöplanktontaxa, zoals de diatomeeën *Cymbella lanceolata* en *Gomphonema acuminatum* en de cladoceren *Graptoleberis testudinaria* en *Simocephalus vetulus*, hetgeen samenhangt met een geringe diepte, de aanwezigheid van waterplanten en de aanwezigheid van een organische bodem van de lokaties.

Cluster P-VI: Dit cluster wordt onder andere gekenmerkt door de aanwezigheid van de dinoflagellaat *Ceratium hirundinella*, die duidt op een spronglaag (Leentvaar, 1958, 1966). Zoals reeds vermeld vertoont dit cluster gelijkenis met cluster II, dat diepe binnendijkse zandputten omvat. Als bijzonderheid kan ook hier het voorkomen van het goudwier *Dinobryon divergens* genoemd worden, hetgeen duidt op lage orthofosfaatgehaltes (Rohde, 1948). Dit cluster heeft de grootste rijkdom aan kenmerkende zoöplanktontaxa, hetgeen mogelijk verband houdt met de aanwezigheid van zowel een vegetatierijke oeverzone als diep open water.

De verschillende P-clusters kunnen op grond van het voorkomen van de meest abundante indicatieve taxa als volgt gekarakteriseerd worden:

Clusters P-II en P-VI: *Dinobryon divergens-Mesocyclops leuckartii*-type.

Wateren behorende tot deze clusters zijn mesotroof, helder, diep en bevatten veel ondergedoken waterplanten. De ligging is binnen- en buitendijks; de rivierinvloed bestaat uit kwel en overstromingen die voornamelijk gedurende de winter plaatsvinden.

Clusters P-IV en P-V: *Scenedesmus quadricauda-Ceriodaphnia pulchella*-type.

Wateren behorende tot deze clusters zijn mesotroof tot eutroof, over het algemeen ondiep, en bevatten naast ondergedoken vooral nymphaeide waterplanten. De ligging is buitendijks; de rivierinvloed bestaat uit overstromingen die voornamelijk gedurende de winter plaatsvinden.

Clusters P-I en P-III: *Aphanizomenon flos-aquae-Cyclops strenuus*-type.

Wateren uit deze clusters zijn eutroof tot hypertroof, zowel diep als ondiep en bevatten nauwelijks waterplanten. De ligging is buitendijks; de rivierinvloed is zeer groot en bestaat uit zeer frequente overstromingen, die ook gedurende de zomer plaatsvinden. Een deel van deze wateren heeft een open verbinding met de rivier.

Figuur 7.4 toont een overzicht van de faktoren die van invloed zijn op de planktonsamenstelling van de stagnante wateren in relatie tot de overstromingsfrequentie.

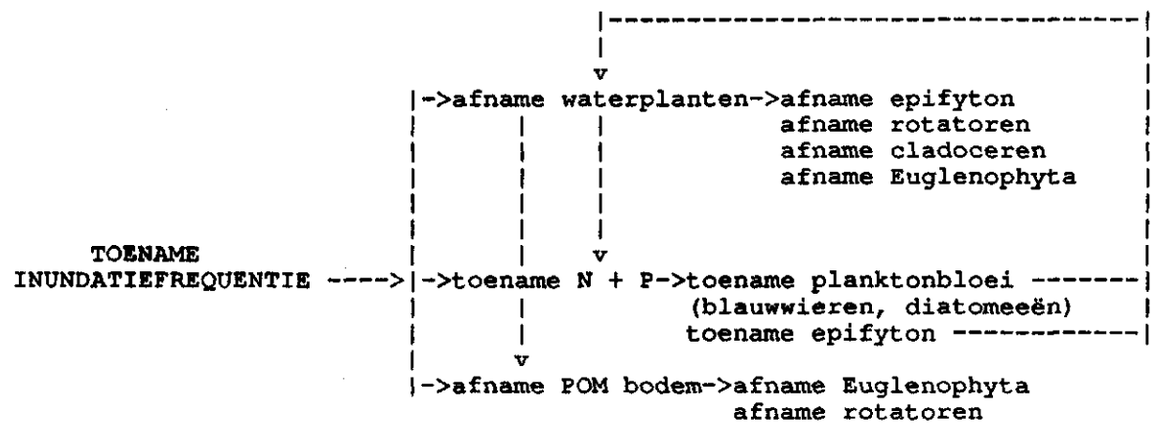

Fig. 7.4. Schema van relaties tussen de overstromingsfrequentie en de planktonsamenstelling van stagnante wateren in het rivierengebied.

Indien de overstromingsfrequentie van de stagnante wateren in het winterbed toeneemt, dan treden de volgende veranderingen op:

A. *Waterstandsfluktuaties nemen toe.*

Door de toename van waterstandsfluktuaties zal de soortenrijkdom en bedekking van waterplanten afnemen (zie hoofdstuk 6). Met het verdwijnen van waterplanten neemt het substraat voor benthische en epifytische organismen, waaronder veel diatomeeën, af (Van der Velde, 1988). Ook neemt de beschutting ten aanzien van predatie door vissen af, waardoor verschillende zoöplanktonsoorten eveneens verdwijnen (Gliwicz & Rybak, 1976).

B. *Water- en bodemkwaliteit verandert.*

Door de toename in overstromingsfrequentie worden de lokaties vaker overspoeld met rivierwater dat zeer hoge gehaltes aan N en P heeft (zie hoofdstuk 5). Hierdoor kunnen soorten die snel groeien, zoals sommige blauwwieren, diatomeeën en groenwieren, gaan domineren.

Door de afname van waterplanten en de toename van erosie, wordt de bodem minder organisch, hetgeen leidt tot een afname van Euglenophyta en rotatoren. Doordat het water ook troebel wordt verdwijnen veel soorten.

Tabel 7.10. Naamlijst van de gevonden fyto- en zoöplanktontaxa.

AFKORTING	LATIJNSE NAAM (NEDERLANDSE NAAM)
	FYTOPLANKTONTAXA
	CYANOBACTERIA (BLAUWWIEREN)
Anab affi*	*Anabeana affinis*
Anab soli	*Anabaena solitaria*
Anab spha*	*Anabeana sphaerica*
Anab spir	*Anabaena spiroides*
Anab spec*	*Anabaena* spec.
Apha flos	*Aphanizomenon flos-aquae*
Apha deli*	*Aphanocapsa delicatissma*
Apha elac*	*Aphanocapsa elachista*
Chro disp*	*Chroococcus dispersus*
Coel kutz*	*Coelosphaerium kutzingianum*
Gloe nata*	*Gloeotrichia natans*
Gomp apon*	*Gomphosphaeria aponina*
Gomp lacu*	*Gomphosphaeria lacustris*
Lyng spec	*Lyngbya* spec.
Meri glau	*Merismopedia glauca*
Micr aeru	*Microcystis aeruginosa*
Osci limo	*Oscillatoria limosa*
Osci prin*	*Oscillatoria princeps*
Osci putr*	*Oscillatoria putrida*
Osci tenu*	*Oscillatoria tenuis*
Osci spec*	*Oscillatoria* spec.
	CHRYSOPHYTA-BACILLARIOPHYCEAE (DIATOMEEËN)
Achn spec	*Achnanthes* spec.
Amph oval	*Amphora ovalis*
Anom spha	*Anomoneis sphaerophora*
Aste form	*Asterionella formosa*
Baci para*	*Bacillaria paradoxa*
Calo amph	*Caloneis amphisbaena*
Calo sili*	*Caloneis silicula*
Camp rect	*Camptocercus rectirostris*
Camp nori	*Campylodiscus noricus* var. hibernica
Cent Diat	Centricate Diatomeae
Cocc pedi	*Cocconeis pediculus*
Cyma elli	*Cymatopleura elliptica*
Cyma sole	*Cymatopleura solea*
Cymb cist	*Cymbella cistula*
Cymb lanc	*Cymbella lanceolata*
Cymb pros	*Cymbella prostrata*
Cymb turg	*Cymbella turgida*
Cymb vent	*Cymbella ventricosa*
Diat elon	*Diatoma elongatum*
Diat vulg	*Diatoma vulgare*
Diat vulv*	*Diatoma vulgare* var. ehrenbergii
Epit sore	*Epithemia sorex*
Epit turg*	*Epithemia turgida*
Euno luna*	*Eunotia lunaris*
Euno pect	*Eunotia pectinalis*
Frag capu	*Fragilaria capucina*
Frag cons	*Fragilaria construens*
Frag crot	*Fragilaria crotonensis*
Gomp acum	*Gomphonema acuminatum*
Gomp cons	*Gomphonema constrictum*
Gomp purv*	*Gomphonema purvulum*
Gyro acum	*Gyrosigma acuminatum*
Gyro acuv	*Gyrosigma acuminatum* var. coronata
Gyro atte	*Gyrosigma attenuatum*
Melo gran	*Melosira granulata*
Melo grav	*Melosira granulata* var. angustissima
Melo vari	*Melosira varians*

Tabel 7.10. Naamlijst van de gevonden fyto- en zoöplanktontaxa (vervolg).

AFKORTING	LATIJNSE NAAM (NEDERLANDSE NAAM)
	CHRYSOPHYTA-BACILLARIOPHYCEAE (DIATOMEEËN)
Navi angl*	*Navicula anglica*
Navi cusp*	*Navicula cuspidata*
Navi oblo*	*Navicula oblongata*
Navi plac*	*Navicula placentula*
Navi spec	*Navicula spec.*
Neid viri*	*Neidium viridis*
Nitz sigm	*Nitzschia sigmoidea*
Nitz spec	*Nitzschia spec.*
Pinn gent*	*Pinnularia gentilis*
Pinn gibb*	*Pinnularia gibba*
Pinn majo	*Pinnularia major*
Pinn micr*	*Pinnularia microstauron*
Rhoi curv	*Rhoicosphenia curvata*
Rhop gibb	*Rhopalodia gibba*
Stau ance*	*Stauroneis anceps*
Stau phoe*	*Stauroneis phoenicenteron*
Suri bise	*Surirella biseriata*
Suri eleg	*Surirella elegans*
Suri ovat*	*Surirella ovata*
Suri robu	*Surirella robusta*
Syne acus	*Synedra acus*
Syne affi*	*Synedra affinis*
Syne capi	*Synedra capitata*
Syne pulc	*Synedra pulchella*
Syne tabu	*Synedra tabulata*
Syne ulna	*Synedra ulna*
Tabe fene	*Tabellaria fenestrata*
Tabe floc*	*Tabellaria flocculosa*
	CHRYSOPHYTA-CHRYSOPHYCEAE (GOUDWIEREN)
Chry spec	*Chrysococcus spec.*
Dino bava*	*Dinobryon bavaricum*
Dino dive	*Dinobryon divergens*
Keph entz	*Kephyrion entzii*
Mall spec	*Mallomonas spec.*
Synu spec	*Synura spec.*
	CHRYSOPHYTA-XANTHOPHYCEAE
Ophi capi	*Ophiocytium capitatum*
Trib spec	*Tribonema spec.*
	EUGLENOPHYTA
Cola spec*	*Colacium spec.*
Eugl spec	*Euglena spec.*
Lepo spec	*Lepocinclis spec.*
Phac long	*Phacus longicauda*
Phac nord*	*Phacus nordstedtii*
Phac pleu	*Phacus pleuronectes*
Phac pyru*	*Phacus pyrum*
Phac suec*	*Phacus suecicus*
Phac tort*	*Phacus tortus*
Trac arma*	*Trachelomonas armata*
Trac hisp	*Trachelomonas hispida*
Trac rugu	*Trachelomonas rugulosa*
Trac volo*	*Trachelomonas volvocina*
Trac voci	*Trachelomonas volvocinopsis*

Tabel 7.10. Naamlijst van de gevonden fyto- en zoöplanktontaxa (vervolg).

AFKORTING	LATIJNSE NAAM (NEDERLANDSE NAAM)
	PYRROPHYTA
Cera hiru	*Ceratium hirundinella*
Gymn spec	*Gymnodinium* spec.
Peri spec	*Peridinium* spec.
	CRYPTOPHYTA
Cryp eros	*Cryptomonas erosa*
Cryp ovat	*Cryptomonas ovata*
	CHLOROPHYTA-VOLVOCALES (GROENWIEREN)
Chla spec	*Chlamydomonas* spec.
Endo eleg	*Endorina elegans*
Goni pect*	*Gonium pectorale*
Goni soci*	*Gonium sociale*
Pand moru	*Pandorina morum*
Volv aure	*Volvox aureus*
	CHLOROPHYTA-CHLOROCOCCALES (GROENWIEREN)
Acti hant	*Actinastrum hantzschii*
Anki falc	*Ankistrodesmus falcatus*
Anky anco*	*Ankyra ancora*
Botr brau	*Botryococcus braunii*
Coel camb*	*Coelastrum cambricum*
Coel micr*	*Coelastrum microporum*
Cruc apic	*Crucigenia apiculata*
Cruc quad	*Crucigenia quadrata*
Cruc qcau*	*Crucigenia quadricauda*
Cruc tert	*Crucigenia tetrapedia*
Dict pulc	*Dictyosphaerium pulchellum*
Hydr reti	*Hydrodictyon reticulatum*
Kirc luna	*Kirchneriella lunaris*
Kirc soli*	*Kirchneriella solitaria*
Micr pusi*	*Micractinium pusillum*
Oocy spec	*Oocystis* spec.
Pedi bory	*Pediastrum boryanum*
Pedi dupl	*Pediastrum duplex*
Pedi simp	*Pediastrum simplex*
Pedi tetr	*Pediastrum tetras*
Scen acum	*Scenedesmus acuminatus*
Scen arcu	*Scenedesmus arcuatus*
Scen dent	*Scenedesmus denticulatus*
Scen dimo	*Scenedesmus dimorphus*
Scen ecor*	*Scenedesmus ecornis*
Scen obli	*Scenedesmus obliquus*
Scen opol*	*Scenedesmus opoliensis*
Scen quad	*Scenedesmus quadricauda*
Sele west	*Selenastrum westii*
Spha schr*	*Sphaerocystis schroeteri*
Tetr caud	*Tetraedron caudatum*
Tetr mini	*Tetraedron minimum*
Tetr muti*	*Tetraedron muticum*
Tetr regu	*Tetraedron regulare*
	CHLOROPHYTA (GROENWIEREN)
Binu tect	*Binuclearia tectorum*
Bulb spec*	*Bulbochaete* spec.
Clad spec	*Cladophora* spec.
Micr spec	*Microspora* spec.
Oedo spec	*Oedogonium* spec.

Tabel 7.10. Naamlijst van de gevonden fyto- en zoöplanktontaxa (vervolg).

AFKORTING	LATIJNSE NAAM (NEDERLANDSE NAAM)
	CHLOROPHYTA-DESMIDIACEAE (SIERWIEREN)
Clos acer	*Closterium acerosum*
Clos acic	*Closterium aciculare*
Clos acut	*Closterium acutum*
Clos acuv	*Closterium acutum var. variabile*
Clos botr	*Closterium botrytis*
Clos ehre*	*Closterium ehrenbergii var. ehrenbergii*
Clos incu	*Closterium incurvum*
Clos limn*	*Closterium limneticum*
Clos moni	*Closterium moniliferum*
Clos prae*	*Closterium praelongum*
Clos punc*	*Closterium punctulatum*
Clos rost*	*Closterium rostratum*
Clos seta*	*Closterium setaceum*
Clos stri*	*Closterium striolatum*
Cosm botr	*Cosmarium botrytis*
Cosm laev	*Cosmarium laeve*
Cosm punc*	*Cosmarium punctulatum*
Cosm reni*	*Cosmarium reniforme*
Cosm spec	*Cosmarium spec.*
Cyli breb*	*Cylindrocystis brebissoni*
Euas bina	*Euastrum binale*
Hyal diss	*Hyalotheca dissiliens*
Netr digi*	*Netrium digitus*
Pleu ehre*	*Pleurothaenium ehrenbergii*
Pleu trab*	*Pleurothaenium trabecula*
Stau hirs*	*Staurastrum hirsutum*
Stau long*	*Staurastrum longipes*
Stau plan	*Staurastrum planctonicum*
Stau spec	*Staurastrum spec.*
Stau incu*	*Staurodesmus incus*
	CHLOROPHYTA-ZYGNEMALES
Moug spec	*Mougeotia spec.*
Spir spec	*Spirogyra spec.*
Zygn spec	*Zygnema spec.*
	RHODOPHYTA (ROODWIEREN)
Batr spec*	*Batrachospermum spec.*

Tabel 7.10. Naamlijst van de gevonden fyto- en zoöplanktontaxa (vervolg).

AFKORTING	LATIJNSE NAAM (NEDERLANDSE NAAM)
	ZOÖPLANKTONTAXA
	PROTOZOA (EENCELLIGEN)
Acan mime*	*Acanthocystis mimethica*
Arce disc*	*Arcella discoides*
Arce gibb	*Arcella gibbosa*
Arce hemi*	*Arcella hemisphaerica*
Arce vulg	*Arcella vulgaris*
Astr radi*	*Astramoeba radiosa*
Cent acul	*Centropyxis aculeata*
Diff spec	*Difflugia* spec.
Epis spec	*Epistylis* spec.
Halt spec	*Halteria* spec.
Lion spec*	*Lionotus* spec.
Para spec*	*Paramecium* spec.
Stro spec	*Strombidium* spec.
Tint lacu	*Tintinnopsis lacustris*
Vort spec	*Vorticella* spec.
	COPEPODA (EENOOGKREEFTJES)
Acan vern*	*Acanthocyclops vernalis*
Cycl stre	*Cyclops strenuus*
Cycl vici*	*Cyclops vicinus*
Cycl spec	*Cyclops* spec.
Eucy serr	*Eucyclops serrulatus*
Eudi grac	*Eudiaptomus gracilis*
Harp spec	Harpacticidae
Macr dist*	*Macrocyclops distinctus*
Meso hyal	*Mesocyclops hyalinus*
Meso leuc	*Mesocyclops leuckarti*
Naup spec	*Nauplius* spec.
	CLADOCERA (WATERVLOOIEN)
Acro harp	*Acroperus harpae*
Alon affi*	*Alona affinis*
Alon gutt	*Alona guttata*
Alon rect	*Alona rectangula*
Alon exig	*Alonella exigua*
Alon nana*	*Alonella nana*
Bosm core	*Bosmina coregoni*
Bosm long	*Bosmina longirostris*
Camp rect	*Camptocercus rectirostris*
Ceri mego	*Ceriodaphnia megops*
Ceri pulc	*Ceriodaphnia pulchella*
Ceri quad*	*Ceriodaphnia quadrangula*
Chyd spha	*Chydorus sphaericus*
Daph cucu	*Daphnia cucullata*
Daph pule*	*Daphnia pulex*
Diap brac	*Diaphanosoma brachyurum*
Eury lame	*Eurycercus lamellatus*
Grap test	*Graptoleberis testudinaria*
Lept kind	*Leptodora kindtii*
Mono disp	*Monospilus dispar*
Pleu adun	*Pleuroxus aduncus*
Pleu trun	*Pleuroxus truncatus*
Pleu unci*	*Pleuroxus uncinatus*
Poly pedi	*Polyphemus pediculus*
Scap mucr	*Scapholeberis mucronata*
Sida cris	*Sida cristallina*
Simo vetu	*Simocephalus vetulus*

Tabel 7.10. Naamlijst van de gevonden fyto- en zoöplanktontaxa (vervolg).

AFKORTING	LATIJNSE NAAM (NEDERLANDSE NAAM)
	OSTRACODA (SCHELPKREEFTJES)
Ostr spec	Ostracoda
	ROTIFERA (ROTATORIA)
Anur fiss	*Anuraeopsis fissa*
Asco oval*	*Ascomorpha ovalis*
Aspl prio	*Asplanchna priodonta*
Brac angu	*Brachionus angularis*
Brac caly	*Brachionus calyciflorus*
Brac dive	*Brachionus diversicornis*
Brac quad	*Brachionus quadridentatus*
Brac urce*	*Brachionus urceolaris*
Ceph spec*	*Cephalodella spec.*
Colu spec	*Colurella spec.*
Cono unic	*Conochilus unicornis*
Euch dila	*Euchlaris dilatata*
Fili long	*Filinia longiseta*
Gast styl*	*Gastropus stylifer*
Kell long	*Kellicottia longispina*
Kera coch	*Keratella cochlearis*
Kera quad	*Keratella quadrata*
Leca luna*	*Lecane luna*
Leca spec	*Lecane spec.*
Lepa spec	*Lepadella spec.*
Noth acum*	*Notholca acuminata*
Plat poly*	*Platyias polyacanthus*
Plat quad	*Platyias quadricornis*
Poly doli	*Polyarthra dolichoptera*
Poly eury	*Polyarthra euryptera*
Poly vulg	*Polyarthra vulgaris*
Roti nept	*Rotifer neptunius*
Sync pect	*Synchaeta pectinata*
Test pati	*Testudinella patina*
Tric capu*	*Trichocerca capucina*
Tric porc	*Trichocerca porcellus*
Tric spec	*Trichocerca spec.*
Trit poci*	*Trichotria pocillum*
Trit spec	*Trichotria spec.*
	HYDROZOA (POLIEPEN)
Hydr spec	*Hydra spec.*

Hoofdstuk 8

MACROFAUNA

8.1. Inleiding

In dit hoofdstuk wordt een klassifikatie en een typering van de stagnante wateren gegeven op grond van de waargenomen aquatische macrofauna. Onder macrofauna wordt hier verstaan: macro-evertebraten groter dan 1 mm. De gevonden macrofauna bestaat uit de volgende 4 hoofdgroepen: Platyhelminthes (platwormen), Annelida (gelede wormen), Mollusca (schelp- of weekdieren) en Arthropoda (geleedpotigen). Binnen deze hoofdgroepen zijn de volgende groepen onderzocht: Tricladida (Triclade platwormen); Oligochaeta (borstelarme wormen), Hirudinea (bloedzuigers); Bivalvia (mosselen), Gastropoda (slakken); Chelicerata (spinachtigen): Araneida (spinnen) en Actinedida (mijten); Crustacea (kreeftachtigen): Isopoda (pissebedden), Amphipoda (vlokreeften) en Decapoda (garnalen, kreeften en krabben); Hexapoda (insekten): Ephemeroptera (haften), Odonata (libellen), Heteroptera (wantsen), Coleoptera (kevers), Megaloptera (slijkvliegen), Diptera (vliegen en muggen), Trichoptera (kokerjuffers) en Lepidoptera (vlinders).

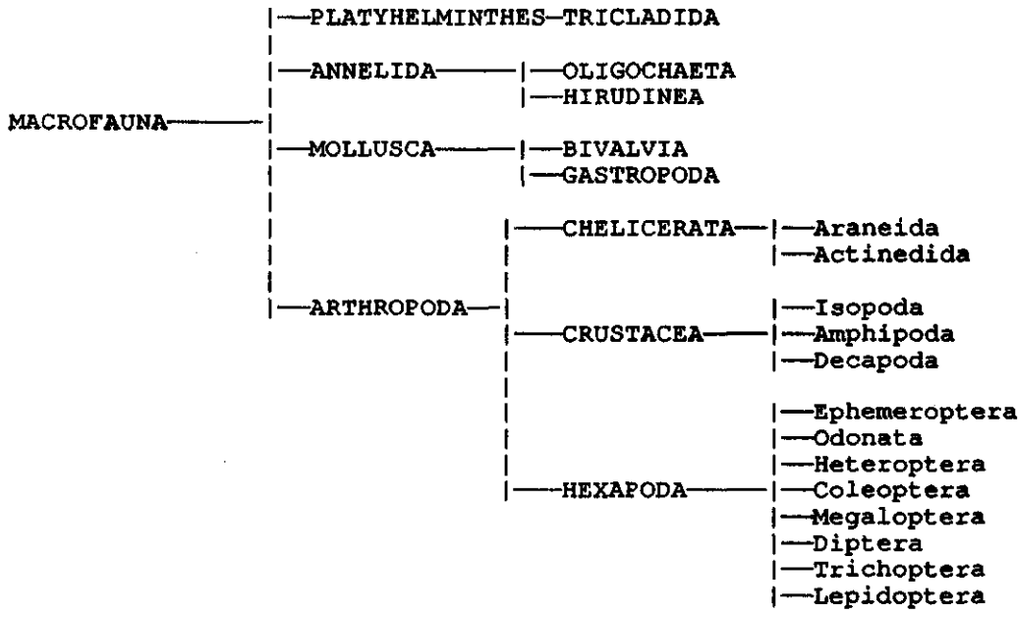

Fig. 8.1. Schema van de verschillende macrofaunagroepen. Voor Nederlandse namen zie de tekst boven de figuur.

Macro-evertebraten vormen een onmisbare schakel in tal van voedselketens. Ze dragen bij aan de afbraak van dood organisch materiaal en vormen zelf belangrijk voedsel voor hogere organismen als vissen, vogels en zoogdieren. Op deze wijze spelen ze een belangrijke rol bij de nutriëntencyclus en de energiestroom van het aquatisch oecosysteem (Cummins, 1973).

Door de macrofaunasoorten in te delen naar de wijze waarop de diverse taxa hun voedsel tot zich nemen, kan inzicht omtrent de funktionele opbouw van het oecosysteem verkregen worden. Binnen het aquatisch oecosysteem kunnen de macro-evertebraten op grond van hun voedingsmechanismen in de volgende 5 funktionele groepen ingedeeld worden (Cummins, 1973, 1974; Vannote et al., 1980; Moss, 1980):

Funktionele groep	Aard van het voedsel
1. Predators (predatoren)	levende dieren
2. Shredders (verknippers)	planten, bladeren, hout (CPOM)
3. Scrapers (schrapers)	perifyton
4. Collectors (verzamelaars)	
4.a. Gatherers (vergaarders)	plankton, organische detritus (FPOM), opgelost organisch materiaal (DOM)
4.b. Filter-feeders (filteraars)	idem als 4.a.

CPOM = coarse particulate organic material (ruw particulair organisch materiaal);
FPOM = fine particulate organic material (fijn particulair organisch materiaal);
DOM = dissolved organic material (opgelost organisch materiaal).

Om tot een typering van de stagnante wateren in het rivierengebied op basis van de macrofauna levensgemeenschappen te komen, worden in paragraaf 8.2. eerst met behulp van ordinatie (PCA) de belangrijkste fysisch-chemische parameters achterhaald, die gerelateerd zijn aan de macrofaunasamenstelling van de wateren. Vervolgens worden de monsterlokaties met behulp van clustertechnieken in klassen ingedeeld op grond van kenmerkende macrofaunataxa (paragraaf 8.3). De structuurrijkdom (totale soortenrijkdom, de Simpson Index en het aantal verschillende macrofaunagroepen) van de wateren wordt aan de belangrijkste omgevingsfaktoren gerelateerd (paragraaf 8.4). Tevens wordt in deze paragraaf naast de strukturele samenstelling ook de funktionele samenstelling van de macrofauna beschreven in relatie tot de overstromingsfrequentie van de stagnante wateren.

8.2. Ordinatie

Een naamlijst van bij de ordinatie betrokken soorten is vermeld in tabel 8.9 aan het eind van dit hoofdstuk. De met een ster aangegeven soorten zijn niet bij de ordinaties betrokken.

Het resultaat van een ordinatie met behulp van de Principale Componenten Analyse van stagnante wateren in het Nederlandse rivierengebied op de relatieve abundantie van de macrofaunagroepen is weergegeven in de tabellen 8.1 en 8.2.

Tabel 8.1. Spearman rangcorrelaties tussen (a)biotische parameters en de eerste twee principale assen van de PCA op relatieve abundantie van de aangetroffen macrofaunataxa.
cc = correlatiecoëfficient; p = mate van significantie; + = positieve, - = negatieve correlatie; w = waterkolom; b = bodemwater; Nwants, Nlibel, Nkever = soortenrijkdom wantsen, libellen en kevers, Nrest = soortenrijkdom restgroep bestaande uit slijkvliege-, vlinder- en vliegelarven, Ntot = totale soortenrijkdom macrofauna, Nworm = soortenrijkdom platwormen en bloedzuigers.
+++/---: $p < 0{,}001$; ++/--: $0{,}001 < p < 0{,}01$; +/-: $0{,}01 < p < 0{,}05$.

EERSTE AS			TWEEDE AS		
parameter	cc	p	parameter	cc	p
NO3w	0,52	+++	TURB	0,25	+
INUN	0,42	+++	Clw	0,25	+
oPO4b	0,40	+++			
Alb	0,39	+++			
Naw	0,39	+++			
Clw	0,35	+++			
SO4w	0,35	+++			
NO3b	0,34	+++			
Few	-0,36	---			
Caw	-0,39	---			
Alkw	-0,48	---			
Nwants	-0,40	---			
Nrest	-0,41	---			
Ntot	-0,42	---			
Nlibel	-0,42	---			
Nslak	-0,49	---			
Nworm	-0,52	---			
Nkever	-0,53	---			

Uit tabel 8.1 blijkt dat de variatie binnen de PCA op relatieve abundantie van de macrofaunataxa langs de eerste as sterk positief ($p < 0{,}001$) gecorreleerd is met de inundatiefrequentie en daarmee samenhangende faktoren als het voedingsstoffengehalte (N + P) van de waterkolom en het bodemwater, het NaCl-gehalte en het SO4-gehalte van het water, en sterk negatief gecorreleerd is met het HCO3- en Ca-gehalte van de waterkolom. Tevens is de eerste as negatief gecorreleerd met de soortenrijkdom van o.a. kevers (Nkever), platwormen en bloedzuigers (Nworm), slakken (Nslak) en libellen (Nlibel).

De soorten die de variatie over de eerste as in belangrijke mate bepalen zijn weergegeven in tabel 8.2. Sterk positief met de eerste as gecorreleerd zijn o.a. de slakken *Potamopyrgus antipodarum*, *Valvata piscinalis* en *Physella acuta*, de erwtenmossels *Pisidium supinum*, *Pisidium casertanum* en *P. moitessierianum*, de driehoeksmossel *Dreissena polymorpha*, de muggelarven *Polypedilum nubeculosum* en *Cladotanytarsus* spec. en de brakwatervlokreeft *Gammarus tigrinus*. Sterk negatief met de eerste as gecorreleerd zijn o.a. de slakken *Anisus vortex*, *Bathyomphalus contortus*, *Bithynia leachi*, *Hippeutis complanatus* en *Physa fontinalis* en de waterpissebed *Asellus aquaticus*.

De variatie over de tweede as is zwak positief ($0{,}01 < p < 0{,}05$) gecorreleerd met de turbiditeit en het chloride-gehalte (Tabel 8.1). Sterk positief met de tweede as gecorreleerd zijn o.a. de wantsen *Sigara*

striata en *S. falleni*, de muggelarven *Endochironomus albipennis*, *Glyptotendipes* spec. en *Cricotopus sylvestris* en de slak *Radix auricularia* (Tabel 8.2). Negatief met de tweede as gecorreleerd zijn o.a. de haft *Cloeon simile* en de slak *Potamopyrgus antipodarum* (Tabel 8.2).

Samenvattend kan gesteld worden dat de variatie binnen de onderzochte lokaties in de PCA op relatieve abundantie van de macrofaunataxa het meest gerelateerd is aan de inundatiefrequentie en de daarmee samenhangende faktoren als nutriëntensamenstelling (met name N en P) van water en bodem en de concentraties in het water van stoffen als Na, Cl, SO4, Ca en HCO3.

Tabel 8.2. Significante correlaties van de soorten met de eerste twee principale assen van de PCA op relatieve abundantie van de aangetroffen macrofaunataxa.
cc = correlatiecoëfficient; - = negatieve correlatie, overige zijn positief gecorreleerd.

EERSTE AS		TWEEDE AS	
Soort	cc	Soort	cc
Potamopyrgus antipodarum	0,74	*Sigara striata*	0,79
Pisidium supinum	0,69	*Sigara falleni*	0,78
Valvata piscinalis	0,69	*Endochironomus albipennis*	0,75
Polypedilum nubeculosum	0,64	*Glyptotendipes spec.*	0,64
Pisidium casertanum	0,62	*Radix auricularia*	0,62
Cladotanytarsus spec.	0,58	*Cricotopus sylvestris*	0,61
Gammarus tigrinus	0,56	*Callicorixa praeusta*	0,50
Dreissena polymorpha	0,54	*Lymnaea stagnalis*	0,42
Pisidium moitessierianum	0,53	*Chironomus annularius*	0,39
Physella acuta	0,51	*Ischnura elegans*	0,38
Cryptochironomus spec.	0,46	*Piona coccinea*	0,37
Procladius spec.	0,43	*Physella acuta*	0,37
Pisidium subtruncatum	0,42	*Piona imminuta*	0,36
Oecetis ochracea	0,38	*Gerris odontogaster*	0,34
Cricotopus sylvestris	0,38	*Polypedilum gr. sordens*	0,33
Glyptotendipes spec.	0,36	*Cricotopus intersectus*	0,33
Tanytarsus spec.	0,33	*Endochironomus tendens*	0,30
Unio pictorum	0,31	*Molanna angustata*	-0,30
Radix auricularia	0,31	*Pisidium casertanum*	-0,33
Athripsodes aterrimus	-0,30	*Haliplus flavicollis*	-0,33
Peltodytes caesus	-0,30	*Potamopyrgus antipodarum*	-0,35
Noterus crassicornis	-0,32	*Cloeon simile*	-0,39
Dugesia polychroa	-0,32		
Planorbis carinatus	-0,35		
Hesperocorixa linnei	-0,37		
Coelambus impressopunctatus	-0,38		
Erpobdella testacea	-0,39		
Ilyocoris cimicoides	-0,40		
Lumbriculus variegatus	-0,40		
Triaenodes bicolor	-0,41		
Chaoborus flavidus	-0,43		
Planorbis planorbis	-0,44		
Polycelis tenuis	-0,45		
Hyphydrus ovatus	-0,45		
Notonecta glauca	-0,46		
Planorbarius corneus	-0,48		
Valvata cristata	-0,49		
Physa fontinalis	-0,50		
Asellus aquaticus	-0,53		
Hippeutis complanatus	-0,54		
Bithynia leachi	-0,55		
Bathyomphalus contortus	-0,61		
Glossiphonia heteroclita	-0,62		
Anisus vortex	-0,72		

Het resultaat van de PCA op de presentie/absentie van macrofaunataxa is weergegeven in de tabellen 8.3 en 8.4.

Tabel 8.3. Spearman rangcorrelaties tussen (a)biotische parameters en de eerste twee principale assen van de PCA op presentie/absentie van de aangetroffen macrofaunataxa. Voor verklaring Nrest etc., zie tabel 8.1.
cc = correlatiecoëfficient; p = mate van significantie; + = positieve, - = negatieve correlatie; w = waterkolom; b = bodemwater;
+++/---: $p < 0{,}001$; ++/--: $0{,}001 < p < 0{,}01$; +/-: $0{,}01 < p < 0{,}05$.

EERSTE AS			TWEEDE AS		
parameter	cc	p	parameter	cc	p
oPO4b	0,42	+++	Caw	0,41	+++
NO3w	0,40	+++	ALKw	0,38	+++
INUN	0,37	+++	Znw	0,36	+++
Naw	0,31	++	oPO4w	0,34	+++
SO4w	0,31	++	SALw	0,32	++
Clw	0,30	++	ACw	0,30	++
Caw	-0,32	--	Few	0,30	++
Few	-0,36	---	POMb	0,29	++
ALKw	-0,44	---	EGVw	0,27	++
Nrest	-0,38	---	Nworm	0,31	++
Nwants	-0,41	---	Nslak	0,31	++
Nlibel	-0,43	---	Nmug	-0,38	---
Ntotaal	-0,45	---	Nhaft	-0,40	---
Nkever	-0,48	---			
Nworm	-0,50	---			
Nslak	-0,51	---			

Uit tabel 8.3 blijkt dat de variatie binnen de PCA op presentie/absentie over de eerste as sterk positief ($p < 0{,}001$) gecorreleerd is met de inundatiefrequentie en de daarmee samenhangende faktoren als nutriëntensamenstelling (NO3, oPO4), Na, Cl, en SO4 van het water, en sterk negatief gecorreleerd met de alkaliniteit van het water. Daarnaast is de eerste as negatief gecorreleerd met de soortenrijkdom van o.a. slakken (Nslak), platwormen en bloedzuigers (Nworm) en kevers (Nkever).

De soorten die de variatie over de eerste as in belangrijke mate bepalen zijn weergegeven in tabel 8.4. Sterk positief met de eerste gecorreleerd zijn o.a. de slakken *Physella acuta* en *Potamopyrgus antipodarum*. Sterk negatief met de eerste as gecorreleerd zijn o.a. de slakken *Anisus vortex*, *Physa fontinalis*, *Bithynia leachi*, *Valvata cristata*, *Hippeutis complanatus*, *Bathyomphalus contortus* en *Gyraulus albus*, de bloedzuiger *Glossiphonia heteroclita* en de kokerjuffer *Triaenodes bicolor*.

De variatie over de tweede as is het sterkst positief gecorreleerd ($p < 0{,}001$) met de alkaliniteit en het Ca-gehalte van de waterkolom (Tabel 8.3). Verder is de tweede as matig positief gecorreleerd ($p < 0{,}01$) met de soortenrijkdom van platwormen en bloedzuigers (Nworm) en slakken (Nslak) en sterk negatief gecorreleerd met de soortenrijkdom van haftelarven (Nhaft) en muggelarven (Nmug).

De soorten die de variatie over de tweede as in belangrijke mate bepalen zijn weergegeven in tabel 8.4. Sterk positief met de tweede as gecorreleerd zijn o.a. de slakken *Planorbis planorbis* en *Planorbarius corneus*, de wants *Hesperocorixa linnei* en de kever *Coelambus impressopunctatus*. Negatief met de tweede as gecorreleerd zijn o.a. de haften *Caenis horaria* en *C. luctuosa*, de muggelarven *Tanytarsus* spec. en *Cladotanytarsus* spec., de kokerjuffers *Mystacides longicornis* en *Cyrnus crenaticornis* en de watermijt *Hydrodroma despiciens* (Tabel 8.4).

Samenvattend kan gesteld worden dat de variatie binnen de onderzochte lokaties in de PCA op presentie/absentie van de macrofaunataxa -net als bij de PCA op relatieve abundantie- het meest gerelateerd is aan de inundatiefrequentie en daarmee samenhangende faktoren als nutriëntensamenstelling van water en bodem, en Na-, Cl-, SO4-, Ca- en HCO3-gehaltes van de waterkolom.

Tabel 8.4. Signifikante correlaties van de soorten met de eerste twee principale assen van de PCA op grond van de presentie/absentie van de aangetroffen macrofaunataxa (gecentreerde PCA op presentie-absentie).
cc = correlatiecoëfficient; + = positieve, - = negatieve correlatie.

EERSTE AS		TWEEDE AS	
Soort	cc	Soort	cc
Physella acuta	0,50	*Planorbis planorbis*	0,45
Potamopyrgus antipodarum	0,47	*Hesperocorixa linnei*	0,41
Dreissena polymorpha	0,42	*Coelambus impressopunctatus*	0,39
Gammarus tigrinus	0,36	*Planorbarius corneus*	0,37
Oecetis ochracea	0,34	*Segmentina nitida*	0,35
Erpobdella nigricollis	-0,34	*Psectrocladius spec.*	-0,35
Noterus crassicornis	-0,34	*Psectrocladius obvius*	-0,35
Metriocnemus hirticollis	-0,35	*Microtendipes chloris*	-0,35
Agrypnia pagetana	-0,35	*Limnesia maculata*	-0,37
Lymnaea stagnalis	-0,35	*Hygrobates longipalpis*	-0,38
Oecetis furva	-0,35	*Parachironomus arcuatus*	-0,38
Chironomus annularius	-0,35	*Haliplus fluviatilis*	-0,38
Asellus aquaticus	-0,35	*Pisidium subtruncatum*	-0,38
Theromyzon tessulatum	-0,36	*Laccophilus hyalinus*	-0,39
Laccophilus minutus	-0,36	*Piona longipalpis*	-0,42
Haliplus immaculatus	-0,36	*Cyrnus flavidus*	-0,42
Sphaerium corneum	-0,36	Tabanidae	-0,43
Caenis robusta	-0,36	*Potamopyrgus antipodarum*	-0,43
Pisidium pseudosphaerium	-0,36	*Dicrotendipes nervosus*	-0,43
Plea minutissima	-0,37	*Procladius spec.*	-0,44
Coenagrion pulchellum	-0,37	*Psectrocladius psilopterus*	-0,45
Pisidium milium	-0,37	*Polypedilum nubeculosum*	-0,46
Corixa punctata	-0,38	*Polypedilum gr. sordens*	-0,46
Microtendipes chloris	-0,38	*Agraylea multipunctata*	-0,49
Laccophilus hyalinus	-0,38	*Ablabesmyia monilis*	-0,49
Ilyocoris cimicoides	-0,38	*Molanna angustata*	-0,49
Endochironomus dispar	-0,38	*Ablabesmyia longistyla*	-0,50
Hesperocorixa linnei	-0,40	*Cyrnus crenaticornis*	-0,50
Planorbis carinatus	-0,40	*Hydrodroma despiciens*	-0,52
Chironomus thummi	-0,40	*Caenis luctuosa*	-0,52
Helobdella stagnalis	-0,41	*Mystacides longicornis*	-0,52
Erythromma najas	-0,43	*Cladotanytarsus spec.*	-0,56
Sigara striata	-0,43	*Tanytarsus spec.*	-0,60
Musculium lacustre	-0,44	*Caenis horaria*	-0,66
Sialis lutaria	-0,44		
Cyrnus flavidus	-0,44		
Chaoborus flavidus	-0,46		
Clinotanypus nervosus	-0,46		
Bithynia tentaculata	-0,46		
Peltodytes caesus	-0,46		
Sigara falleni	-0,46		
Ischnura elegans	-0,47		
Hemiclepsis marginata	-0,47		
Hygrotus versicolor	-0,47		
Hyphydrus ovatus	-0,47		
Hygrotus inaequalis	-0,48		
Erpobdella octoculata	-0,48		
Polycelis tenuis	-0,48		
Athripsodes aterrimus	-0,49		
Erpobdella testacea	-0,50		
Lumbriculus variegatus	-0,51		
Dugesia polychroa	-0,52		
Planorbarius corneus	-0,52		
Notonecta glauca	-0,53		
Acroloxus lacustris	-0,53		
Triaenodes bicolor	-0,56		
Gyraulus albus	-0,56		
Bathyomphalus contortus	-0,63		
Hippeutis complanatus	-0,64		
Valvata cristata	-0,64		
Bithynia leachi	-0,66		
Physa fontinalis	-0,69		
Glossiphonia heteroclita	-0,70		
Anisus vortex	-0,71		

8.3. Klassifikatie

Met behulp van clustertechnieken is een klassifikatie van de stagnante wateren op grond van de macrofaunataxa verkregen (Fig. 8.2; Tabellen 8.5 en 8.6). De bij dit onderzoek betrokken soorten zijn vermeld in tabel 8.9 aan het eind van dit hoofdstuk. De met een ster aangegeven soorten zijn niet bij de clustering betrokken. Uiteindelijk zijn op grond van deze klassifikatie 7 clusters onderscheiden: F-I tot en met F-VII (F staat voor macrofauna).

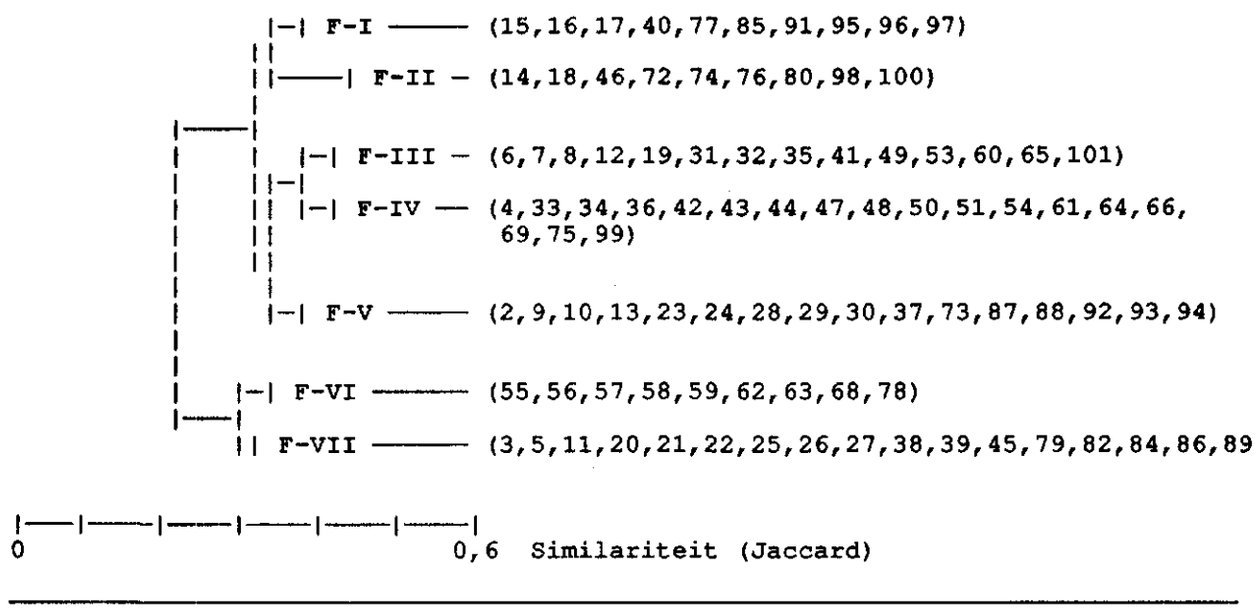

Fig. 8.2. Dendrogram van een hierarchische clustering van de onderzochte wateren op basis van de soortensamenstelling van de aangetroffen macrofaunataxa. Tussen haakjes zijn de nummers van de onderzochte lokaties vermeld (zie hoofdstuk 2).

De volgorde waarmee door het clusterprogramma de monsterlokaties in groepen gesplitst worden heeft een duidelijke relatie met de inundatiefrequentie van de lokaties (Fig. 8.2). Eerst worden clusters F-VI en F-VII van clusters F-I tot en met F-V gescheiden, dat wil zeggen de meest frequent (inundatiefrequentie > 20 dagen/jaar) geïnundeerde wateren van de minder frequent geïnundeerde lokaties. Vervolgens worden de binnendijkse lokaties (inundatiefrequentie = 0 dagen/jaar) van de buitendijkse wateren afgesplitst, dat wil zeggen clusters F-I en F-II van F-III tot en met F-V (Fig. 8.2).

De abiotische faktoren die deze clustering beheersen zijn, naast de inundatiefrequentie, de geografische ligging en de geomorfologie van de lokaties. De onderscheiden clusters zijn op grond van de Fisher's exact toets onderzocht op kenmerkende macrofaunataxa (Tabel 8.5). Vervolgens zijn ook begeleidende soorten bij de beschrijving van de clusters meegenomen (Tabel 8.6).

Tabel 8.5. Kenmerkende macrofaunataxa voor de verschillende clusters. n = aantal wateren per cluster. Inundatiefrequentie in dagen per jaar (meerjarig gemiddelde over 1901-1985).
Presentie: + = aanwezig, - = afwezig. p = mate van significantie (Fisher's exact toets).
+++/---: $p < 0{,}001$; ++/--: $0{,}001 < p < 0{,}01$; +/-: $0{,}01 < p < 0{,}05$.

cluster	F-I	F-II	F-III	F-IV	F-V	F-VI	F-VII
n	10	9	14	18	16	9	17
TRICLADIDA							
Dugesia tigrina	++						
Dendrocoelum lacteum			+++		-		
Dugesia polychroa			++				--
Polycelis tenuis			++			-	--
OLIGOCHAETA							
Lumbriculus variegatus		++			--		--
Limnodrilus claparedeanus				++			
Limnodrilus hoffmeisteri				+++			
Peloscolex ferox				++			
Tubificidae				+++	--		
HIRUDINEA							
Erpobdella nigricollis			++				
Erpobdella testacea			++				
Hemiclepsis marginata			++				--
Glossiphonia heteroclita			+	++			---
Piscicola geometra					++		
BIVALVIA							
Pisidium obtusale	+						
Musculium lacustre	++			+			--
Pisidium pseudosphaerium			++				
Sphaerium corneum	-			+			
Pisidium casertanum			--				
Pisidium henslowanum						+++	
Unio tumidus						++	
Sphaerium solidum						+	
Dreissena polymorpha			--			++	++
Pisidium moitessierianum							+++
Pisidium supinum	-		--				++
Unio pictorum							+
GASTROPODA							
Planorbis carinatus		+				--	-
Planorbis planorbis	-	-	++				
Bathyomphalus contortus			+++			--	---
Planorbarius corneus			+++				--
Valvata cristata			+++				---
Segmentina nitida			++				
Physa fontinalis			++				---
Anisus vorticulus			+				
Anisus leucostomus			+				
Bithynia leachi	-		+	+			---
Anisus vortex			++	++		---	---
Hippeutis complanatus				+			---
Armiger crista				-	++		
Radix auricularia			--		+		
Lithoglyphus naticoides						+	
Physella acuta	-	-				+++	++
Potamopyrgus antipodarum			---	-		+	+++
ACTINEDIDA							
Hydrachna cruenta	+			-			
Hydrodroma despiciens	+++	+++	-				
Limnesia undulata		+++					
Piona longipalpis		+++			+		
Hygrobates longipalpis		+					
Pionopsis lutescens			+				
Limnesia maculata				---			
Piona stjoerdalensis					+		
Neumania deltoides					++		
Piona coccinea					++		
Piona imminuta					++		++

Tabel 8.5. (vervolg).

cluster	F-I	F-II	F-III	F-IV	F-V	F-VI	F-VII
n	10	9	14	18	16	9	17
CRUSTACEA							
Gammarus pulex		++			-		
Proasellus meridianus		+					
Asellus aquaticus			+				--
Proasellus coxalis						+++	
Atyaephyra desmaresti						+	
Gammarus tigrinus	--	--	-		++		+++
EPHEMEROPTERA							
Cloeon simile	+++						-
Caenis horaria	++	+	-				
Caenis luctuosa	+++	+++					
Caenis lactea						+++	
ODONATA							
Enallagma cyathigerum	+++						
Erythromma najas		++			+++		--
Coenagrion pulchellum			+				
Ischnura elegans				+		-	
HETEROPTERA							
Plea minutissima	+						
Ilyocoris cimicoides	+		+				-
Notonecta glauca			+++			-	-
Hesperocorixa linnei			+++				
Ranatra linearis				+			
Callicorixa praeusta				++			
Sigara striata				++			-
Sigara falleni					++		--
Gerris odontogaster					+++		
Gerris thoracicus					+++		
Mesovelia furcata					++		
Sigara iactans					+		
COLEOPTERA							
Haliplus varius	++						
Ilybius fenestratus	+						
Laccophilus hyalinus	+						--
Haliplus flavicollis	+++	+					
Haliplus lineolatus	+	+					
Haliplus immaculatus		++					
Hyphydrus ovatus	+		++				--
Coelambus impressopunctatus			+++				
Peltodytes caesus			++				
Hygrotus inaequalis			++				
Laccophilus minutus			++		+		
Enochrus testaceus			++				
Noterus crassicornis			+				-
Hydroporus palustris			+				
Helophorus brevipalpis			+				
Hygrotus versicolor				++	+	-	--
Hygrotus decoratus					+		
Haliplus fluviatilis			-			+	
MEGALOPTERA							
Sialis lutaria		+					-

Tabel 8.5. (vervolg).

cluster	F-I	F-II	F-III	F-IV	F-V	F-VI	F-VII
n	10	9	14	18	16	9	17
DIPTERA							
Psectrocladius obvius	+						
Ablabesmyia phatta	++						
Psectrocladius psilopterus	+	++					
Polypedilum gr. sordens		+++			++		
Parachironomus arcuatus		++		-			
Endochironomus tendens		+					
Stictochironomus spec.		+					
Ceratopogonidae		+					
Tabanidae		+					
Endochironomus dispar		+	+				
Chaoborus flavidus			+++	-			-
Chaoborus crystallinus			++				
Ptychoptera spec.			++				
Chironomus annularius				+++			
Corynoneura scutella				++			
Metriocnemus hirticollis				+++			
Clinotanypus nervosus				+++			--
Tipula gr. lateralis				++			
Helius spec.				++			
Chironomus plumosus				+			
Chironomus thummi				+	+	-	-
Endochironomus albipennis			---	+	+		
Cricotopus sylvestris	---				++	+	
Tanypus kraatzi		+			++		
Paratanytarsus spec.					++		
Cricotopus intersectus					+		
Hydromyza livens					+		
Dicrotendipes nervosus				-		+	
Ablabesmyia longistyla						+	
Polypedilum nubeculosum			---				+
TRICHOPTERA							
Agraylea multipunctata	+						
Mystacides longicornis	++		--				
Molanna angustata	+++	+++	-				--
Cyrnus crenaticornis		+++					
Athripsodes aterrimus		+++					-
Mystacides nigra		+++					
Cyrnus flavidus		+					---
Phryganea grandis		+					-
Triaenodes bicolor		+	++	--			--
Holocentropus picicornis			++				
Oecetis ochracea							+++
LEPIDOPTERA							
Acentropus niveus	+++						
Cataclysta lemnata			+				
Aantal kenmerkende groepen	10	10	12	8	8	6	6
Aantal kenmerkende soorten	24	31	40	24	26	14	10
ABIOTISCHE KENMERKEN							
inundatiefrequentie	0	0	0-2	2-20	2-20	>20	>20

Tabel 8.6. Presentie en abundantie van begeleidende macrofaunataxa per cluster. n = aantal wateren per cluster.
Abundantie: 1: laag frequent, 3: abundant, 5: dominant.
Presentie: 1,3,5,: < 25 %, 11,33,55,: 25-50 %, 111,333,555: > 50 %.

cluster	F-I	F-II	F-III	F-IV	F-V	F-VI	F-VII
n	10	9	14	18	16	9	17
TRICLADIDA							
Dendrocoelum lacteum	1	1	111	1		1	1
Dugesia polychroa	3	1	111	11	11	11	1
Polycelis tenuis	11	11	111	11	11		
OLIGOCHAETA							
Limnodrilus claparedeanus	1		1	111	1	1	11
Limnodrilus hoffmeisteri	1	11	1	111	1	1	1
Tubificidae	1	111	33	333	1	11	33
Lumbriculus variegatus	11	111	11	11		1	
HIRUDINEA							
Erpobdella octoculata	33	333	333	333	111	111	11
Erpobdella testacea	1	111	111	111	11	1	1
Glossiphonia complanata	1	111	111	111	11	111	11
Glossiphonia heteroclita	111	111	111	111	111	11	1
Helobdella stagnalis	11	111	333	555	333	111	111
Hemiclepsis marginata	1	1	111	111	111	1	1
Piscicola geometra	111	111	1	11	111	1	11
Theromyzon tessulatum	11	11	111	111	11	11	1
BIVALVIA							
Sphaerium corneum	1	11	111	111	11	33	1
Musculium lacustre	111	1	11	111	11	1	1
Dreissena polymorpha	11	1		1	1	333	555
Pisidium casertanum	1	11	1	11	11	333	333
Pisidium henslowanum		11	1	11	1	111	1
Pisidium moitessierianum			1	1	1		111
Pisidium nitidum	11	33	1	111	11	333	1
Pisidium subtruncatum	33	33	11	333	11	333	111
Pisidium supinum		11		33	11	555	333
GASTROPODA							
Acroloxus lacustris	1	11	333	11	111	11	1
Bithynia leachi	1	333	555	111	111	111	1
Bithynia tentaculata	555	555	555	333	333	555	333
Radix auricularia	111	111	11	111	333	111	111
Radix peregra	111	33	111	333	333	111	111
Lymnaea stagnalis	1	11	33	33	111		11
Physella acuta			1	11	33	333	333
Physa fontinalis	1	333	555	333	33	11	1
Gyraulus albus	333	555	333	333	333	333	3
Planorbis carinatus	11	111	111	11	11		1
Planorbis planorbis			555	33	33	1	1
Bathyomphalus contortus	11	33	555	111	11		
Planorbarius corneus	1	1	111	11	1		
Armiger crista	11	11	1	1	111	1	1
Anisus vortex	333	333	555	555	555	1	1
Potamopyrgus antipodarum	555	333	1	33	33	555	555
Hippeutis complanatus	11	111	333	111	111	1	
Valvata cristata	11	11	555	333	33	1	
Valvata piscinalis	333	333	333	333	333	555	555
ACTINEDIDA							
Hydrodroma despiciens	333	333		1	11	1	
Limnesia maculata	111	111	111	1	111	111	111
Limnesia undulata	11	111	1	1	1		
Piona coccinea		1	11	1	111	3	33
Piona imminuta		1	1	1	111		111
CRUSTACEA							
Asellus aquaticus	555	555	555	333	333	333	11
Proasellus coxalis	3		5	33	3	333	
Gammarus pulex	333	555	3	11	1	33	11
Gammarus tigrinus			1	33	111	555	555

Tabel 8.6. (vervolg).

cluster	F-I	F-II	F-III	F-IV	F-V	F-VI	F-VII
n	10	9	14	18	16	9	17
EPHEMEROPTERA							
Caenis horaria	333	333	3	33	333	11	11
Caenis luctuosa	333	111		1	1		1
Cloeon dipterum	11	11	11	33	111	11	11
Cloeon simile	333	11		1		1	
ODONATA							
Coenagrionidae	333	111	33	333	333	111	1
Erythromma najas	33	111	1	1	333		
Ischnura elegans	1	1	11	111	33		1
HETEROPTERA							
Hesperocorixa linnei			111	1	1		
Sigara falleni	11	333	333	555	555	111	33
Sigara striata	11	111	333	555	333	111	333
Ilyocoris cimicoides	111	11	11	1	1		1
Notonecta glauca	1	1	111	1	11		1
COLEOPTERA							
Hygrotus versicolor	33	111	333	111	333	1	11
Hyphydrus ovatus	11	11	111	1	11		
Laccophilus hyalinus	111	111	11	11	111	11	1
Laccophilus minutus	1	1	111	1	11		1
Haliplus flavicollis	111	11	1				
Haliplus fluviatilis	11	11		1	11	111	1
Haliplus immaculatus	11	111	11	1	11	1	1
MEGALOPTERA							
Sialis lutaria	11	111	1	11	1		
DIPTERA							
Chironomus annularius		1	11	111	11		1
Chironomus thummi	11	333	1	111	111		1
Cryptochironomus spec.	11	111	1	111	111	1	111
Dicrotendipes nervosus	11	111	1	1	11	333	11
Endochironomus albipennis	111	333	33	333	555	333	555
Endochironomus tendens	1	111	11	11	11	1	1
Glyptotendipes spec.	11	333	111	555	555	333	555
Microtendipes chloris	111	111	11	111	11	1	11
Parachironomus arcuatus	1	333	1	1	11	11	11
Polypedilum nubeculosum	11	111	1	333	333	11	555
Polypedilum gr. sordens	1	333	11	11	333	111	11
Cricotopus sylvestris	11	11	333	333	333	333	333
Ablabesmyia longistyla	11	11		1	11	111	1
Procladius spec.	111	111	1	111	111	1	111
Cladotanytarsus spec.	111	111		1	33	55	555
Tanytarsus spec.	11	111	1	1	11	11	111
Chaoborus flavidus	11		333	1	1		
Ceratopogonidae	1	111	1	11	1		1
TRICHOPTERA							
Cyrnus crenaticornis	1	111	1		1		
Cyrnus flavidus	11	111	11	33	33	111	
Molanna angustata	333	333		1	1	1	
Phryganea grandis	1	111	1	1	11	1	
Athripsodes aterrimus	11	111	11	1	1		
Mystacides longicornis	555	333	3	111	33	33	111
Mystacides nigra		333	1	1	1		
Triaenodes bicolor	11	111	111		11		
LEPIDOPTERA							
Acentropus niveus	111						

In het onderstaande worden de onderscheiden clusters beschreven aan de hand van kenmerkende (Tabel 8.5) en begeleidende (Tabel 8.6) macrofaunataxa.

Cluster F-I

Typering op grond van de macrofauna:
Kenmerkende taxa (n=24): Dit cluster wordt gekenmerkt door de platworm *Dugesia tigrina*, de mosselen *Pisidium obtusale* en *Musculium lacustre*, de watermijten *Hydrachna cruenta* en *Hydrodroma despiciens*, de haftelarven *Cloeon simile*, *Caenis horaria* en *C. luctuosa*, de libellelarve *Enallagma cyathigerum*, de wantsen *Plea minutissima* en *Ilyocoris cimicoides*, de kevers *Haliplus varians*, *H. flavicollis*, *H. lineolatus*, *Laccophilus hyalinus*, *Ilybius fenestratus* en *Hyphydrus ovatus*, de muggelarven *Psectrocladius obvius*, *P. psilopterus* en *Ablabesmyia phatta*, de kokerjuffers *Agraylea multipunctata*, *Mystacides longicornis* en *Molanna angustata* en de vlinderrups *Acentropus niveus*.
Begeleidende taxa (n=17): de bloedzuigers *Glossiphonia heteroclita* en *Piscicola geometra*, de slakken *Bithynia tentaculata*, *Radix auricularia*, *R. peregra*, *Gyraulus albus*, *Anisus vortex*, *Potamopyrgus antipodarum* en *Valvata piscinalis*, de watermijt *Limnesia maculata*, de waterpissebed *Asellus aquaticus*, de vlokreeft *Gammarus pulex*, de libellefamilie Coenagrionidae en de muggelarven *Endochironomus albipennis*, *Microtendipes chloris*, *Procladius* spec. en *Cladotanytarsus* spec..

Abiotische typering: Dit cluster bestaat geheel uit binnendijkse zand- (7) en kleiputten (3) (inundatiefrequentie = 0 dagen/jaar).

Cluster F-II

Typering op grond van de macrofauna:
Kenmerkende taxa (n=31): de borstelarme worm *Lumbriculus variegatus*, de slak *Planorbis carinatus*, de watermijten *Hydrodroma despiciens*, *Limnesia undulata*, *Piona longipalpis* en *Hygrobates longipalpis*, de vlokreeft *Gammarus pulex*, de zoetwaterpissebed *Proasellus meridianus*, de haftelarven *Caenis horaria* en *C. luctuosa*, de libellelarve *Erythromma najas*, de kevers *Haliplus flavicollis*, *H. lineolatus*, *H. immaculatus*, de moddervlieg *Sialis lutaria*, de muggelarven *Psectrocladius psilopterus*, *Polypedilum gr. sordens*, *Parachironomus arcuatus*, *Endochironomus tendens*, *E. dispar*, *Stictochironomus* spec., Ceratopogonidae, de dazen Tabanidae en de kokerjuffers *Molanna angustata*, *Cyrnus crenaticornis*, *C. flavidus*, *Athripsodes aterrimus*, *Mystacides nigra*, *Phryganea grandis* en *Triaenodes bicolor*.
Begeleidende taxa (n=34): de borstelarme wormen Tubificidae, de bloedzuigers *Erpobdella octoculata*, *E. testacea*, *Glossiphonia complanata*, *G. heteroclita*, *Helobdella stagnalis* en *Piscicola geometra*, de slakken *Bithynia leachi*, *B. tentaculata*, *Radix auricularia*, *R. peregra*, *Gyraulus albus*, *Anisus vortex*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Hippeutis complanatus* en *Valvata piscinalis*, de watermijt *Limnesia maculata*, de zoetwaterpissebed *Asellus aquaticus*, de libellefamilie Coenagrionidae, de wantsen *Sigara falleni* en *S. striata*, de kevers *Hygrotus versicolor* en *Laccophilus hyalinus*, de muggelarven *Chironomus thummi*, *Cryptochironomus* spec., *Dicrotendipes nervosus*, *Endochironomus albipennis*, *Glyptotendipes* spec., *Microtendipes chloris*, *Polypedilum nubeculosum*, *Procladius* spec., *Cladotanytarsus* spec. en *Tanytarsus* spec., en de kokerjuffer *Mystacides longicornis*.

Abiotische typering: Dit cluster bestaat uit binnendijkse wielen (8) en 1 binnendijkse diepe kleiput (inundatiefrequentie = 0 dagen/jaar).

Cluster F-III

Typering op grond van de macrofauna:
Kenmerkende taxa (n=40): de platwormen *Dendrocoelum lacteum*, *Dugesia polychroa* en *Polycelis tenuis*, de bloedzuigers *Erpobdella nigricollis*, *E. testacea*, *Hemiclepsis marginata* en *Glossiphonia heteroclita*, de mossel *Pisidium pseudosphaerium*, de slakken *Planorbis planorbis*, *Bathyomphalus contortus*, *Planorbarius corneus*, *Valvata cristata*, *Segmentina nitida*, *Physa fontinalis*, *Anisus vorticulus*, *A. leucostomus*, *A. vortex* en *Bithynia leachi*, de watermijt *Pionopsis lutescens*, de zoetwaterpissebed *Asellus aquaticus*, de libellelarve *Coenagrion pulchellum*, de wantsen *Ilyocoris cimicoides*, *Notonecta glauca* en *Hesperocorixa linnei*, de kevers *Hyphydrus ovatus*, *Coelambus impressopunctatus*, *Peltodytes caesus*, *Hygrotus inaequalis*, *Laccophilus minutus*, *Enochrus testaceus*, *Noterus crassicornis*, *Hydroporus palustris* en *Helophorus brevipalpis*, de muggelarven *Endochironomus dispar*, *Chaoborus flavidus*, *Ch. crystallinus* en *Ptychoptera* spec., de kokerjuffers *Triaenodes bicolor* en *Holocentropus picicornis*, en de vlinderrups *Cataclysta lemnata*.
Begeleidende taxa (n=18): de bloedzuigers *Erpobdella octoculata*, *Glossiphonia complanata*, *Helobdella stagnalis* en *Theromyzon tessulatum*, de mossel *Sphaerium corneum*, de slakken *Acroloxus lacustris*, *Bithynia tentaculata*, *Radix peregra*, *Gyraulus albus*, *Planorbis carinatus*, *Hippeutis complanatus* en *Valvata piscinalis*, de watermijt *Limnesia maculata*, de wantsen *Sigara falleni* en *S. striata*, de kever *Hygrotus versicolor*, en de muggelarven *Glyptotendipes* spec. en *Cricotopus sylvestris*.

Abiotische typering: Dit cluster bestaat uit buitendijkse wateren, zoals strangen (6), kleiputten (4) en wielen (4), met een geringe inundatiefrequentie (< 3 dagen/jaar).

Cluster F-IV

Typering op grond van de macrofauna:
Kenmerkende taxa (n=24): de borstelarme wormen *Limnodrilus claparedeanus*, *L. hoffmeisteri*, *Peloscolex ferox* en Tubificidae indet., de bloedzuiger *Glossiphonia heteroclita*, de mossels *Musculium lacustre* en *Sphaerium corneum*, de slakken *Bithynia leachi*, *Anisus vortex* en *Hippeutis complanatus*, de libellelarve *Ischnura elegans*, de wantsen *Ranatra linearis*, *Callicorixa praeusta* en *Sigara striata*, de kever *Hygrotus versicolor*, de muggelarven *Chironomus annularis*, *Ch. plumosus* en *Ch. thummi*, *Corynoneura scutella*, *Metriocnomus hirticollis*, *Endochironomus albipennis*, *Clinotanypus nervosus*, de vliegelarven *Tipula gr. lateralis* en *Helius* spec..
Begeleidende taxa (n=26): de bloedzuigers *Erpobdella octoculata*, *E. testacea*, *Glossiphonia complanata*, *Helobdella stagnalis*, *Hemiclepsis marginata* en *Theromyzon tessulatum*, de mossels *Pisidium nitidum* en *P. subtruncatum*, de slakken *Bithynia tentaculata*, *Radix auricularia*, *R. peregra*, *Physa fontinalis*, *Gyraulus albus*, *Bathyomphalus contortus*, *Valvata cristata* en *V. piscinalis*, de zoetwaterpissebed *Asellus aquaticus*, de libellefamilie Coenagrionidae, de wants *Sigara falleni*, de muggelarven *Cryptochironomus* spec., *Glyptotendipes* spec., *Microtendipes chloris*, *Polypedilum nubeculosum*, *Cricotopus sylvestris*, *Procladius* spec. en de kokerjuffer *Mystacides longicornis*.

Abiotische typering: Dit cluster bestaat uit buitendijkse wateren zoals strangen (6), kleiputten (7), wielen (4) en een zandput, allen met een matige inundatiefrequentie (inundatiefrequentie 3-20 dagen/jaar), die langs de IJssel en Maas zijn gelegen.

Cluster F-V

Typering op grond van de macrofauna:
Kenmerkende taxa (n=26): de vissenbloedzuiger *Piscicola geometra*, de slakken *Armiger crista* en *Radix auricularia*, de watermijten *Piona longipalpis*, *P. stjoerdalensis*, *P. coccinea*, *P. imminuta* en *Neumania deltoides*, de brakwatervlokreeft *Gammarus tigrinus*, de libellelarve *Erythromma najas*, de wantsen *Sigara falleni*, *S. iactans*, *Gerris odontogaster*, *G. thoracicus* en *Mesovelia furcata*, de kevers *Laccophilus minutus*, *Hygrotus versicolor* en *H. decoratus*, de muggelarven *Chironomus thummi*, *Endochironomus albipennis*, *Cricotopus sylvestris*, *C. intersectus*, *Tanypus kraatzi*, *Paratanypus* spec., en de vliegelarve *Hydromyza livens*.
Begeleidende taxa (n=24): de bloedzuigers *Erpobdella octoculata*, *Glossiphonia heteroclita*, *Helobdella stagnalis* en *Hemiclepsis marginata*, de slakken *Acroloxus lacustris*, *Bithynia leachi*, *B. tentaculata*, *Radix peregra*, *Lymnaea stagnalis*, *Gyraulus albus*, *Anisus vortex*, *Hippeutis complanatus* en *Valvata piscinalis*, de watermijt *Limnesia maculata*, de zoetwaterpissebed *Asellus aquaticus*, de haftelarven *Caenis horaria* en *Cloeon dipterum*, de libellefamilie Coenagrionidae, de wants *Sigara striata*, de kever *Laccophilus hyalinus*, de muggelarven *Cryptochironomus* spec., *Glyptotendipes* spec., *Polypedilum nubeculosum* en *Procladius* spec..

Abiotische typering: Dit cluster bestaat uit buitendijkse wateren zoals strangen (7), kleiputten (5), wielen (2) en zandputten (2), allen met een matige inundatiefrequentie (inundatiefrequentie 3-20 dagen/jaar), die langs de Waal gelegen zijn.

Cluster F-VI

Typering op grond van de macrofauna:
Kenmerkende taxa (n=14): de mossels *Pisidium henslowanum*, *Unio tumidus*, *Sphaerium solidum* en *Dreissena polymorpha*, de slakken *Lithoglyphus naticoides*, *Physella acuta* en *Potamopyrgus antipodarum*, de zoetwaterpissebed *Proasellus coxalis*, de zoetwatergarnaal *Atyaephyra desmaresti*, de haftelarve *Caenis lactea*, de kever *Haliplus fluviatilis*, en de muggelarven *Cricotopus sylvestris*, *Dicrotendipes nervosus* en *Ablabesmyia longistyla*.
Begeleidende taxa (n=24): de bloedzuigers *Erpobdella octoculata*, *Glossiphonia complanata* en *Helobdella stagnalis*, de mossels *Pisidium casertanum*, *P. milium*, *P. nitidum*, *P. subtruncatum* en *P. supinum*, de slakken *Bithynia leachi*, *B. tentaculata*, *Radix auricularia*, *R. peregra*, *Gyraulus albus* en *Valvata piscinalis*, de watermijt *Limnesia maculata*, de zoetwaterpissebed *Asellus aquaticus*, de brakwatervlokreeft *Gammarus tigrinus*, de libellefamilie Coenagrionidae, de wantsen *Sigara falleni* en *S. striata*, de muggelarven *Endochironomus albipennis*, *Glyptotendipes* spec., *Polypedilum gr. sordens* en de kokerjuffer *Cyrnus flavidus*.

Abiotische typering: Dit cluster bestaat uit buitendijkse Maaslokaties, zandputten (4) en strangen (5), met een inundatiefrequentie die groter is dan 20 dagen/jaar.

Cluster F-VII

Typering op grond van de macrofauna:
Kenmerkende taxa (n=10): de mossels *Dreissena polymorpha*, *Pisidium moitessierianum*, *P. supinum* en *Unio pictorum*, de slakken *Physella acuta* en *Potamopyrgus antipodarum*, de watermijt *Piona imminuta*, de brakwatervlokreeft *Gammarus tigrinus*, de muggelarve *Polypedilum nubeculosum*, en de kokerjuffer *Oecetis ochracea*.
Begeleidende taxa (n=17): de bloedzuiger *Helobdella stagnalis*, de mossels *Pisidium casertanum* en *P. subtruncatum*, de slakken *Bithynia tentaculata*, *Radix auricularia*, *R. peregra* en *Valvata piscinalis*, de watermijt *Limnesia maculata*, de wants *Sigara striata*, de muggelarven *Cryptochironomus* spec., *Endochironomus albipennis*, *Glyptotendipes* spec., *Cricotopus sylvestris*, *Procladius* spec., *Cladotanytarsus* spec. en *Tanytarsus* spec., en de kokerjuffer *Mystacides longicornis*.

Abiotische typering: Dit cluster bestaat uit buitendijkse Rijnlokaties, zandputten (8), strangen (4), kleiputten (3) en wielen (2), met een inundatiefrequentie groter dan 20 dagen/jaar.

8.4. Correlatie soortenrijkdom macrofauna met (a)biotische faktoren

Met behulp van de Spearman rangcorrelatie toets zijn een aantal diversiteitsindices van de lokaties met fysisch-chemische parameters van water en bodem en met de soortenrijkdom van de totale vegetatie (Nveg), van de helofyten (Nhelo) en van de waterplanten (Nhydr) gecorreleerd (Tabel 8.8).

Tabel 8.8. Correlatie matrix van de Simpson Index (SI), het totale aantal macrofaunataxa (Ntot), het aantal taxa van platwormen en bloedzuigers (Nworm), oligochaeten (Nolig), mosselen (Nmoss), slakken (Nslak), watermijten (Nmijt), kreeftachtigen (Ncrus), haften (Nhaft), libellenlarven (Nodon), wantsen (Nwant), kevers (Nkev), vliegen- en muggenlarven (Ndipt), kokerjuffers (Ntric), en een restgroep van slijkvliegen en rupsen (Nrest) van de stagnante wateren met fysisch-chemische en biotische (Nveg, Nhelo, Nhydr) parameters. Spearman rangcorrelatie toets (n = 101 waarnemingen).
+++/---: $p < 0{,}001$; ++/--: $0{,}001 < p < 0{,}01$; +/-: $0{,}01 < p < 0{,}05$; +: positieve, -: negatieve, .:geen significante correlatie.

	SI	NTOT	Nworm	Nolig	Nmoss	Nslak	Nmijt	Ncrus	Nhaft	Nodon	Nwant	Nkev	Ndipt	Ntric	Nrest
INUN	+++	---	---	.	+	--	---	+	---	---	---	---	-	---	---
NO3w	+++	--	--	.	++	---	-	.	.	---	---	---	.	-	-
oPO4w	+++	---	.	.	.	.	-	.	---	.	-	---	---	---	-
Naw	+	-	-	.	+	.	-	.	--	--	-	--	.	-	--
Clw	+	-	-	.	+	.	.	.	-	--	-	-	.	.	-
TURB	.	.	.	.	.	.	---	.	--	.	.	--	.	---	.
Caw	.	.	+++	.	.	+++	.	.	-	.	.	.	.	.	.
ALKw	-	+	+++	.	.	+++	.	.	-	.	+	.	.	.	.
POMb	.	.	+	+	.	.	.	.	-	.	+	.	.	.	.
Nveg	---	+++	+++	.	.	+++	+++	.	++	+++	+++	+++	+	+++	+++
Nhelo	---	+++	+++	.	.	+++	+++	.	+	+++	+++	+++	++	+++	+++
Nhydr	---	+++	+++	.	.	+++	+++	.	+++	+++	+++	+++	.	+++	+++

Uit tabel 8.8 blijkt dat de totale soortenrijkdom van de macrofauna sterk negatief en de Simpson Index (SI) sterk positief gecorreleerd is met de overstromingsfrequentie (INUN) en aan het voedingsstoffengehalte (N en P) van de lokaties. Bij een toename van de inundatiefrequentie neemt de soortenrijkdom af en wordt de samenstelling van de macrofauna gedomineerd door enkele soorten. De totale soortenrijkdom aan macrofauna is sterk positief gecorreleerd met de soortenrijkdom van de vegetatie (Nveg), zowel die van de waterplanten (Nhydr) als van de helofytenzone (Nhelo). Bij een toenemende inundatiefrequentie neemt de soortenrijkdom aan platwormen, bloedzuigers, slakken, watermijten, haftelarven, libellelarven, wantsen, kevers, kokerjuffers, slijkvliegelarven en vlinderrupsen sterk af, terwijl de soortenrijkdom van zowel mosselen als kreeftachtigen iets toeneemt.

De macrofaunagroepen die sterk negatief met de inundatiefrequentie gecorreleerd zijn, zijn sterk positief met de soortenrijkdom van waterplanten en helofyten gecorreleerd (Tabel 8.8). Verder blijkt uit tabel 8.8 dat de soortenrijkdom van watermijten, haftelarven, kevers en kokerjuffers negatief gecorreleerd is met de turbiditeit, hetgeen betekent dat deze groepen soortenrijker zijn in heldere wateren.

Een overzicht van het relatieve aandeel van de verschillende macrofaunagroepen in relatie tot de inundatiefrequentie van de lokaties is weergegeven in figuur 8.3.A. Uit deze figuur blijkt dat bij een toename van de inundatiefrequentie het relatieve aandeel van insekten afneemt, terwijl dat van weekdieren toeneemt. Het relatieve aandeel van de diverse insektengroepen in relatie tot de inundatiefrequentie is weergegeven in figuur 8.3.B. Bij een toenemende inundatiefrequentie neemt met name het relatieve aandeel van kevers en kokerjuffers af, terwijl dat van de tweevleugeligen (mugge- en vliegelarven) toeneemt.

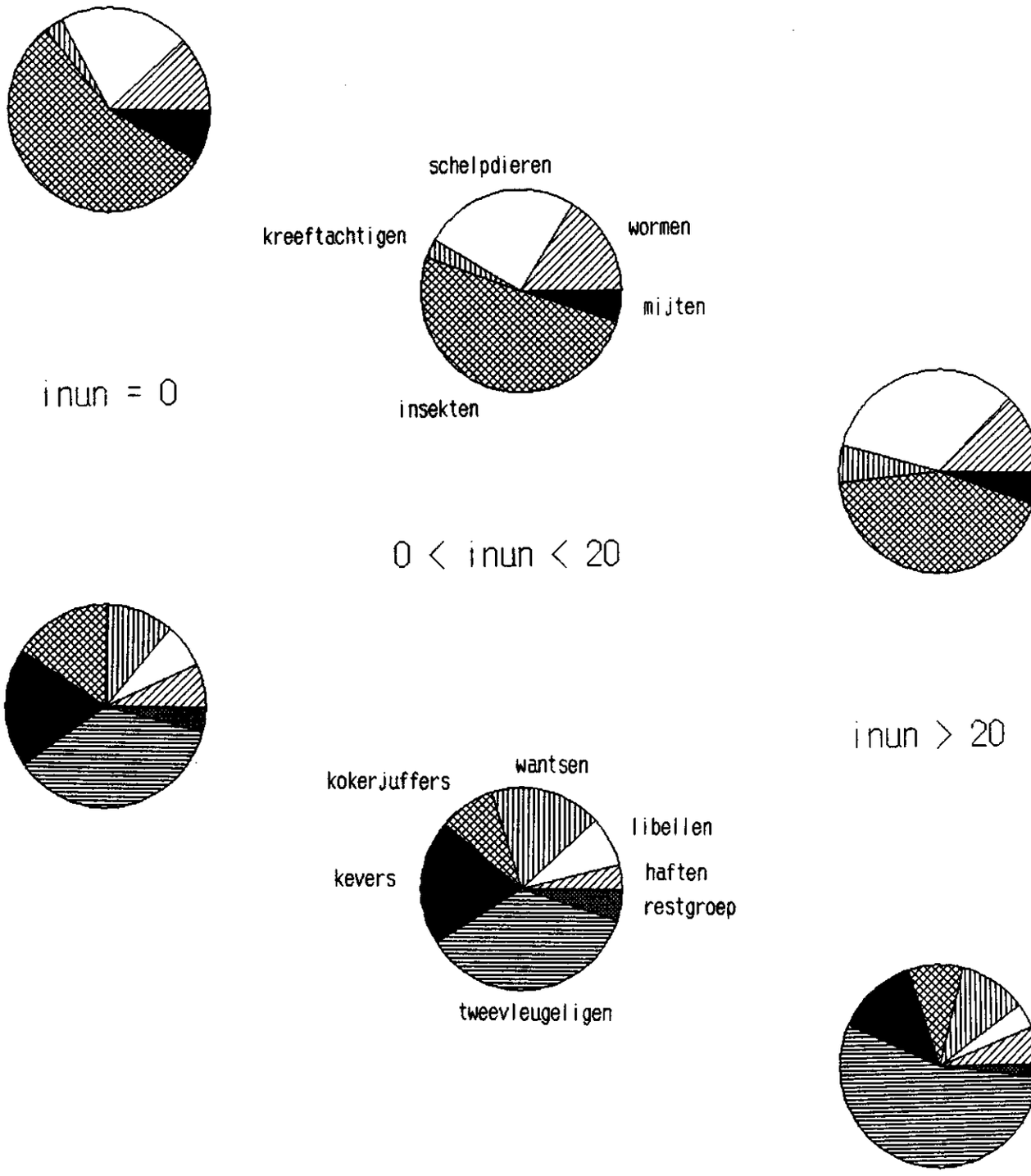

Fig. 8.3. Relatieve soortenrijkdom van macrofaunagroepen in relatie tot de inundatiefrequentie. A.(boven) hoofdgroepen; B. (onder) insektegroepen.

Omdat de gevonden correlaties ook via het voedsel kunnen verlopen zijn in figuur 8.4 de verschillende macrofaunataxa naar voedingswijze ingedeeld (zie paragraaf 8.1.) en is de relatie tot de overstromingsfrequentie weergegeven.

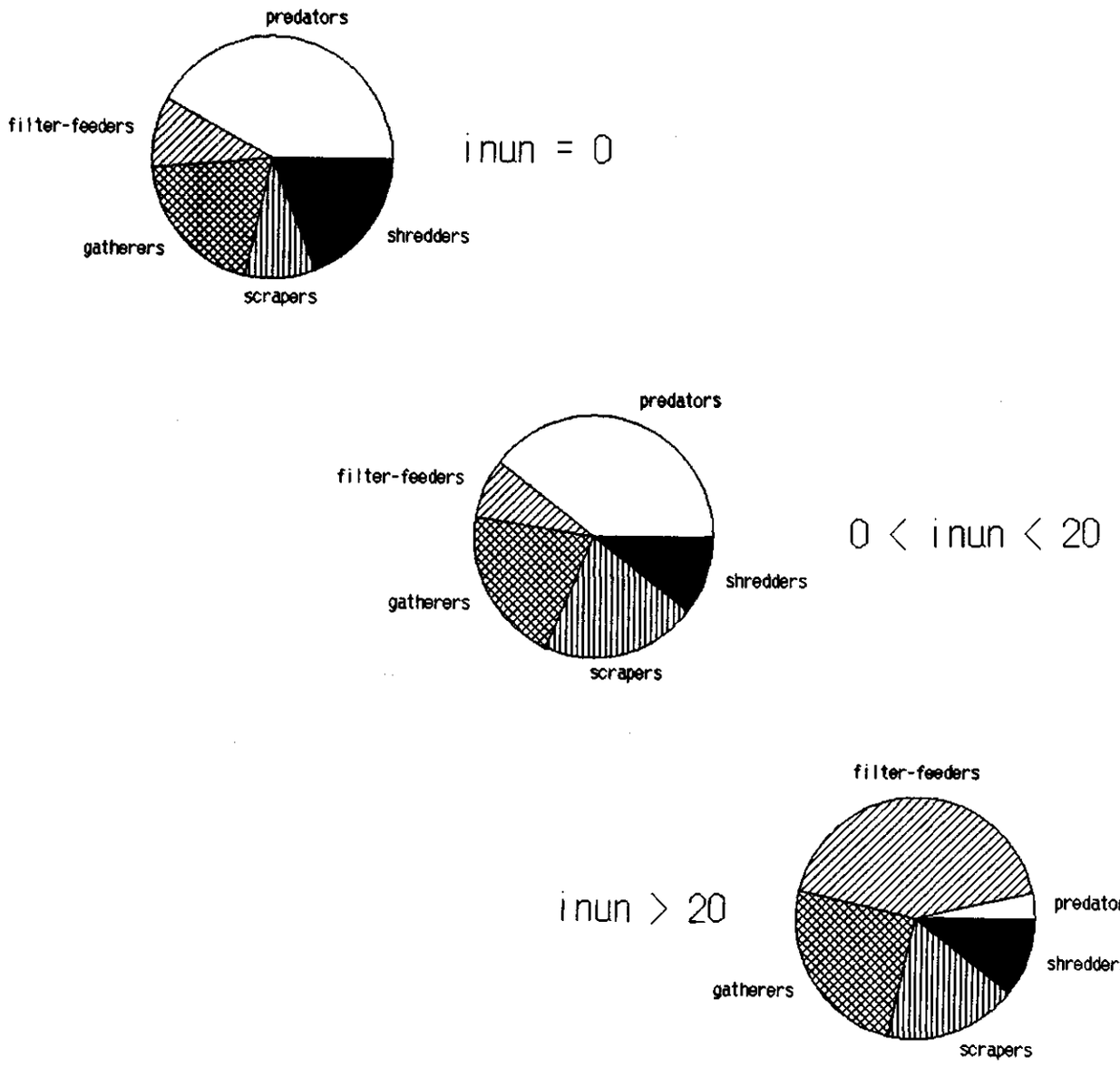

Fig. 8.4. Relatieve aandeel van de verschillende funktionele groepen in relatie tot de inundatiefrequentie.

Uit fig. 8.4 blijkt dat bij een toenemende overstromingsfrequentie het relatieve aandeel van predatoren (predators) en verknippers (shredders) afneemt, terwijl dat van filteraars (filter-feeders) toeneemt.

8.5. Discussie

1. De variatie binnen de onderzochte lokaties op grond van de macrofaunasamenstelling is het meest gerelateerd aan faktoren als de inundatiefrequentie en daarmee samenhangende faktoren als het trofieniveau, de saliniteit en de alkaliniteit. Bij een toename van de inundatiefrequentie neemt de totale soortenrijkdom en met name de rijkdom aan macrofaunagroepen als kevers, slakken, platwormen, bloedzuigers, libellen en wantsen af (Tabellen 8.1 en 8.3). Hoewel de totale soortenrijkdom van deze groepen afneemt bij een toename van de overstromingsfrequentie, treden er onderlinge verschillen op tussen de soorten binnen deze groepen. Zo zijn bijvoorbeeld de slakkensoorten *Physella acuta* en *Potamopyrgus antipodarum* positief gecorreleerd met de inundatiefrequentie, terwijl de slakken *Anisus vortex*, *Physa fontinalis*, *Bithynia leachi* en *Hippeutis complanatus* hieraan negatief gecorreleerd zijn (Tabellen 8.2 en 8.4). Deze verschillen zijn te begrijpen indien autoecologische eigenschappen van de afzonderlijke soorten bij de verklaring betrokken worden. Zo hebben de soorten *A. vortex*, *P. fontinalis*, *B. leachi* en *H. complanatus* een voorkeur voor wateren met een rijke waterplantenvegetatie, terwijl *Potamopyrgus antipodarum* een stenen en sedimentbewoner is (Janssen & De Vogel, 1965). Lokaties die frequenter geïnundeerd worden bezitten inderdaad een soortenarmere en minder abundante vegetatie.

2. De waargenomen macrofaunasoorten kunnen met betrekking tot hun habitatpreferentie ingedeeld worden naar phytofiele (voorkeur voor vegetatie), pelofiele (voorkeur voor modder) en psammofiele (voorkeur voor zand) organismen. Op grond van de habitatvoorkeur van kenmerkende (Tabel 8.5) en begeleidende macrofauna soorten (Tabel 8.6) worden de verschillende F-clusters als volgt naar aanwezig habitat en substraat getypeerd.

Cluster F-I: Het voorkomen van de volgende soorten houdt verband met de aanwezigheid van een grote rijkdom aan (submerse) waterplanten: *Anisus vortex*, *Cloeon simile*, *Enallagma cyathigerum*, *Plea minutissima*, *Ilyocoris cimicoides*, *Haliplus varius*, *H. flavicollis*, *Psectrocladius psilopterus*, *P. obvius*, *Endochironomus albipennis*, *Agraylea multipunctata* en *Acentropus niveus* (Janssen & De Vogel, 1965; Kimmins, 1972; Macan, 1979; Geijskes & Van Tol, 1983; Macan, 1967; Nieser, 1982; Seeger, 1971a,b; Moller Pillot, 1984a,b; Wallace, 1981). De aanwezigheid van de kevers *Haliplus varius* en *H. flavicollis* houdt verband met het voorkomen van kranswieren, aangezien de larven van deze soorten kranswieren als voedsel gebruiken (Seeger, 1971a,b).

De volgende soorten prefereren zandig substraat: *Pisidium obtusale*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Hydrodroma despiciens*, *Caenis luctuosa*, *Ablabesmyia phatta*, *Cladotanytarsus* spec., *Molanna angustata* en *Mystacides longicornis* (Kuiper, 1986; Janssen & De Vogel, 1965; Davids, 1981; Kimmins, 1972; Bijlmakers, 1983; Hickin, 1967; Wallace, 1981).

De volgende soorten prefereren organisch substraat: *Asellus aquaticus*, *Caenis horaria* en *Hyphydrus ovatus* (Elliott, 1977; Kimmins, 1972; Geijskes & Van Tol, 1983; Balfour-Browne, 1950).

Cluster F-II: Dit cluster wordt -evenals het vorige cluster- gekenmerkt door soorten die (submerse) waterplanten prefereren: *Anisus vortex*, *Bithynia leachi*, *Hippeutis complanatus*, *Cloeon simile*, *Erythromma najas*, *Haliplus flavicollis*, *H. immaculatus*, *Psectrocladius psilopterus*, *Polypedilum sordens*, *Endochironomus albipennis*, *E. dispar*, *E. tendens*, *Glyptotendipes* spec., *Cyrnus crenaticornis*, *Phryganea grandis*, *Triaenodes bicolor* en *Agraylea multipunctata* (Janssen & De Vogel, 1965; Kimmins, 1972; Macan, 1979; Geijskes & Van Tol, 1983; Macan, 1965; Nieser, 1982; Seeger, 1971a,b; Bijlmakers, 1983; Moller Pillot, 1984a,b; Wallace, 1981). De aanwezigheid van de kever *H. flavicollis* houdt verband met het voorkomen van kranswieren (Seeger, 1971a,b). De libellelarve *Erythromma najas* en de kokerjuffer *Cyrnus crenaticornis* zijn o.a. kenmerkend voor drijfbladvegetaties (nymphaeide vegetaties) (Geijskes & Van Tol, 1983; Van der Velde, 1980).

De volgende soorten prefereren zandig substraat: *Potamopyrgus antipodarum*, *Hydrodroma despiciens*, *Caenis luctuosa*, *Cladotanytarsus* spec., *Cryptochironomus* spec., *Stictochironomus* spec., *Molanna angustata*, *Mystacides longicornis*, *M. nigra* en *Athripsodes aterrimus* (Janssen & De Vogel, 1965; Davids, 1981; Kimmins, 1972; Hickin, 1967; Bijlmakers, 1983; Wallace, 1981).

De volgende soorten prefereren organisch substraat: Tubificidae, *Proasellus meridianus*, *Asellus aquaticus*, *Caenis horaria*, *Sialis lutaria* en *Dicrotendipes nervosus* (Elliott, 1977; Kimmins, 1972; Bijlmakers, 1983; Moller Pillot, 1984a,b).

Cluster F-III: Dit cluster wordt gekenmerkt door een groot aantal detritivore soorten, hetgeen verband houdt met de aanwezigheid van een overwegend organische bodem.

De volgende soorten prefereren organisch substraat: *Erpobdella nigricollis*, *E. testacea*, *Pisidium pseudosphaerium*, *Asellus aquaticus*, *Coenagrion pulchellum*, *Notonecta glauca*, *Hesperocorixa linnei*, *Hyphydrus ovatus*, *Coelambus impressopunctatus*, *Noterus crassicornis*, *Helophorus brevipalpis*, *Hygrotus decoratus*, *Laccophilus minutus*, *Hydroporus palustris*, *Chaoborus flavicans* en *C. crystallinus* (Elliottt & Mann, 1979; Kuiper, 1986; Geijskes & Van Tol, 1983; Macan, 1965; Balfour-Browne, 1950; Hansen, 1987; De Groot, 1981; Parma, 1969).

De volgende soorten zijn geassocieerd met een grote rijkdom aan (ondergedoken) waterplanten: *Bathyomphalus contortus*, *Planorbarius corneus*, *Valvata cristata*, *Hippeutis complanatus*, *Segmentina nitida*, *Physa fontinalis*, *Anisus vorticulus*, *A. vortex*, *Bithynia leachi*, *Ilyocoris cimicoides*, *Peltodytes caesus*, *Cricotopus sylvestris*, *Endochironomus dispar*, *Glyptotendipes* spec. en *Triaenodes bicolor* (Nieser, 1982; Freude et al., 1971; Bijlmakers, 1983; Wallace, 1981). Kenmerkend voor drijfbladvegetaties zijn *Cataclysta lemnata* en *Holocentropus picicornis* (Hickin, 1967; Van der Velde, 1980).

De volgende soorten prefereren een dichte helofytengordel: *Notonecta glauca*, *Sigara falleni*, *Enochrus testaceus* en *Endochironomus gr. dispar* (Geijskes & Van Tol, 1983; Macan, 1965; Hansen, 1987; Moller Pillot, 1984a,b).

De volgende soorten zijn bestand tegen droogvallen en wijzen derhalve op een semipermanent karakter van de lokaties uit dit cluster: *Pisidium pseudosphaerium*, *Anisus leucostomus*, *Helophorus brevipalpis*, *Coelambus impressopunctatus*, *Chaoborus flavicans*, en *Ch. crystallinus* (Kuiper, 1986; Macan, 1977; Hansen, 1987; De Groot, 1981; Galewski, 1971; Parma, 1969; Nilssen, 1974).

Clusters F-IV en F-V: Deze clusters vormen een overgangsgroep van cluster F-III naar clusters F-VI en F-VII.

Cluster F-IV: De volgende soorten prefereren organisch substraat: *Limnodrilus claparedeanus*, *L. hoffmeisteri*, *Peloscolex ferox*, Tubificidae, *Erpobdella testacea*, *Musculium lacustre*, *Sphaerium corneum*, *Chironomus annularius*, *Ch. plumosus*, *Ch. thummi* en *Clinotanypus nervosus* (Elliottt & Mann, 1979; Kuiper, 1986; Moller Pillot, 1984a,b).

De volgende soorten prefereren (ondergedoken) waterplanten: *Hippeutis complanatus*, *Anisus vortex*, *Bithynia leachi*, *Corynoneura scutella*, *Endochironomus albipennis*, *Glyptotendipes* spec. en *Cricotopus sylvestris* (Janssen & De Vogel, 1965; Bijlmakers, 1983; Moller Pillot, 1984a,b).

De volgende soorten prefereren een dichte helofytengordel: *Ranatra linearis*, *Ischnura elegans* (Nieser, 1982).

De volgende soort prefereert zandig substraat: *Cryptochironomus* spec. (Bijlmakers, 1983).

Cluster F-V: De volgende soorten prefereren organisch substraat: *Asellus aquaticus*, *Caenis horaria*, *Hygrotus decoratus*, *Laccophilus minutus*, *Chironomus thummi* en *Tanypus kraatzi* (Balfour Browne, 1950; Bijlmakers, 1983; Moller Pillot, 1984a,b).

De volgende soorten prefereren (ondergedoken) waterplanten: *Acroloxus lacustris*, *Bithynia leachi*, *Lymnaea stagnalis*, *Anisus vortex*, *Hippeutis complanatus*, *Cloeon dipterum*, *Endochironomus*

albipennis, *Cricotopus sylvestris*, *C. intersectus*, *Glyptotendipes* spec. en *Polypedilum sordens* (Janssen & De Vogel, 1965; Kimmins, 1972; Bijlmakers, 1983). Kenmerkend voor drijfblad vegetaties zijn: *Erythromma najas*, *Mesovelia furcata* en *Hydromyza livens* (Geijskes & Van Tol, 1983; Van der Velde, 1980).

De volgende soorten prefereren een dichte helofytengordel met veel open water: *Gerris odontogaster*, *G. thoracicus* en *Sigara striata* (Nieser, 1982).

De volgende soort prefereert zandig substraat: *Cryptochironomus* spec. (Bijlmakers, 1983).

Clusters F-VI en F-VII: Deze clusters worden gekenmerkt door bewoners van langzaamstromende delen van grote rivieren en daarmee in verbinding staande wateren: *Unio tumidus*, *U. pictorum*, *Sphaerium solidum*, *Pisidium supinum*, *P. henslowanum*, *P. moitessierianum*, *Lithoglyphus naticoides* en *Haliplus fluviatilis* (Kuiper, 1986; Janssen & De Vogel, 1965; Hoch, 1960).

De volgende soorten prefereren (ondergedoken) waterplanten en helofyten: *Cricotopus sylvestris*, *Endochironomus albipennis*, *Glyptotendipes* spec. en *Polypedilum sordens* (Bijlmakers, 1983).

De volgende soorten prefereren zandig substraat: *Potamopyrgus antipodarum*, *Dreissena polymorpha*, *Unio tumidus*, *U. pictorum*, *Sphaerium solidum*, *Pisidium supinum*, *P. henslowanum*, *Lithoglyphus naticoides*, *Cladotanytarsus* spec., *Cryptochironomus* spec., *Oecetis ochracea* en *Mystacides longicornis* (Janssen & De Vogel, 1965; Kuiper, 1986; Bijlmakers, 1983; Wallace, 1981).

De volgende soorten prefereren organisch substraat: *Asellus aquaticus*, *Dicrotendipes nervosus* en *Ablabesmyia longistyla* (Bijlmakers, 1983).

Deze clusters (F-VI en F-VII) bevatten verschillende eurytherme en euryhaliene organismen, die oorspronkelijk uitheems zijn: *Atyaephyra desmaresti*, *Physella acuta*, *Gammarus tigrinus*, *Potamopyrgus antipodarum* en *Dreissena polymorpha* (Van den Brink & Van der Velde, 1986; Pinkster & Platvoet, 1986; Janssen & De Vogel, 1965; Den Hartog & Van der Velde, 1987; Den Hartog et al., 1989).

In figuur 8.5 is de substraatpreferentie van de macrofaunasoorten in relatie tot de inundatiefrequentie weergegeven.

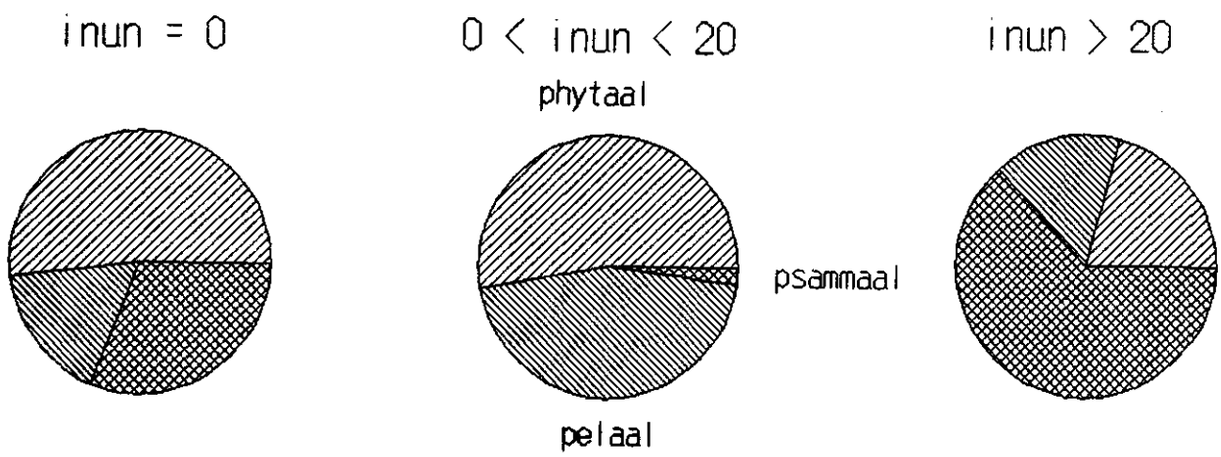

Fig. 8.5. Habitatpreferentie van de macrofaunagroepen in relatie tot de inundatiefrequentie.

Uit fig. 8.5 blijkt dat bij een toename van de inundatiefrequentie het aantal vegetatiebewoners afneemt, terwijl het aantal zandbewoners toeneemt.

De verschillende F-clusters kunnen op grond van het voorkomen van de meest abundante indicatieve soorten als volgt gekarakteriseerd worden:

Clusters F-I en F-II: *Caenis luctuosa-Molanna angustata*-type.

Wateren behorende tot dit cluster zijn helder, matig voedselrijk, hebben een grote rijkdom aan ondergedoken waterplanten, terwijl nymphaeiden aanwezig kunnen zijn. Het zijn wateren met overwegend een minerale tot matig organische bodem. De ligging is binnendijks; de rivierinvloed bestaat uit kwel.

Clusters F-III, F-IV en F-V: *Helobdella stagnalis-Valvata cristata*-type.

Wateren behorende tot dit cluster zijn voedselrijker, hebben een grote rijkdom aan waterplanten, waarvan nymphaeiden vaak deel van uitmaken. De bodem is rijk aan organisch materiaal. De oevervegetatie is goed ontwikkeld. De ligging is buitendijks; de rivierinvloed bestaat uit overstromingen, die overwegend gedurende de wintermaanden plaatsvinden. De ondiepe wateren of ondiepe delen van de wateren uit dit cluster bezitten een semi-permanent karakter, dat wil zeggen ze kunnen 'szomers opdrogen.

Clusters F-VI en F-VII: *Pisidium supinum-Physella acuta*-type.

Wateren behorende tot dit cluster zijn zeer voedselrijk en worden vaak tot zeer vaak door de rivier overspoeld. Waterplanten zijn afwezig of bestaan uit nymphaeiden (watergentiaan). De oever is aan erosie- en sedimentatieprocessen onderhevig, hetgeen resulteert in een minerale zand/klei-bodem, met een soortenarme helofytengordel. De grote rivierinvloed heeft o.a. tot gevolg dat het water zeer vaak ververst wordt. De ligging is buitendijks; de rivierinvloed bestaat uit zeer frequente overstromingen.

3. Uit paragraaf 8.4. blijkt dat de rijkdom aan macrofaunasoorten sterk negatief gecorreleerd is met de inundatiefrequentie en het voedingsstoffengehalte van de lokaties en sterk positief gecorreleerd is met de soortenrijkdom van water- en oeverplanten.

Figuur 8.6 toont een overzicht van de faktoren die van invloed zijn op de macrofaunasamenstelling van de stagnante wateren in relatie tot de overstromingsfrequentie.

Indien de overstromingsfrequentie van de stagnante wateren in het winterbed toeneemt, dan treden de volgende veranderingen op:

A. *Waterstandsfluktuaties nemen toe.*

Door de toename van waterstandsfluktuaties zal de soortenrijkdom en bedekking van waterplanten afnemen (zie hoofdstuk 6). Tevens zal ook het percentage organisch materiaal (POM) in de bodem afnemen, doordat de bedekking van de vegetatie afneemt, en doordat processen als erosie en sedimentatie toenemen. Door de grotere rivierinvloed neemt het zwevend slibgehalte (FPOM) toe, hetgeen belangrijk voedsel vormt voor filtreerders als mosselen en vergaarders als bepaalde soorten chironomiden.

Met het verdwijnen van waterplanten neemt het substraat voor benthische macrofaunasoorten, en het voedsel voor met name verknippers (o.a. haften, kokerjuffers en vlinderrupsen) en schrapers (vnl. slakken) af. Verschillende predatoren zullen hierdoor met het verdwijnen van waterplanten ontbreken. Tenslotte neemt ook de beschutting ten aanzien van predatie door vissen af, waardoor verschillende macrofaunasoorten eveneens niet voor zullen komen (Van der Velde, 1988).

Met het verdwijnen van organisch materiaal in de bodem (detritus) neemt het relatieve aandeel van pelofiele soorten af.

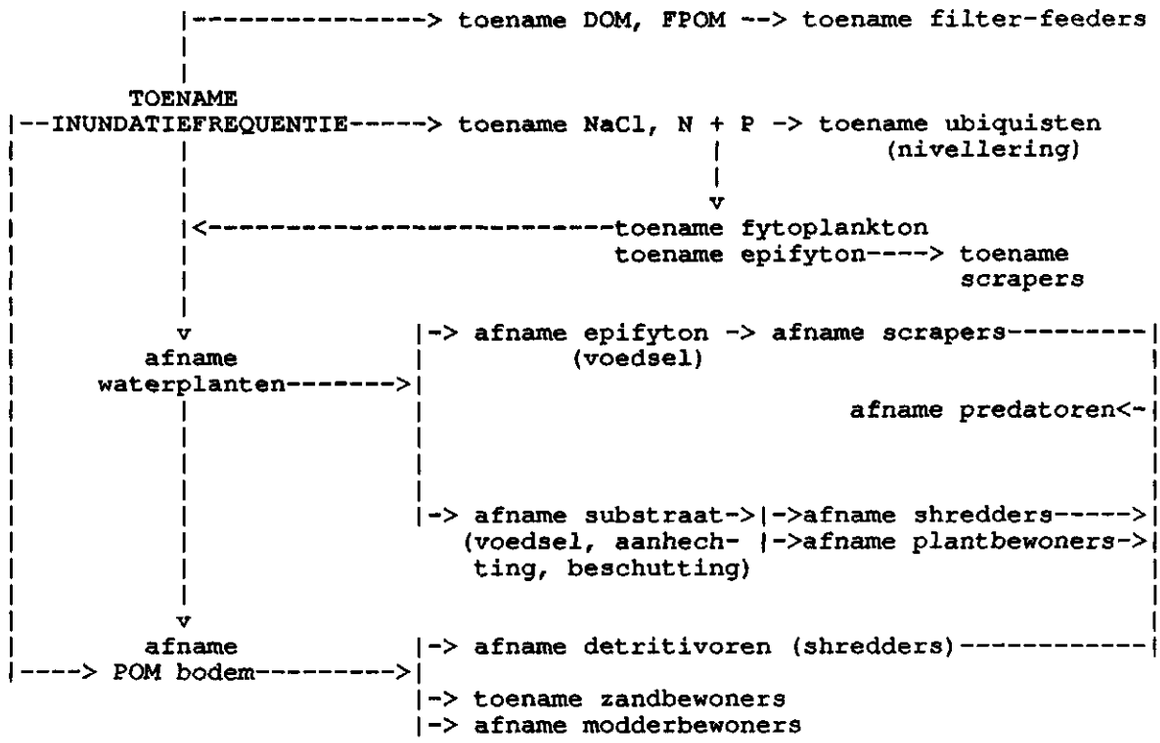

Fig. 8.6. Schema van relaties tussen de overstromingsfrequentie en de macrofaunasamenstelling van stagnante wateren in het rivierengebied.

B. *Water- en bodemkwaliteit verandert.*

Door de toename in overstromingsfrequentie worden de lokaties vaker overspoeld met rivierwater dat zeer hoge gehaltes aan NaCl, N en P heeft (zie hoofdstuk 5). Hierdoor zal er een nivellering van macrofauna optreden, daar gevoelige soorten verdwijnen en ongevoelige ubiquisten, vooral eurytherme en euryhaliene soorten als *Physella acuta* en *Gammarus tigrinus*, overblijven.

Zoals reeds in hoofdstuk 5 vermeld heeft het hoge zoutgehalte van met name de Rijn belangrijke consequenties voor de macrofauna: momenteel is het zoutgehalte dermate hoog, dat verschillende euryhaliene brakwaterorganismen hun verspreidingsareaal landinwaarts tot aan Lobith en mogelijk verder stroomopwaarts hebben uitgebreid (Van den Brink & Van der Velde, 1986b; Den Hartog et al., 1989; Van den Brink et al., 1990a).

Tabel 8.9. Naamlijst van de gevonden macrofaunataxa.

AFKORTING	LATIJNSE NAAM (NEDERLANDSE NAAM)
	TRICLADIDA (PLATWORMEN)
Dend lact	*Dendrocoelum lacteum*
Duge poly	*Dugesia polychroa*
Duge tigr	*Dugesia tigrina*
Poly tenu	*Polycelis tenuis*
	OLIGOCHAETA (BORSTELARME WORMEN)
Haem wald*	*Haemonais waldvogeli*
Nais comm	*Nais communis*
Nais pard	*Nais pardalis*
Nais simp*	*Nais simplex*
Nais vari*	*Nais variabilis*
Ophi serp	*Ophidonais serpentina*
Styl lacu	*Stylaria lacustris*
Aulo plur*	*Aulodrilus pluriseta*
Bran sowe*	*Brachiura sowerbyi*
Limn clap	*Limnodrilus claparedeanus*
Limn hoff	*Limnodrilus hoffmeisteri*
Pelo fero	*Peloscolex ferox*
Pota hamm*	*Potamothrix hammoniensis*
Pota mold*	*Potamothrix moldaviensis*
Psam albi	*Psammoryctides albicola*
Psam barb	*Psammoryctides barbatus*
Tubi m.h.	Tubificidae juv. m.h.
Tubi z.h.	Tubificidae juv. z.h.
Ench ytra*	Enchytraeidae
Dory Lumb	Dorydrilidae-Lumbriculidae indet.
Lumb vari	*Lumbriculus variegatus*
	HIRUDINEA (BLOEDZUIGERS)
Erpo nigr	*Erpobdella nigricollis*
Erpo octo	*Erpobdella octoculata*
Erpo test	*Erpobdella testacea*
Glos comp	*Glossiphonia complanata*
Glos hete	*Glossiphonia heteroclita*
Haem sang*	*Haemopis sanguisuga*
Helo stag	*Helobdella stagnalis*
Hemi marg	*Hemiclepsis marginata*
Pisc geom	*Piscicola geometra*
Ther tess	*Theromyzon tessulatum*
	BIVALVIA (MOSSELEN)
Unio pict	*Unio pictorum*
Unio tumi	*Unio tumidus*
Anod anat	*Anodonta anatina*
Anod cygn*	*Anodonta cygnea*
Spha corn	*Sphaerium corneum*
Musc lacu	*Musculium lacustre*
Spha rivi*	*Sphaerium rivicola*
Spha soli	*Sphaerium solidum*
Drei poly	*Dreissena polymorpha*
Pisi case	*Pisidium casertanum*
Pisi hens	*Pisidium henslowanum*
Pisi hibe*	*Pisidium hibernicum*
Pisi mili	*Pisidium milium*
Pisi moit	*Pisidium moitessierianum*
Pisi niti	*Pisidium nitidum*
Pisi obtu	*Pisidium obtusale*
Pisi pers*	*Pisidium personatum*
Pisi pseu	*Pisidium pseudosphaerium*
Pisi pulc*	*Pisidium pulchellum*
Pisi subt	*Pisidium subtruncatum*
Pisi supi	*Pisidium supinum*

Tabel 8.9. Naamlijst van de gevonden macrofaunataxa (vervolg).

AFKORTING	LATIJNSE NAAM (NEDERLANDSE NAAM)
	GASTROPODA (SLAKKEN)
Acro lacu	*Acroloxus lacustris*
Ancy fluv*	*Ancylus fluviatilis*
Bith leac	*Bithynea leachi*
Bith tent	*Bithynea tentaculata*
Lith nati	*Lithoglyphus naticoides*
Radi auri	*Radix auricularia*
Radi pere	*Radix peregra*
Stag palu	*Stagnicola palustris*-complex
Lymn stag	*Lymnea stagnalis*
Galb trun	*Galba truncatula*
Ferr waut*	*Ferrissia wautieri*
Phys acut	*Physella acuta*
Phys font	*Physa fontinalis*
Aple hypn*	*Aplexa hypnorum*
Gyra albu	*Gyraulus albus*
Bath cont	*Bathyomphalus contortus*
Plan corn	*Planorbarius corneus*
Armi cris	*Armiger crista*
Anis vore	*Anisus vortex*
Anis vori	*Anisus vorticulus*
Anis leuc	*Anisus leucostomus*
Plan plan	*Planorbis planorbis*
Plan cari	*Planorbis carinatus*
Pota anti	*Potamopyrgus antipodarum*
Hipp comp	*Hippeutis complanatus*
Segm niti	*Segmentina nitida*
Valv cris	*Valvata cristata*
Valv pulc*	*Valvata pulchella*
Valv pisc	*Valvata piscinalis*
Vivi cont*	*Viviparus contectus*
Vivi vivi*	*Viviparus viviparus*
	ACTINEDIDA (WATERMIJTEN)
Arre bati*	*Arrenurus batillifer*
Arre bicu*	*Arrenurus bicuspidator*
Arre clav*	*Arrenurus claviger*
Arre cras	*Arrenurus crassicaudatus*
Arre cusp*	*Arrenurus cuspidator*
Arre glob*	*Arrenurus globator*
Arre inex*	*Arrenurus inexploratus*
Arre latu*	*Arrenurus latus*
Arre secu*	*Arrenurus securiformis*
Arre sinu*	*Arrenurus sinuator*
Arre tric*	*Arrenurus tricuspidator*
Eyla disc*	*Eylais discreta*
Eyla exte*	*Eylais extendens*
Eyla infu*	*Eylais infundibulifera*
Eyla seto	*Eylais setosa*
Hydr crue	*Hydrachna cruenta*
Hydr kram*	*Hydrochoreutes krameri*
Hydr desp	*Hydrodroma despiciens*
Hydr disp*	*Hydryphanthes dispar*
Hydr rube*	*Hydryphanthes ruber*
Hygr long	*Hygrobates longipalpis*
Hygr nigr*	*Hygrobates nigromaculatus*
Hygr trig*	*Hygrobates trigonicus*
Limn fulg*	*Limnesia fulgida*
Limn koen*	*Limnesia koenikei*
Limn macu	*Limnesia maculata*
Limn undu	*Limnesia undulata*
Limn aqua*	*Limnochares aquatica*
Mide orbi*	*Midea orbiculata*
Neum delt	*Neumania deltoides*
Neum limo*	*Neumania limosa*
Neum vern	*Neumania vernalis*
Pier inte*	*Piersiga intermedia*
Pion alpi*	*Piona alpicola*

Tabel 8.9. Naamlijst van de gevonden macrofaunataxa (vervolg).

AFKORTING	LATIJNSE NAAM (NEDERLANDSE NAAM)
	ACTINEDIDA (WATERMIJTEN)
Pion cocc	*Piona coccinea*
Pion cong*	*Piona conglobata*
Pion immi	*Piona imminuta*
Pion long	*Piona longipalpis*
Pion neum*	*Piona neumania*
Pion noda*	*Piona nodata*
Pion pusi*	*Piona pusilla*
Pion rotu	*Piona rotundoides*
Pion stjo	*Piona stjoerdalensis*
Pion vari	*Piona variabilis*
Pion lute	*Pionopsis lutescens*
Tiph orna*	*Tiphis ornatus*
Unio acul*	*Unionicola aculeata*
Unio cras	*Unionicola crassipes*
Unio figu*	*Unionicola figuralis*
Unio mino*	*Unionicola minor*
	ARANEIDA (WATERSPINNEN)
Argy aqua*	*Argyroneta aquatica*
	CRUSTACEA (KREEFTACHTIGEN)
Asel aqua	*Asellus aquaticus*
Proa coxa	*Proasellus coxalis*
Proa meri	*Proasellus meridianus*
Gamm pule	*Gammarus pulex*
Gamm tigr	*Gammarus tigrinus*
Atya desm	*Atyaephyra desmaresti*
Pala long*	*Palaemon longirostris*
Orco limo*	*Orconectes limosus*
Argu foli*	*Argulus foliaceus*
	EPHEMEROPTERA (HAFTEN)
Caen hora	*Caenis horaria*
Caen lact	*Caenis lactea*
Caen luct	*Caenis luctuosa*
Caen robu	*Caenis robusta*
Cloe dipt	*Cloeon dipterum*
Cloe simi	*Cloeon simile*
	ODONATA (LIBELLEN)
Aesh mixt*	*Aeshna mixta*
Brac prat*	*Brachytron pratense*
Coen lunu*	*Coenagrion lunulatum*
Coen hast*	*Coenagrion hastulatum*
Coen puel	*Coenagrion puella*
Coen pulc	*Coenagrion pulchellum*
Coen idae	Coenagrionidae
Coen spec	*Coenagrion spec.*
Enal cyat	*Enallagma cyathigerum*
Eryt naja	*Erythromma najas*
Eryt viri*	*Erythromma viridulum*
Isch eleg	*Ischnura elegans*
Lest viri*	*Lestes viridis*
Orth canc*	*Orthetrum cancellatum*
Zygo inde	Zygoptera indet.

Tabel 8.9. Naamlijst van de gevonden macrofaunataxa (vervolg).

AFKORTING	LATIJNSE NAAM (NEDERLANDSE NAAM)
	HETEROPTERA (WANTSEN)
Micr meri	*Micronecta meridionalis*
Micr minu*	*Micronecta minutissima*
Cori dent*	*Corixa dentipes*
Cori punc	*Corixa punctata*
Cyma bons*	*Cymatia bonsdorffi*
Cyma cole	*Cymatia coleoptrata*
Call prae*	*Callicorixa praeusta*
Glae prop*	*Glaenocorixa propinqua*
Hesp linn	*Hesperocorixa linnei*
Para conc*	*Paracorixa concinna*
Siga dist	*Sigara distincta*
Siga fall	*Sigara falleni*
Siga foss*	*Sigara fossarum*
Siga iact	*Sigara iactans*
Siga late	*Sigara lateralis*
Siga nigr*	*Sigara nigrolineata*
Siga semi*	*Sigara semistriata*
Siga stri	*Sigara striata*
Gerr arge	*Gerris argentatus*
Gerr lacu	*Gerris lacustris*
Gerr odon	*Gerris odontogaster*
Gerr palu*	*Gerris paludum*
Gerr thor	*Gerris thoracicus*
Hydr stag*	*Hydrometra stagnorum*
Meso furc	*Mesovelia furcata*
Ilyo cimi	*Ilyocoris cimicoides*
Nepa cine	*Nepa cinerea*
Rana line	*Ranatra linearis*
Nota glau	*Notonecta glauca*
Nota viri	*Notonecta viridis*
Plea minu	*Plea minutissima*
	COLEOPTERA (KEVERS)
Coel impr	*Coelambus impressopunctatus*
Coly fusc*	*Colymbetes fuscus*
Dyti marg*	*Dytiscus marginalis*
Grap cine*	*Graphoderus cinereus*
Hydr cusp*	*Hydrovatus cuspidatus*
Hygr deco	*Hygrotus decoratus*
Hygr inae	*Hygrotus inaequalis*
Hygr vers	*Hygrotus versicolor*
Hyph ovat	*Hyphydrus ovatus*
Ilyb fene	*Ilybius fenestratus*
Lacp hyal	*Laccophilus hyalinus*
Lacp minu	*Laccophilus minutus*
Note clav	*Noterus clavicornis*
Note cras	*Noterus crassicornis*
Plat macu*	*Platambus maculatus*
Porh line*	*Porhydrus lineatus*
Pota depr	*Potamonectes depressus*
Rhan exso	*Rhantus exsoletus*
Rhan pulv	*Rhantus pulverosus*
Stic duod*	*Stictotarsus duodecimpustulatus*
Anac glob*	*Anacaena globulus*
Anac limb*	*Anacaena limbata*
Cerc mari*	*Cercyon marinus*
Cerc mela*	*Cercyon melanocephalus*
Coel orbi*	*Coelostoma orbiculare*
Enoc test	*Enochrus testaceus*
Enoc quad*	*Enochrus quadripunctatus*
Helo livi*	*Helochares lividus*
Helo punc*	*Helochares punctatus*
Helo brev	*Helophorus brevipalpis*
Hydr fusc	*Hydrobius fuscipes*
Hydr cara*	*Hydrochara caraboides*
Lacc bigu*	*Laccobius biguttatus*
Lacc minu	*Laccobius minutus*

Tabel 8.9. Naamlijst van de gevonden macrofaunataxa (vervolg).

AFKORTING	LATIJNSE NAAM (NEDERLANDSE NAAM)
	COLEOPTERA (KEVERS)
Hydr ripa*	*Hydraena riparia*
Ocht mini*	*Ochtebius minimus*
Sper emer*	*Spercheus emerginatus*
Hydr cari*	*Hydrochus carinatus*
Gyri mari	*Gyrinus marinus*
Gyri suff*	*Gyrinus suffriani*
Hygr tard*	*Hygrobia tarda*
Hali conf*	*Haliplus confinis*
Hali flav	*Haliplus flavicollis*
Hali fluv	*Haliplus fluviatilis*
Hali imma	*Haliplus immaculatus*
Hali lami*	*Haliplus laminatus*
Hali coll*	*Haliplus fluvicollis*
Hali line	*Haliplus lineolatus*
Hali rufi	*Haliplus ruficolis*
Hali ru-g	*Haliplus ruficollis*-groep
Hali obli*	*Haliplus obliquus*
Hali vari	*Haliplus varius*
Hali wehn*	*Haliplus wehnkei*
Pelt caes	*Peltodytes caesus*
Helo gris*	*Helophorus griseus*
Helo minu	*Helophorus minutus*
Hydr palu	*Hydroporus palustris*
Helo rufi*	*Helophorus rufipes*
Helo spec*	*Helophorus spec.*
Cerc spec*	*Cercyon spec.*
Larv spec*	Coleoptera indet.
Grap pict*	*Graptodytus pictus*
	MEGALOPTERA (SLIJKVLIEGEN)
Sial luta	*Sialis lutaria*
	DIPTERA (TWEEVLEUGELIGEN)
	NEMATOCERA (MUGGEN)
Chir annu	*Chironomus annularius*
Chir fluv	*Chironomus f.l. fluviatilis*
Chir plum	*Chironomus plumosus*
Chir redu*	*Chironomus f.l. reductus*
Chir semi	*Chironomus gr. semireductus*
Chir spec	*Chironomus spec.*
Chir thum	*Chironomus thummi*
Cryp spec	*Cryptochironomus spec.*
Cryp lacc*	*Cryptocladopelma gr. laccophilus*
Cryp late*	*Cryptocladopelma gr. lateralis*
Cryt spec*	*Cryptotendipes spec.*
Deme rufi*	*Demeijerea ruficeps*
Demi vuln*	*Demicryptochironomus vulneratus*
Dicr lobi*	*Dicrotendipes lobiger*
Dicr nerv	*Dicrotendipes nervosus*
Dicr nota*	*Dicrotendipes notatus*
Dicr trit	*Dicrotendipes tritomus*
Einf diss*	*Einfeldia dissidens*
Endo albi	*Endochironomus albipennis*
Endo disp	*Endochironomus dispar*
Endo tend	*Endochironomus tendens*
Glyp spec	*Glyptotendipes spec.*
Harn spec*	*Harnischia spec.*
Micc tene*	*Microchironomus tener*
Micr chlo	*Microtendipes chloris*
Para arcu	*Parachironomus arcuatus*
Para viti*	*Parachironomus vitiosus*
Phae spec	*Phaenopsectra spec.*
Poly bicr*	*Polypedilum gr. bicrenatum*
Poly brev*	*Polypedilum breviattenatum*
Poly laet*	*Polypedilum laetum*
Poly nube	*Polypedilum nubeculosum*
Poly sord	*Polypedilum gr. sordens*
Poly unci	*Polypedilum uncinatum*

Tabel 8.9. Naamlijst van de gevonden macrofaunataxa (vervolg).

AFKORTING	LATIJNSE NAAM (NEDERLANDSE NAAM)
	NEMATOCERA (MUGGEN)
Pseu spec*	*Pseudochironomus* spec.
Stic spec	*Stictochironomus* spec.
Trib inte*	*Tribelos intextus*
Xeno xeno*	*Xenochironomus xenolabis*
Zavr marm*	*Zavreliella marmorata*
Acri luce*	*Acricotopus lucens*
Cory scut	*Corynoneura scutella*
Cric cyfe*	*Cricotopus gr. cylindraceus/festivellus*
Cric inte	*Cricotopus intersectus*
Cric orna*	*Cricotopus ornatus*
Cric spec*	*Cricotopus* spec.
Cric sylv	*Cricotopus sylvestris*
Limn spec	*Limnophyes* spec.
Metr hirt	*Metriocnemus hirticollis*
Nano bico*	*Nanocladius bicolor*
Park bath*	*Parakiefferiella bathophila*
Parl hydr*	*Paralimnophyes hydrophilus*
Prod oliv*	*Prodiamesia olivacea*
Psec barb*	*Psectrocladius barbimanus*
Psec obvi	*Psectrocladius obvius*
Psec psil	*Psectrocladius psilopterus*
Psec spec	*Psectrocladius* spec.
Abla long	*Ablabesmyia longistyla*
Abla moni	*Ablabesmyia monilis*
Abla phat	*Ablabesmyia phatta*
Abla spec	*Ablabesmyia* spec.
Anat plum*	*Anatopynia plumipes*
Clin nerv	*Clinotanypus nervosus*
Gutt gutt*	*Guttipelopia guttipennis*
Proc spec	*Procladius* spec.
Psec vari	*Psectrotanypus varius*
Tany kraa	*Tanypus kraatzi*
Tany punc*	*Tanypus punctipennis*
Xeno pspe*	*Xenopelopia* spec.
Clad spec	*Cladotanytarsus* spec.
Para tany	*Paratanytarsus* spec.
Rheo spec*	*Rheotanytarsus* spec.
Tany spec	*Tanytarsus* spec.
Chao crys	*Chaoborus crystallinus*
Chao flav	*Chaoborus flavidus*
Chao obsc*	*Chaoborus obscuripes*
Chao pall*	*Chaoborus pallidus*
Cera idae	Ceratopogonidae
Culi idae*	Culicidae
Dixi idae*	Dixidae
	DIPTERA (TWEEVLEUGELIGEN)
	BRACHYCERA (VLIEGEN)
Odon angu*	*Odontomyia angulata*
Odon orna*	*Odontomyia ornata*
Sepe spec*	*Sepedon* spec.
Hydr live	*Hydromyza livens*
Tipu late	*Tipula gr. lateralis*
Tipu spec*	*Tipula* spec.
Ptyc spec	*Ptychoptera* spec.
Heli spec	*Helius* spec.
Scat spec*	*Scatella* spec.
Taba idae	Tabanidae
Teta spec*	*Tetanocera* spec.
Neos spec*	*Neoascia* spec.
Eris spec*	*Eristalis* spec.
Hydr spec*	*Hydrellia* spec.
Oplo viri*	*Oplodontha viridula*
Satc triv*	*Satchelliella trivialis*
Ephy spec*	*Ephydra* spec.
Erio spec*	*Erioptera* spec.
Pila spec*	*Pilaria* spec.

Tabel 8.9. Naamlijst van de gevonden macrofaunataxa (vervolg).

AFKORTING	LATIJNSE NAAM (NEDERLANDSE NAAM)
	TRICHOPTERA (KOKERJUFFERS)
Agra mult	*Agraylea multipunctata*
Agra sexm*	*Agraylea sexmaculata*
Orth cost*	*Orthrotrichia costalis*
Hydr spec*	*Hydroptila spec.*
Oxye flav*	*Oxyethira flavicornis*
Plec cons*	*Plectrocnemia conspersa*
Holo pici	*Holocentropus picicornis*
Ecno tene	*Ecnomus tenellus*
Cyrn cren	*Cyrnus crenaticornis*
Cyrn flav	*Cyrnus flavidus*
Cyrn trim*	*Cyrnus trimaculatus*
Mola angu	*Molanna angustata*
Agry page	*Agrypnia pagetana*
Phry bipu*	*Phryganea bipunctata*
Phry gran	*Phryganea grandis*
Lype phae*	*Lype phaeopa*
Bere minu*	*Bereodes minutus*
Athr ater	*Athripsodes aterrimus*
Myst long	*Mystacides longicornis*
Myst nigr	*Mystacides nigra*
Oece furv	*Oecetis furva*
Oece lacu	*Oecetis lacustris*
Oece ochr	*Oecetis ochracea*
Tria bico	*Triaenodes bicolor*
Anab nerv*	*Anabolia nervosa*
Limn deci*	*Limnephilus decipiens*
Limn poli*	*Limnephilus politus*
Limn rhom*	*Limnephilus rhombicus*
Limn spec*	*Limnephilus spec.*
	LEPIDOPTERA (VLINDERS)
Acen nive	*Acentropus niveus*
Cata lemn	*Cataclysta lemnata*
Para stra*	*Parapoynx stratiotata*
Nymp nymp*	*Nymphula nymphaeata*

Hoofdstuk 9

SYNTHESE

9.1. Hoofdfaktoren

In dit hoofdstuk wordt een synthese van de voorafgaande hoofdstukken gegeven, met als doel om tot een geïntegreerde typologie van de stagnante wateren in het gebied van de grote rivieren in Nederland te komen. Deze typologie is gebaseerd op de aquatische levensgemeenschappen vegetatie, plankton en macrofauna.

Allereerst worden de overeenkomsten en verschillen tussen de verschillende M- (vegetatie), P- (plankton) en F- (macrofauna) clusters gegeven (Tabel 9.1).

Tabel 9.1. Overzicht van overeenkomsten en verschillen met betrekking tot de clusterindelingen van stagnante wateren in het rivierengebied, op basis van vegetatie (M-clusters), plankton (P-clusters) en macrofauna (F-clusters). Inun = inundatiefrequentie klasse (dagen/jaar).

CLUSTERINDELING			OMSCHRIJVING LOKATIES
M	P	F	
I	II	I	binnendijks gelegen zand/kleiputten, inun = 0
II/III	VI	II	binnendijks gelegen wielen, inun = 0
II/III	V	III	buitendijks gelegen plassen, inun 0-2
II	IV/VI	IV	buitendijks gelegen Maaslokaties, inun 3-20
III	IV/VI	V	buitendijks gelegen Rijnlokaties, inun 3-20
IV	I/III	VI	buitendijks gelegen Maaslokaties, inun > 20
V	I/III	VII	buitendijks gelegen Rijnlokaties, inun > 20

Uit tabel 9.1 blijkt dat de clustering op basis van de macrofauna het meest gedetailleerd is. Dit komt doordat enerzijds de rijkdom aan taxa bij deze groep veruit het grootst is, terwijl anderzijds de indicatieve waarde van macrofaunataxa groter is dan voor de beide andere groepen. Ten grondslag aan de indicatieve meerwaarde van macrofaunataxa liggen o.a. voedsel- en substraatpreferenties, de gemiddelde levensduur (1-12 maanden) en het feit dat macrofauna zowel sessiele als mobiele soorten omvat (Verdonschot, 1990).

Uit een vergelijking van de afzonderlijke M-, P- en F-clusters met elkaar blijkt dat de binnendijkse zand- en kleiputten steeds een aparte groep vormen binnen de clusteringen. Alhoewel er gelijkenis met binnendijkse wielen bestaat (zie hoofdstukken 7 en 8), bezitten deze zand- en kleiputten een vegetatie die gedomineerd wordt door submerse waterplanten, terwijl wielen ook door nymphaeiden gedomineerd worden (hoofdstuk 6). Dit onderscheid is grotendeels terug te voeren op de relatief jonge leeftijd van de gegraven plassen, waardoor de opbouw van een organische bodem nog niet heeft plaatsgevonden, in samenhang met de geïsoleerde positie met betrekking tot aanvoer van diasporen (Smits et al., 1989). Hierbij kan tevens opgemerkt worden dat buitendijkse wielen en zandputten met een hoge inundatiefrequentie een grote overeenkomst in vegetatie, plankton en macrofauna vertonen. Blijkbaar is de faktor inundatie hier van grotere invloed op de soortensamenstelling dan de faktor ontstaanswijze.

Steeds blijkt dat de lokaties op grond van hun biotische samenstelling (vegetatie, plankton en macrofauna) in drie hoofdgroepen uiteenvallen, die het meest duidelijk verband houden met de rivierinvloed. Aangezien de hydrologie in samenhang met de waterkwaliteit de meest overheersende

milieufaktor is die de clusterindelingen beheerst (Tabel 9.1), wordt in tabel 9.2 een indeling naar hydrologie gegeven op basis van de samenstelling van de levensgemeenschappen in de stagnante wateren in het Nederlandse rivierengebied.

Met behulp van deze indelingen is het mogelijk aan de hand van de vegetatie-, plankton- of macrofaunasamenstelling de hydrologie van een (onbekende) plas te schatten. Bovendien valt uit de tabel op te maken welke verschuivingen in vegetatie, plankton en macrofauna kunnen plaatsvinden als de hydrologie verandert. Met andere woorden: uit de indelingen kunnen ook voorspellingen worden afgeleid.

Hierbij moet men zich realiseren dat deze indelingen berusten op correlatieve verbanden. Om causale verbanden te achterhalen dienen experimenten uitgevoerd te worden, die echter buiten het bestek van dit onderzoek vallen.

Tabel 9.2. Indeling van lokaties in hoofdtypen, gebaseerd op de samenstelling van de vegetatie, plankton en macrofauna. Bij de biotische typering zijn steeds de meest kenmerkende taxa weergegeven. Bij de abiotische typering zijn ranges van de meest onderscheidende fysisch-chemische parameters gegeven.

	PARAMETER	HOOFDTYPEN		
		I	II	III
BIOTISCH	WATERPLANTEN	Myriophyllum spicatum	Nuphar lutea	Nymphoides peltata
	HELOFYTEN	Juncus articulatus	Scirpus lacustris	Phalaris arundinacea
	FYTOPLANKTON	Dinobryon divergens	Scenedesmus quadricauda	Aphanizomenon flos-aquae
	ZOOPLANKTON	Mesocyclops leuckarti	Ceriodaphnia pulchella	Cyclops strenuus
	MACROFAUNA	Caenis luctuosa	Helobdella stagnalis	Pisidium supinum
		Molanna angustata	Valvata cristata	Physella acuta
ABIOTISCH	LIGGING	binnendijks	buitendijks	buitendijks
	HYDROLOGIE	geen tot geringe rivierinvloed	geringe tot matige rivierinvloed	grote rivierinvloed
	INUNDATIE-FREQUENTIE D/J	0	< 20	> 20
	TROFIENIVEAU	matig	hoog	zeer hoog
	NO_3 ($\mu mol.l^{-1}$)	< 5	5-10	10-100
	oPO_4 ($\mu mol.l^{-1}$)	< 0,5	1-5	1-5
	SALINITEIT	matig	hoog	zeer hoog
	Cl ($mmol.l^{-1}$)	0,5-1,5	1-2	2-4
	ALKALINITEIT	hoog	hoog	hoog
	HCO_3 ($mmol.l^{-1}$)	2-4	2-4	1-2

In tabel 9.3 is voor de drie hoofdclusters de gemiddelde soortenrijkdom van de vegetatie, het plankton en de macrofauna en verschillende groepen binnen deze componenten weergegeven.

Tabel 9.3. Soortenrijkdom van de vegetatie, plankton en macrofauna in de hoofdtypen. Weergegeven zijn het gemiddelde (GEM.) en de extreme waarden (MIN-MAX).

	HOOFDTYPEN					
	I		II		III	
	GEM.	MIN-MAX	GEM.	MIN-MAX	GEM.	MIN-MAX
vegetatie totaal	16	9 - 23	15	4 - 26	5	0 - 16
helofyten	11	4 - 16	10	3 - 18	4	0 - 12
hydrofyten totaal	6	2 - 9	5	0 - 13	1	0 - 5
nymphaeiden	1	0 - 2	1	0 - 3	1	0 - 3
submerse hydrofyten	4	0 - 7	2	0 - 8	1	0 - 3
plankton totaal	48	23 - 75	48	18 - 77	37	22 - 65
fytoplankton totaal	33	12 - 51	32	11 - 53	25	13 - 47
zoöplankton totaal	16	9 - 26	16	2 - 27	12	5 - 27
blauwwieren	4	0 - 8	2	0 - 8	3	0 - 6
goudwieren	14	1 - 24	14	4 - 30	10	1 - 25
flagellaten	2	0 - 5	3	0 - 9	2	0 - 10
groenwieren	11	4 - 21	11	1 - 22	9	3 - 21
copepoden	3	1 - 4	2	0 - 4	2	1 - 4
cladoceren	6	2 - 12	6	0 - 11	5	0 - 11
rotatoria	7	1 - 11	8	1 - 15	5	1 - 12
macrofauna totaal	67	33 -124	63	18 -106	39	5 - 65
aquatische insekten	38	12 - 72	32	12 - 56	17	1 - 30
platwormen/bloedzuigers	6	2 - 10	7	1 - 11	4	1 - 9
borstelarme wormen	2	0 - 6	3	0 - 8	2	0 - 6
slakken	10	5 - 17	13	5 - 20	8	2 - 18
mosselen	4	0 - 10	3	0 - 10	5	0 - 12
kreeftachtigen	2	0 - 4	2	0 - 4	2	0 - 6
watermijten	6	0 - 11	3	0 - 14	2	0 - 10
haftenlarven	3	0 - 5	1	0 - 4	1	0 - 4
libellelarven	3	0 - 8	3	0 - 6	1	0 - 5
wantsen	4	0 - 8	6	0 - 12	2	0 - 7
kokerjuffers	6	2 - 14	3	0 - 9	2	0 - 8
kevers	7	1 - 16	6	0 - 19	2	0 - 9
muggelarven	14	1 - 30	12	1 - 27	9	1 - 18

Uit tabel 9.3 blijkt dat de gemiddelde soortenrijkdom van de verschillende aquatische groepen bij hoofdtype III duidelijk geringer is dan bij de overige hoofdtypen. De gemiddelde soortenrijkdom van de mosselen is echter bij hoofdtype III iets hoger.

De stagnante wateren in het Nederlandse rivierengebied blijken in de volgende 3 hoofdgroepen opgesplitst te kunnen worden:

I. *Binnendijkse lokaties*

Wateren behorende tot deze hoofdgroep bezitten een minerale tot matig organische bodem, ze zijn helder en matig voedselrijk. Hierdoor bezitten ze een grote rijkdom aan ondergedoken waterplanten (o.a. fonteinkruiden, waterranonkels), waarbij nymphaeiden (o.a. Gele plomp, Witte waterlelie) aanwezig kunnen zijn. De rivierinvloed bestaat uit kwel, waardoor soorten als Bronmos en Lidsteng zich kunnen handhaven. Op plaatsen waar kwel optreedt blijft de bodem ten dele mineraal, doordat organisch materiaal wegspoelt (Roelofs & Bloemendaal, 1988). Dit proces bevordert habitatdifferentiatie, hetgeen tot een grote soortenrijkdom bij alle groepen leidt. Door de grote rijkdom aan waterplanten, is de soortenrijkdom aan plankton- en macrofaunataxa eveneens hoog, aangezien waterplanten substraat en beschutting voor deze organismen vormen (zie o.a. Van der Velde, 1988). Door de uitbundige groei van waterplanten is het voedingsstoffengehalte gedurende de zomer zeer laag, hetgeen voor planktonsoorten als *Dinobryon divergens* groeimogelijkheden biedt. Daarnaast wordt de fytoplanktonontwikkeling geremd, zodat geen bloei, d.w.z. dominantie van enkele taxa, optreedt.
De funktionele groepen binnen de macrofauna van deze wateren bestaan voor een groot deel uit predatoren en verknippers, hetgeen betekent dat er veel prooidieren leven, terwijl er ook veel plantenmateriaal voorhanden is. Tot de predatoren behoren voornamelijk bloedzuigers, watermijten, libellelarven en kokerjuffers; de verknippers bestaan uit haftelarven, kokerjuffers en vlinderrupsen.

II. *Buitendijkse lokaties met een geringe tot matige overstromingsfrequentie*

De bodem van de wateren behorende tot deze hoofdgroep is rijk aan organisch materiaal, hoewel de bodem plaatselijk ook mineraal substraat bevat. Het water is helder en voedselrijk. De lokaties bezitten hierdoor een grote rijkdom aan waterplanten, waarvan nymphaeiden vaak deel van uitmaken. De oevervegetatie is goed ontwikkeld.
Alhoewel het water van deze lokaties over het algemeen voedselrijk is, kan ook hier door uitbundige groei van waterplanten het trofieniveau gedurende de zomer sterk verlaagd zijn, zodat het optreden van planktonbloei geremd wordt.
De rivierinvloed bestaat uit overstromingen, die overwegend gedurende de wintermaanden plaatsvinden. De ondiepe wateren of ondiepe delen van de wateren uit dit cluster bezitten een semi-permanent karakter, dat wil zeggen dat ze 'szomers, na een periode van aanhoudende droogte en hoge temperatuur, kunnen opdrogen. Aan een semi-permanent milieu zijn sommige (amfibische en vliegende) soorten speciaal aangepast, terwijl andere soorten er absoluut niet tegen kunnen (Van der Velde, 1988).
De funktionele groepen binnen de macrofauna van deze wateren bestaan voor een groot deel uit predatoren en schrapers, hetgeen betekent dat er voldoende prooidieren zijn, terwijl er ook veel vegetatie met daarop perifyton aanwezig is. De predatoren uit deze hoofdgroep bestaan uit platwormen, bloedzuigers, watermijten, libellelarven en waterkevers. De schrapers bestaan uit slakken.

III. *Buitendijkse lokaties met een hoge tot zeer hoge overstromingsfrequentie*

Wateren behorende tot dit cluster zijn zeer voedselrijk (eutroof tot hypertroof), vaak troebel en worden zeer frequent door de rivier overspoeld. Hierdoor zijn waterplanten afwezig of bestaan uit nymphaeiden (watergentiaan). De oever is aan erosie- en sedimentatieprocessen onderhevig, hetgeen

resulteert in een overwegend minerale zand/klei-bodem, met een soortenarme helofytengordel. De schaarse aanwezigheid van waterplanten heeft o.a. tot gevolg dat er een minder gevarieërd habitat ontstaat: overwegend een onbegroeide oever met weinig organisch materiaal. Hierdoor ontbreken plankton- en macrofaunataxa die aan waterplanten en/of organische detritus gebonden zijn.
De grote rivierinvloed heeft o.a. tot gevolg dat het water zeer vaak ververst wordt, zodat het water steeds een hoge trofiegraad heeft, hetgeen tot uitdrukking komt in blauwwierbloeien van met name *Microcystis aeruginosa* en *Aphanizomenon flos-aquae*. Een ander gevolg van de hoge overstromingsfrequentie is dat er voortdurend fijn organisch materiaal wordt aangevoerd, waardoor filtreerders en vergaarders een groot aandeel binnen de macrofauna innemen. De filtreerders bestaan overwegend uit mosselen, de vergaarders uit muggelarven.

In figuur 9.1 zijn de relaties tussen de levensgemeenschappen en de rivierinvloed weergegeven.

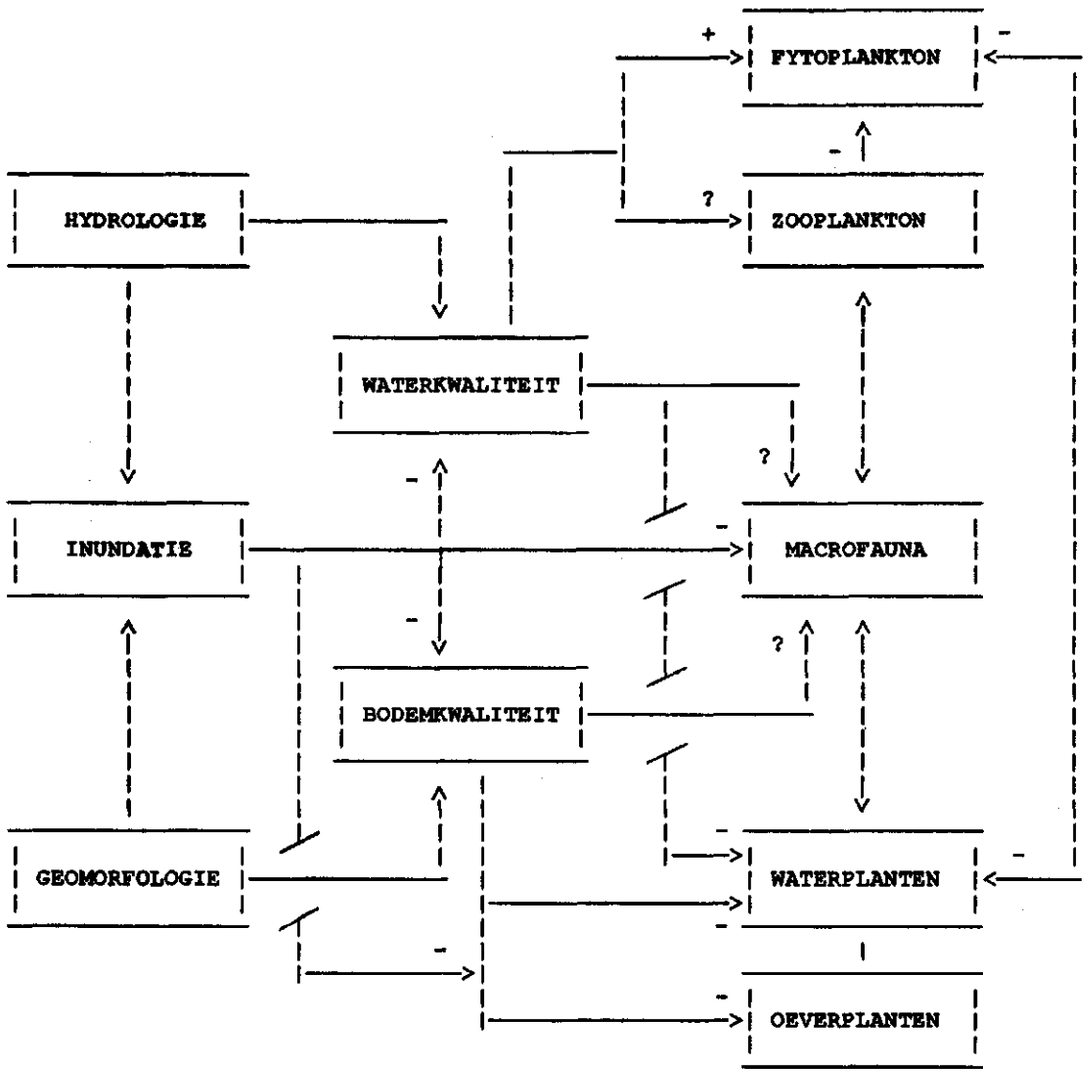

Fig.9.1. Overzicht van de relaties tussen de rivierinvloed en de samenstelling van de aquatische levensgemeenschappen.

De hierboven beschreven relatie tussen de rivierinvloed en de samenstelling van de aquatische levensgemeenschappen is in grote lijnen ook beschreven voor stagnante wateren binnen andere Europese grote riviersystemen, zoals de Rhône en de Loire, en voor buitenlandse trajekten van de Rijn, zoals de Oberrhein en de Niederrhein (Roux, 1982; Richardot-Coulet et al., 1983; Amoros et al., 1987; Amoros & Roux, 1988; Dister et al., 1989; Gebhard, 1990; Neugebauer, 1990; Orbdlik et al., 1990; Halbfass, 1990). Hiervan zijn de Rhône en de Loire het meest interessant, daar deze rivieren meer in hun oorspronkelijke, "natuurlijke", staat verkeren, d.w.z. minder genormaliseerd en ook minder vervuild zijn dan de Rijn. Om na te gaan in hoeverre de Nederlandse wateren overeenkomstige levensgemeenschappen bezitten, op soortsniveau, hogere taxonomische eenheden, en funktionele eenheden, zou een vergelijkende studie uitgevoerd moeten worden in het Rijn- en Maassysteem en dat van de Loire en Rhône. Helaas is de Loire slechts fragmentarisch en pas recentelijk bestudeerd. Ook stagnante wateren (Auen) langs de Duitse Rijntrajekten zijn hydrobiologisch onvoldoende onderzocht. Van de Rhône is uitsluitend de bovenloop uitgebreid bestudeerd. In de meeste studies ligt de nadruk op de macrofauna, terwijl ook vispopulaties bestudeerd zijn.

Voor de Rhône is een typologie voor de stromende en de stagnante wateren gemaakt, die er als volgt uitziet:

Tabel 9.4. Typering van wateren in het Rhône-systeem (Uit: Amoros et al., 1987).

FUNKTIONELE EENHEID	OMSCHRIJVING
Eupotamon	grote stromende wateren, hoofd- en nevengeulen
Parapotamon	semistagnante wateren, aan een zijde continu in open verbinding met de hoofdgeul, grote rivierinvloed
Plesiopotamon	stagnante wateren, niet continu in open verbinding met de hoofdgeul, matige rivierinvloed
Paleopotamon	stagnante wateren, niet continu in open verbinding met de hoofdgeul, geringe rivierinvloed

Uit tabel 9.4 blijkt dat ook bij de stagnante wateren uit het Rhône-systeem de hydrologie de meest bepalende faktor is die voor verschillen tussen watertypen verantwoordelijk is. Verder blijkt uit tabel 9.4 dat de wateren in het winterbed van de Rhône in 4 hoofdtypen ingedeeld zijn. De verhouding van deze watertypen tot de Nederlandse hoofdtypen is als volgt:

Het eupotamon is tijdens het onderhavige onderzoek buiten beschouwing gelaten. Aangezien de Nederlandse stroomgeulen een aantal typische (stromingsminnende) macro-evertebraten bevatten die niet in de stagnante wateren gevonden zijn (zie o.a. Klink & Moller Pillot, 1982; Peeters, 1988; Klink, 1989; Van Dessel, 1989; Van den Brink et al., 1990a), is het aannemelijk dat de stroomgeulen van de Rijn en Maas in Nederland eveneens tot een apart watertype gerekend kunnen worden.

Het parapotamon kan vergeleken worden met hoofdtype III van de Nederlandse stagnante wateren. Beide typen bevatten wateren die aan één zijde in open verbinding met de rivier staan.

Het plesio- en het paleopotamon kan vergeleken worden met hoofdtype II van de Nederlandse wateren. Het zijn wateren die vaak tot nauwelijks overstroomd worden.

Hoofdtype I uit het Nederlandse gebied heeft geen overeenkomstig type in de Rhône, daar dit type in de Rhône ontbreekt.

De wijze waarop de hydrologie zijn invloed op de stagnante wateren in het winterbed uitoefent is als volgt:

1. Door inundaties wordt verlanding tegengegaan, zodat er voldoende open water voorhanden blijft.

2. Verschillen in de mate van inundatie (frequentie, duur, seizoen) bevorderen habitatdifferentiatie, waardoor verschillen in levensgemeenschappen tussen stagnante wateren onderling behouden blijven.

3. Indien het rivierwater vervuild is, worden tijdens een inundatie verontreinigende stoffen als NaCl, SO4, NO3, oPO4, zware metalen en mogelijk ook organische microverontreinigingen vanuit de hoofdgeul naar de stagnante wateren gevoerd, zodat de trofiegraad, de saliniteit en het gehalte aan toxische stoffen binnen de plassen toenemen. Deze vervuiling heeft een verarmend effekt op de levensgemeenschappen.

Samenvattend blijkt uit de typologie op basis van de aquatische levensgemeenschappen vegetatie, plankton en macrofauna, dat de stagnante wateren in het Nederlandse rivierengebied in drie hoofdgroepen zijn onder te verdelen. Binnen deze hoofdgroepen kunnen uiteindelijk 7 subgroepen worden onderscheiden op grond van de macrofaunasamenstelling.
Op basis van literatuurgegevens en voornamelijk op grond van abiotische faktoren komt Janse (1986) tot een a priori indeling in 13 groepen. Ook Janse (1986) noemt de hydrologie als de belangrijkste faktor die de samenstelling van de aquatische levensgemeenschappen bepaald. Hiervoor wordt het onderzoek van Van der Voo & Westhoff (1961) aangehaald, dat de relatie van de vegetatie met de hydrologie laat zien. Het onderhavige onderzoek heeft aangetoond (hoofdstuk 6) dat deze relatie nog steeds bestaat en noemt daarbij getalsmatige grenzen. Daarnaast is uit het onderhavige onderzoek en uit dat van Maenen (1989) gebleken dat het voorkomen van een aantal hydro- en helofyten in het winterbed tegenwoordig sterk gereduceerd is, vergeleken met de situatie rond het begin van de 50-er jaren (onderzoeksperiode Van der Voo & Westhoff). Met name de presentie van Krabbescheer, Grote boterbloem, Grote egelskop, Holpijp, Watertorkruid, Glanzig fonteinkruid en Drijvend fonteinkruid is sterk afgenomen (Fig.9.2). Als belangrijkste redenen voor deze achteruitgang worden veranderingen in afvoer en waterkwaliteit genoemd (Van de Steeg, 1984; Brock et al., 1987; Maenen, 1989; Van den Brink et al., 1990b).

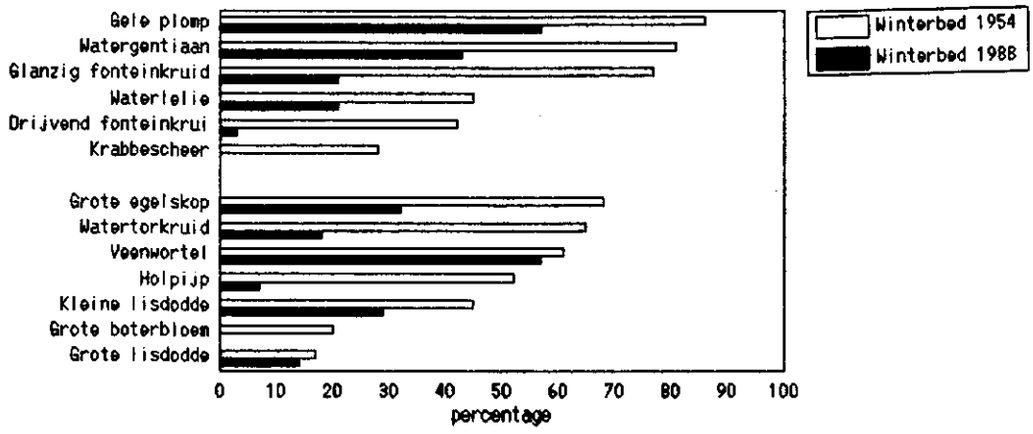

Fig. 9.2. De presentie (%) van een aantal water- en oeverplanten in oude rivierlopen in 1954 (Van Donselaar & Westhoff, 1961) en in 1988 (eigen gegevens).

Naast de hydrologie als hoofdfaktor worden in het rapport van Janse (1986) geomorfologische eigenschappen en de waterkwaliteit van de stagnante wateren als belangrijke nevenfaktoren vermeld (Janse, 1986). Onderhavig onderzoek laat zien dat de water- en bodemkwaliteit een zeer belangrijke invloed uitoefenen op de uiteindelijke samenstelling van de aquatische levensgemeenschappen (hoofdstukken 6,7 en 8).

Het verschil tussen de 13 watertypen van Janse (1986) en de 7 watertypen die in hoofdstuk 8 behandeld zijn berust op het feit dat Janse vooraf een indeling gemaakt heeft, terwijl in dit rapport de indeling achteraf, op grond van de samenstelling van de levensgemeenschappen, gemaakt is. Dit verschil laat zien dat organismen zoals waterplanten, plankton en macro-evertebraten zich niet in door de mens afgebakende hokken laten indelen. De faktoren die gezamelijk de samenstelling van de levensgemeenschappen bepalen wegen niet even zwaar, de invloed van sommige faktoren wordt overschaduwd door andere. Pas bij uitschakeling van deze dominante (of hoofd-) faktoren kan de invloed van de nevenfaktoren achterhaald worden.

Om de relatie tot de lokale omgevingsfaktoren, gegeven een bepaalde inundatiefrequentie, te achterhalen is een correlatieve studie uitgevoerd (paragraaf 9.2).

9.2. Lokale faktoren

In deze paragraaf worden een aantal faktoren besproken die vooral lokaal hun invloed uitoefenen op de aquatische vegetatie, plankton en macrofauna. Gezien het lokale effekt van deze faktoren, kunnen met behulp van de in dit rapport gevolgde werkwijze slechts aanwijzingen over het effekt van deze faktoren op de natuurwaarde van de stagnante wateren achterhaald worden. Om causale verbanden te achterhalen dienen detailstudies in een geselecteerd aantal wateren te worden verricht. Deze detailstudies vallen echter buiten het kader van het onderhavige onderzoek.

Om de relatie van een aantal lokale omgevingsfaktoren (Tabel 2.4) tot de diversiteit van de vegetatie, het plankton en de macrofauna te achterhalen, is een correlatief onderzoek verricht (Tabel 9.5). De onderzochte omgevingsfaktoren zijn: het al of niet gelegen zijn in een natuurbeschermingsgebied, hetgeen een maat is voor beheer (BEH) in ruime betekenis; de toegankelijkheid voor vee, hetgeen een maat is voor de begrazingsdruk (VEE); de aanwezigheid van hengelsportaktiviteiten, hetgeen een maat is voor de bevissingsdruk (VIS); de fysische bodemsamenstelling, d.w.z. de aanwezigheid van een zand, klei of een bodem bestaande uit zowel zand als klei (BOD), hellingshoek oevertalud (TAL), d.w.z. vlak (< 1:3), deels vlak deels steil, of steil (> 1:3) en de beschutting ten aanzien van wind, d.w.z. onbeschut, aan één zijde beschut of aan twee of meerdere zijden beschut (EXP) (zie Tabel 2.4).

Tabel 9.5. Correlatiematrix van de diversiteit van de vegetatie, het plankton en de macrofauna en van verschillende groepen binnen deze componenten, met de inundatiefrequentie (INUN), aanwezigheid van beheer (BEH), begrazingsdruk (VEE), bevissingsdruk (VIS), bodemsamenstelling (BOD), hellingshoek talud (TAL) en beschutting t.a.v. wind (EXP). Spearman rangcorrelatietoets (n= 101 waarnemingen). Weergegeven is de correlatiecoëfficient. * = eigencorrelatie; . = niet significant.

	INUN	BEH	VEE	VIS	BOD	TAL	EXP
inundatiefrequentie	*	-0,52	0,36	.	.	.	-0,62
vegetatie totaal	-0,71	0,50	-0,26	.	0,32	.	0,33
helofyten	-0,59	0,52	.	.	.	.	0,30
hydrofyten totaal	-0,66	0,37	-0,26	.	0,37	.	0,33
nymphaeiden	-0,34	0,34	.	.	0,47	.	.
submerse hydrofyten	-0,49	.	-0,27	.	.	.	.
plankton totaal	-0,38	0,38	.	.	.	.	.
fytoplankton totaal	-0,33	0,33	.	.	.	.	.
zoöplankton totaal	-0,38	0,36	.	.	.	.	0,29
macrofauna totaal	-0,53	0,40	.	.	0,29	.	0,38
platwormen/bloedzuigers	-0,38	0,27	.	.	0,27	.	.
borstelarme wormen	.	.	.	.	.	.	.
slakken	-0,31	0,37	.	.	0,37	-0,31	.
mosselen	.	.	.	0,35	.	.	.
kreeftachtigen	.	.	.	.	.	.	.
aquatische insekten	-0,59	0,43	.	.	.	.	0,46

Uit tabel 9.5 blijkt dat de faktoren beschutting (EXP) en beheer (BEH) sterk met de inundatiefrequentie gecorreleerd zijn. Dit betekent dat de meest frequent geïnundeerde plassen over het algemeen tevens meer geëxponeerd ten aanzien van wind zijn. Daarnaast zijn de minst frequent geïnundeerde lokaties vaker in het bezit van natuurbeschermingsorganisaties. Ondanks deze interrelaties blijkt dat de diversiteit van de verschillende aquatische groepen steeds het sterkst aan de inundatiefrequentie gecorreleerd is. M.a.w. de faktor inundatie verklaart meer van de waargenomen variatie dan de overige faktoren. Om de variatie binnen de drie hoofdclusters nader te bestuderen is in tabel 9.6 de diversiteit van de vegetatie, plankton en macrofauna per hoofdcluster met een aantal lokale

omgevingsfaktoren gecorreleerd.

Tabel 9.6. Correlatiematrix van de diversiteit van de vegetatie, het plankton en de macrofauna en van verschillende groepen binnen de drie inundatieklassen (INUN) met de aanwezigheid van beheer (BEH), begrazingsdruk (VEE), bevissingsdruk (VIS), bodemsamenstelling (BOD), hellingshoek talud (TAL) en beschutting t.a.v. wind (EXP). Spearman rangcorrelatietoets. Weergegeven is de correlatiecoëfficient. . = niet significant.

	BEH	VEE	VIS	BOD	TAL	EXP
INUN = 0 (n = 21)						
vegetatie totaal	.	.	.	.	.	.
helofyten	.	.	.	.	.	.
hydrofyten totaal	.	.	.	.	.	.
nymphaeiden	.	.	.	.	.	.
submerse hydrofyten	.	.	.	.	.	.
plankton totaal	0,45	.	.	.	.	.
fytoplankton totaal	0,44	.	.	.	.	.
zoöplankton totaal	.	.	.	.	.	.
macrofauna totaal	.	.	.	.	.	.
platwormen/bloedzuigers	.	.	.	.	.	.
borstelarme wormen	.	.	.	.	.	.
slakken	.	.	.	.	.	.
mosselen	.	.	.	.	.	.
kreeftachtigen	.	.	.	.	.	.
aquatische insekten	.	.	.	.	.	0,48
INUN < 20 (n = 42)						
vegetatie totaal	.	.	-0,36	.	-0,41	.
helofyten	.	.	.	.	.	.
hydrofyten totaal	.	.	-0,50	.	-0,37	.
nymphaeiden	.	.	.	.	.	.
submerse hydrofyten	.	.	-0,38	.	.	.
plankton totaal	.	.	.	.	.	.
fytoplankton totaal	.	.	.	.	.	.
zoöplankton totaal	.	.	.	.	.	.
macrofauna totaal	.	.	.	.	.	.
platwormen/bloedzuigers	.	.	.	.	.	.
borstelarme wormen	.	.	.	.	.	.
slakken	.	.	.	.	-0,44	.
mosselen	.	.	0,39	.	.	.
kreeftachtigen	.	.	.	.	.	.
aquatische insekten	.	.	.	.	.	.
INUN > 20 (n = 35)						
vegetatie totaal	0,45	.	.	0,35	-0,40	.
helofyten	0,52	.	.	.	-0,42	.
hydrofyten totaal	.	.	.	.	.	.
nymphaeiden	.	.	.	0,56	.	.
submerse hydrofyten	.	.	.	.	.	.
plankton totaal	.	.	.	.	.	.
fytoplankton totaal	.	.	.	.	.	.
zoöplankton totaal	.	.	.	.	.	.
macrofauna totaal	.	.	0,44	0,49	-0,42	.
platwormen/bloedzuigers	.	.	.	.	.	.
borstelarme wormen	.	.	.	.	.	.
slakken	.	.	.	0,36	.	.
mosselen	.	.	0,45	.	.	.
kreeftachtigen	.	.	.	.	.	.
aquatische insekten	.	.	.	0,53	-0,42	.

Uit tabel 9.6 blijkt dat bepaalde omgevingsfaktoren binnen een groep wateren met een overeenkomstige inundatiefrequentie gecorreleerd zijn met de diversiteit van een aantal biotische groepen. In het onderstaande worden deze faktoren uit tabel 9.6 behandeld, evenals een aantal overige lokale faktoren, die van invloed kunnen zijn op de samenstelling van de aquatische levensgemeenschappen.

Beheer

Het feit dat een water in beschermd gebied gelegen is, heeft binnendijks een positieve invloed op de plankton- en met name de fytoplanktondiversiteit en buitendijks bij een inundatiefrequentie groter dan 20 dagen/jaar een positieve invloed op de diversiteit van de vegetatie en met name die van helofyten (Tabel 9.6). Het gelegen zijn in beschermd gebied betekent dat de lokaties vaak moeilijk toegankelijk zijn, vaak buitengesloten zijn t.a.v. verstorende aktiviteiten, waardoor o.a. bevissing, betreding en begrazing niet optreedt.

Betreding en begrazing

De betredings- en begrazingsdruk is binnen de drie hoofdgroepen niet met de diversiteit van vegetatie, plankton of macrofauna gecorreleerd (Tabel 9.6). Deze afwezigheid van een significante correlatie tussen de diversiteit van de vegetatie en de betredings- en begrazingsdruk betekent niet dat betreding en begrazing geen verarmend effekt op de vegetatiesamenstelling heeft. De verarmende invloed van betreding en begrazing op de oevervegetatie is herhaaldelijk in het veld geconstateerd, maar komt hier niet tot uiting omdat de vegetatie per plas als eenheid opgenomen is, waardoor verschillen tussen afgerasterde als niet-afgerasterde oeverstroken bij de hier gebruikte onderzoeksmethoden wegvallen. Deze onderzoeksvraag valt buiten het kader van dit onderzoek en dient in detail benaderd te worden.

Bevissing

De bevissingsdruk is bij de weinig tot matig frequent (< 20 dagen/jaar) geïnundeerde wateren negatief gecorreleerd met de diversiteit van de vegetatie, en met name die van de submerse hydrofyten (Tabel 9.6). De aanwezigheid van hengelsportaktiviteiten kan de aanwezigheid van ondergedoken waterplanten beïnvloeden door uitzettingen van bodemwoelende vissoorten zoals brasems en karpers, en door overmatig gebruik van lokaas (visvoer) dat veel nutriënten bevat. In beide gevallen wordt het water troebel zodat licht een beperkende faktor wordt voor de ondergedoken waterplanten.

Bij de frequent (> 20 dagen/jaar) geïnundeerde lokaties is de bevissingsdruk positief met de diversiteit van de macrofauna en met name die van de mosselen gecorreleerd (Tabel 9.6). Deze relatie tussen de aanwezigheid van hengelsportaktiviteiten en de diversiteit van mosselen kan te maken hebben met het feit dat bepaalde mosselsoorten (Unioniden) een larvestadium bezitten dat parasiteert op vissen. De aanwezigheid van vis is voor deze mosselsoorten noodzakelijk i.v.m. de voortplanting.

Bodemsamenstelling

De bodemsamenstelling is bij de meest frequent geïnundeerde wateren (> 20 dagen/jaar) positief gecorreleerd met de diversiteit van de vegetatie en macrofauna, dw.z. dat de diversiteit van de vegetatie, en met name die van nymphaeiden, van de totale macrofauna en met name die van slakken en aquatische insekten op kleibodems groter is dan die op zandbodems (Tabel 9.6). Kleibodems zijn over het algemeen

voedselrijker dan zandbodems, hetgeen het voorkomen van waterplanten en helofyten in het rivierengebied bevordert. De diversiteitstoename van de macrofauna is gecorreleerd met die van de vegetatie (hoofdstuk 8). Daarnaast is het mogelijk dat de zandbodem van de meest frequent geïnundeerde lokaties door processen als erosie en sedimentatie te instabiel is voor de vestiging van waterplanten en helofyten. Oevervegetaties van deze wateren bestaan vaak uit zomerannuellen, die snel kiemen wanneer de oever droogvalt en die hun cyclus binnen één seizoen voltooien.

Talud

De hellingshoek van de oever is bij de minder frequent (< 20 dagen/jaar) geïnundeerde plassen negatief gecorreleerd met de diversiteit van de vegetatie, met name waterplanten, en eveneens negatief gecorreleerd met de diversiteit van de slakken. Bij de meest frequent (> 20 dagen/jaar) geïnundeerde wateren is de hellingshoek van de oever negatief gecorreleerd met de diversiteit van de vegetatie, met name die van helofyten, en met de diversiteit van de macrofauna, met name van aquatische insekten (Tabel 9.6). Dit betekent dat buitendijkse plassen met steile oevers over het algemeen soortenarmer zijn dan plassen met vlakkere oevers. Een steile oever is minder stabiel dan een vlakke oever, waardoor vestiging van waterplanten en helofyten, evenals de hiermee geassocieerde macrofauna, wordt bemoeilijkt.

Beschutting

De mate van beschutting is bij de binnendijkse lokaties positief gecorreleerd met de diversiteit van de aquatische insekten (Tabel 9.6), hetgeen betekent dat het aantal insektensoorten toeneemt indien de beschutting toeneemt. Dit kan o.a. te maken hebben met de aanwezigheid van overhangende takken van bomen en struiken, die als oriëntatiepunt ten behoeve van de paring en als eiafzetmogelijkheid voor insekten kunnen dienen.

Peilfluctuaties

Er zijn significante verschillen gevonden in de soortensamenstelling van de vegetatie van stagnante wateren met betrekking tot het riviersysteem (Rijn of Maas) waartoe ze behoren (Hoofdstuk 6). Deze verschillen komen het meest naar voren in de frequent (gemiddeld > 20 dagen per jaar) geïnundeerde wateren. Over het algemeen komen Kalmoes en Smalbladige waterpest vaker voor in het Maassysteem, terwijl Scherpe zegge, Watergentiaan en Veenwortel vaker in het Rijnsysteem gevonden zijn (Tabel 6.8). Ook bij de clustervorming van de lokaties op grond van de samenstelling van de macrofauna komt de invloed van het riviersysteem naar voren (hoofdstuk 8). Deze verschillen tussen beide riviersystemen zijn enerzijds gerelateerd aan de saliniteit, daar de rivieren Rijn en Maas met name op grond van deze parameter een verschillende waterkwaliteit bezitten. Anderzijds vertonen het Maas- en het Rijnsysteem ook grote verschillen in hydrologie, hetgeen tot uiting komt in verschillende maximale waterstandsfluktuaties (Tabel 4.1). Hierdoor kan dit onderscheid ook toegeschreven worden aan verschillen in waterstandsschommelingen tussen beide rivieren. Peilfluktuaties op de rivier beïnvloeden via processen als erosie en sedimentatie direkt de bodemsamenstelling van de stagnante wateren. Een toename in dynamiek betekent een toename in erosie tijdens overstromingen, waardoor de bodem minder organisch zal zijn. De invloed van deze processen zal het grootst zijn bij lokaties die continu in open verbinding met de rivier staan en afnemen naarmate deze verder van de rivier verwijderd zijn en minder vaak overspoeld worden.

Open verbinding/isolatie

Indien plassen in open verbinding met de rivier staan, treden er sterkere en snellere waterstandsschommelingen op dan in plassen die bij normale waterstand geïsoleerd gelegen zijn. De gevolgen voor de helofyten en waterplanten zijn dat ze vaker onder water komen te staan en vaker droog komen te vallen (hoofdstuk 6). Niet alle soorten zijn hier even goed aan aangepast. Bovendien maakt het veel uit of de planten in troebel of in helder water staan, i.v.m. de fotosynthese van de ondergedoken delen. Juist in de plassen die continu in open verbinding met de rivier staan, is het water vaak troebel door algenbloei als ook door opwerveling van bodemdeeltjes door waterstandsschommelingen. Een derde oorzaak voor de troebeling kan bioturbatie door brasems zijn. In deze wateren wordt het fytoplankton gedomineerd door blauwwieren en diatomeeën (Tabellen 7.2, 7.6 en 7.8). Zoals reeds in hoofdstuk 5 staat vermeld, worden in deze lokaties continu voedingsstoffen vanuit de rivier aangevoerd hetgeen leidt tot hypertrofe situaties. Er treedt algenbloei op, waardoor het water troebel wordt en groei van ondergedoken waterplanten belemmerd wordt.

Diepte

Diepe binnendijks gelegen zandputten vertonen gelijkenis met diepe wielen zonder of met een geringe inundatieinvloed met betrekking tot de soortensamenstelling van het plankton en macrofauna. De overeenkomst betreffende de planktonsamenstelling tussen wielen en zandputten berust op het feit dat beide diep genoeg zijn voor de ontwikkeling van een spronglaag gedurende de zomer. In diepe plassen komen meer typische planktonsoorten voor, terwijl ondiepe plassen meer benthische soorten bevatten.

De overeenkomst met betrekking tot de macro-evertebraten berust voornamelijk op een gelijkenis met betrekking tot de bodemsamenstelling. Beide watertypen bevatten minerale, zandige oevertrajecten, naast delen die meer organisch van samenstelling zijn.

Kwel

Kwel vanuit de rivier treedt op bij binnendijks, dicht langs de winterdijk, gelegen plassen, vooral op plaatsen waar de bodem doorlatend is, zoals bij wielen. Een resultaat van kwel is dat de bodem plaatselijk minder organisch is, doordat organisch materiaal wegspoelt. Een aantal plantesoorten, zoals Bronmos en Lidsteng komen vooral op deze kwelplekken voor.

Naast kwel vanuit de rivier kan ook kwel vanuit hogere zandgronden, zoals stuwwallen, optreden indien plassen dicht aan deze hogere zandgronden gelegen zijn. Deze kwel bevat een samenstelling die o.a. minder nutriënten en zout bevat dan het rivierwater, hetgeen een positieve invloed op de algehele watersamenstelling heeft. In het onderhavige onderzoek zijn uitsluitend effekten van kwel vanuit de rivier waargenomen.

Uit paragraaf 9.2. blijkt dat, gegeven een bepaalde hydrologische situatie en een bepaalde waterkwaliteit, lokale omgevingsfaktoren de uiteindelijke natuurwaarde van individuele plassen kunnen beïnvloeden. Het is echter zeer moeilijk aan te geven in hoeverre bepaalde ingrepen daadwerkelijk tot een flinke diversiteitstoename zullen leiden. Het verdient aanbeveling om detailonderzoek naar beheersmaatregelen gericht op de invloed van lokale faktoren op de soortensamenstelling van de aquatische levensgemeenschappen te verrichten, gezien de praktische haalbaarheid van maatregelen met betrekking tot deze faktoren.

9.3. Monitoring

Zoals in de inleiding vermeld biedt het onderhavige rapport een basis, een actueel uitgangspunt, voor verdere studies in het rivierengebied. Dergelijke vervolgstudies zijn onontbeerlijk wil men de huidige natuurwaarden van het gebied voor de toekomst veiligstellen als ook om oude waarden te herstellen. Indien er toekomstige veranderingen in het rivierengebied optreden zoals verbetering van de waterkwaliteit, veranderingen in de afvoer, morfologische ingrepen in het landschap waardoor inundatiefrequenties veranderen, is het zinvol om te (kunnen) achterhalen op welke wijze er veranderingen op gemeenschapsniveau optreden. Daarnaast is het nuttig om plassen waarin morfologische ingrepen op handen zijn te inventariseren. Om effekten optimaal te interpreteren zouden inventarisaties op dezelfde wijze uitgevoerd dienen te worden om een vergelijking met het onderhavige rapport zo uitvoerig mogelijk te maken.

In principe kunnen inventarisaties zich richten op één van de biotische groepen vegetatie, plankton of macrofauna, aangezien het beeld dat uit de multivariate analyses en de clusteranalyses verkregen wordt, ondanks enkele verschillen, bij deze groepen toch min of meer overeenkomt. Er zijn grote verschillen in moeilijkheidsgraad met betrekking tot de determinaties van soorten uit deze groepen, hetgeen ook te maken heeft met het feit dat de grootte van individuele soorten afneemt, gaande van water- en oeverplanten via macrofauna naar plankton.

De vegetatie van de plassen biedt het meest eenvoudige uitgangspunt voor monitoring van bijvoorbeeld morfologische veranderingen in het rivierengebied. Het voordeel van deze groep is de relatief gemakkelijke inventarisatie en determinatie, waarvan het grootste deel in het veld verricht kan worden. Het nadeel is dat opgetreden effekten pas na enige tijd, soms enkele jaren, zichtbaar zijn. Een ander nadeel is dat plassen waarin waterplanten ontbreken, zoals nieuw ontstane plassen, moeilijk zijn in te delen. De afwezigheid kan namelijk zowel door vestigingsmoeilijkheden als door de watersamenstelling veroorzaakt worden.

Uit paragraaf 9.1. blijkt dat de macrofauna als geheel een indicatieve meerwaarde heeft ten opzichte van groepen als de vegetatie en het plankton, waardoor deze groep bij uitstek geschikt is voor een klassifikatie en monitoring van wateren. Hoewel deze groep ook relatief eenvoudig in het veld te bemonsteren is, dient determinatie veelal met behulp van een binoculair microscoop te geschieden. Het voordeel van deze groep is dat ze zowel sessiele als mobiele soorten omvat, waardoor zowel snelle veranderingen als veranderingen op langere termijn gevolgd kunnen worden. Hoewel hiermee informatie verloren gaat, kan voor een klassifikatie en monitoring worden volstaan door een aantal relatief eenvoudig te determineren groepen als slakken, kreeftachtigen, wantsen, kokerjuffers en haftelarven in het onderzoek te betrekken. De kombinatie van deze groepen levert eenzelfde beeld op als dat van de totale macrofauna van de stagnante wateren in het rivierengebied.

Uit de gevonden relaties tussen de samenstelling van de levensgemeenschappen vegetatie, plankton en macrofauna en de fysisch-chemische parameters blijkt dat met name stoffen als Cl, Na en NO3 zeer geschikt zijn om te achterhalen tot welk hydrologisch hoofdtype een plas behoort en welke organismen een plas kan bevatten.

Hoofdstuk 10

WAARDERING

10.1. Waarderingskriteria

In voorgaande hoofdstukken is uiteengezet welke faktoren bepalend zijn voor de uiteindelijke biotische en abiotische struktuur van de stagnante wateren in het gebied van de grote rivieren. Onder biotische struktuur wordt hier verstaan het geheel aan waterplanten, helofyten, plankton- en macrofauna-organismen binnen een plas. Met abiotische struktuur wordt het geheel aan geomorfologische, hydrologische en fysisch-chemische parameters binnen een bepaald water bedoeld. In dit hoofdstuk wordt behandeld welke waarde kan worden toegekend aan de onderscheiden watertypen op grond van hun biotische (vegetatie-, plankton- en macrofaunasamenstelling) en abiotische (geomorfologie, hydrologie) struktuur.

De kriteria, waarop de aquatisch-oecologische waardering van de stagnante wateren in het rivierengebied is gebaseerd, zijn als volgt:

1. *De biotische struktuurrijkdom.*

Onder biotische struktuurrijkdom wordt de diversiteit verstaan. Als maat voor de diversiteit wordt in dit rapport de soortenrijkdom en de Simpson Index gebruikt. Voor de vegetatie wordt naast de soortenrijkdom de bedekkingsgraad als maat voor de struktuurrijkdom gehanteerd.

2. *De aanwezigheid van bijzondere soorten.*

Hieronder worden zowel voor Nederland zeldzame soorten, als voor het Nederlandse rivierengebied karakteristieke soorten verstaan.

3. *De relatieve zeldzaamheid van watertypen.*

Hiermee wordt de relatieve presentie van een bepaald geomorfologisch en hydrologisch watertype aangeduid.

10.2. Biotische struktuurrijkdom

Vegetatie

Zoals in hoofdstuk 6 al naar voren kwam, bezitten de niet tot matig frequent (< 20 dagen/jaar) geïnundeerde lokaties de grootste soortenrijkdom, zowel wat waterplanten als wat helofyten betreft. De totale bedekking aan waterplanten en helofyten neemt af bij een toename van de overstromingsfrequentie. Ook hier ligt de grens bij 20 dagen per jaar, hetgeen de overgang aangeeft tussen wateren die hoofdzakelijk tijdens de winter overstroomd worden en wateren die ook regelmatig tijdens het groeiseizoen geïnundeerd worden.

Plankton

De soortenrijkdom van zowel het fyto- als het zoöplankton is het grootst in de minder frequent geïnundeerde lokaties (inundatiefrequentie < 20 dagen per jaar). Aangezien in de laatstgenoemde lokaties meer soorten waterplanten zijn aangetroffen, en met name meer ondergedoken soorten (zie 10.2.1.), zijn de relaties van de planktonsoortenrijkdom en de faktor inundatiefrequentie waarschijnlijk gedeeltelijk indirekt. Bij lage inundatiefrequenties wordt voor de planktonlevensgemeenschappen ook de diepte van de plas van belang, doordat hier stratificatie optreedt. Met name wielen bezitten een hoge diversiteit aan planktontaxa door een grote habitatdifferentiatie, d.w.z. de aanwezigheid van een ondiepe vegetatierijke oeverzone naast een diepe open water zone. Behalve de een afname van de totale soortenrijkdom neemt ook de Simpson Index toe bij een toenemende rivierinvloed en treedt er een dominatie van enkele soorten op.

Macrofauna

Ook bij de macrofauna is de totale soortenrijkdom, de diversiteit en de soortenrijkdom van bijna alle afzonderlijke groepen het grootst bij de minder frequent (< 20 dagen/jaar) geïnundeerde lokaties. Voor macrofauna speelt naast de aanwezigheid van vegetatie ook de bodemsamenstelling een belangrijke rol bij de soortensamenstelling. Bij een toenemende inundatiefrequentie neemt de soortenrijkdom toe van groepen, die niet of nauwelijks aan vegetatie en organische bodems gebonden zijn, zoals vlokreeften en mosselen, terwijl van groepen als kevers, slakken, haften, libellen, mijten en kokerjuffers de soortenrijkdom sterk afneemt.

10.3. Bijzondere soorten

Vegetatie

De in dit onderzoek onderzochte vegetaties bestaan overwegend uit soorten die in Nederland algemeen tot zeer algemeen voorkomen (Heukels & Van der Meijden, 1983). Enkele zeer algemeen voorkomende soorten zijn Smalbladige waterpest (*Elodea nuttallii*), Rietgras (*Phalaris arundinacea*) en Veenwortel (*Polygonum amphibium*).

Geen van de gevonden soorten komt uitsluitend in het fluviatiel district voor. Wel kunnen een aantal soorten genoemd worden die vrij algemeen in het fluviatiel (en haf-) district voorkomen, maar daarbuiten zeldzaam zijn: Stijve waterranonkel (*Ranunculus circinatus*), Lidsteng (*Hippuris vulgaris*), Watergentiaan (*Nymphoides peltata*) en Gewoon blaasjeskruid (*Utricularia vulgaris*). Soorten die in Nederland (zeer) zeldzaam voorkomen zijn: Groot nimfkruid (*Najas marina*), Spitsbladig fonteinkruid (*Potamogeton acutifolius*), Haarfonteinkruid (*Potamogeton trichoides*) en Kantige waterlelie (*Nymphaea candida*). De soorten die min of meer kenmerkend zijn voor het fluviatiel district evenals de zeldzame soorten komen bijna uitsluitend voor in de niet tot matig frequent geïnundeerde lokaties (gemiddelde inundatiefrequentie < 20 dagen/jaar, Tabel 2.5). De enige uitzondering hierop vormt de Oude Maasarm bij Lithoijen, gezien de dominante aanwezigheid van Groot nimfkruid op deze lokatie.

Plankton

Uit het onderhavige onderzoek naar de planktonsamenstelling van de stagnante wateren in het rivierengebied komt naar voren dat de aangetroffen soorten kenmerkend zijn voor eutrofe, dat wil zeggen voedselrijke, wateren (Redeke, 1948; Streble & Krauter, 1978). In termen van verontreinigingsgraad (saprobie) bezitten de meeste wateren een β-mesosaproob karakter, hetgeen neerkomt op een matige graad van organische verontreiniging (Streble & Krauter, 1978).
De gevonden soorten zijn vrij algemeen tot zeer algemeen voor voedselrijke wateren. De soortenkombinatie van het fytoplankton, waarin diatomeeën en de groenwierengroep chlorococcales aspektbepalend zijn, is kenmerkend zowel voor stagnante wateren in het rivierengebied als voor de rivieren zelf (Suykerbuyk & Roijackers, 1988).

Er bestaat een inundatiegradiënt m.b.t. het voedingsstoffengehalte van de stagnante wateren, hetgeen weerspiegelt wordt in de fytoplanktonsamenstelling. In de meest frequent geïnundeerde lokaties zijn blauwwieren dominant, hetgeen kenmerkend is voor eutrofe tot hypertrofe wateren. Aangezien blauwwieren door hun grote biomassa-ontwikkeling (bloei) drijflagen vormen en zo licht wegnemen en dus het voorkomen van waterplanten negatief beïnvloeden, is het massale voorkomen van deze organismen ongewenst. In weinig frequent geïnundeerde lokaties komen soorten als *Dinobryon divergens* voor, hetgeen duidt op een mesotrofe situatie.

Macrofauna

De volgende soorten hebben een fluviatiele verspreiding in ons land en kunnen dus als typische riviersoorten aangeduid worden (Kuiper, 1986; Janssen & De Vogel, 1965; Hoch, 1960): *Pisidium moitessierianum, P. henslowanum, P. supinum, Sphaerium solidum, Unio tumidus, Lithoglyphus naticoides* en *Haliplus fluviatilis.*

Deze soorten zijn tijdens het onderhavige onderzoek voornamelijk in de meer frequent geïnundeerde wateren (> 20 d/j) aangetroffen. Het zijn soorten die typisch zijn voor langzaamstromende delen van grote rivieren en daarmee in verbinding staande wateren (Kuiper, 1986; Janssen & De Vogel, 1965; Hoch, 1960).

Uit recent onderzoek is gebleken dat een groot deel van de macrofauna, die omstreeks het begin van deze eeuw in de stroomgeul van de grote rivieren in Nederland voorkwam, is verdwenen (Klink & Moller Pillot, 1982; Klink, 1989; Van Dessel, 1989; Van den Brink et al., 1990a). Het grootste deel hiervan is strikt rheofiel (stromingsminnend) en heeft enige stroming nodig, o.a. vanwege een grote zuurstofbehoefte of vanwege de wijze waarop voedsel verzameld wordt. Een ander deel is minder aan stroming gebonden en is door verandering van het biotoop, of door vervuiling van de rivier achteruitgegaan (Klink, 1989; Van den Brink et al., 1990a). Een deel van de uit de stroomgeul verdwenen soorten zijn tijdens het onderhavige onderzoek in de stagnante wateren gevonden en bevinden zich dus nog steeds in het rivierengebied. Dit zijn de volgende soorten: de slakken *Lithoglyphus naticoides, Physa fontinalis,* de mossels *Unio tumidus, Sphaerium solidum, S. rivicola, Pisidium supinum,* de haftelarven *Caenis luctuosa* en *Cloeon dipterum,* de muggelarven *Psectrocladius psilopterus, Endochironomus gr. dispar, E. tendens, Microtendipes chloris, Stictochironomus* spec. en *Polypedilum uncinatum,* en de kokerjuffers *Molanna angustata, Mystacides longicornis, M. nigra, Athripsodes aterrimus* en *Phryganea bipunctata.*

De meeste van deze soorten komen tegenwoordig vooral of uitsluitend in de minder frequent (< 20 d/j) geïmundeerde wateren voor. De aanwezigheid van bovengenoemde soorten in de stagnante wateren in het gebied van de grote rivieren geeft het belang van dergelijke wateren als refugium weer. Bij een verbetering van de waterkwaliteit en/of biotoop kunnen deze soorten de stroomgeul weer herkoloniseren. Een dergelijke funktie hebben ook zijriviertjes, beken en kanalen die op de stroomgeul uitmonden (Van Dessel, 1989).

Om een indruk te krijgen van de relatieve rijkdom aan macrofauna van de stagnante wateren in het Nederlandse rivierengebied t.o.v. de totale Nederlandse zoete oppervlaktewateren, zijn aantallen soorten per groep weergegeven en zijn percentages berekend (Tabel 10.1).

Tabel 10.1. De procentuele aanwezigheid van de waargenomen macrofauna in het rivierengebied t.o.v. het totaal in zoete Nederlandse oppervlaktewateren.

DIERGROEP	AANTAL SOORTEN VAN STAGNANT ZOETWATER IN NEDERLAND * (MOL, 1984) n	AAN SOORTEN IN STAGNANTE WATEREN RIVIERENGEBIED (EIGEN GEGEVENS) n (%)
Tricladida	8	4 (50)
Oligochaeta	71	19 (26)
Hirudinea	15	10 (67)
Bivalvia	22	21 (95)
Gastropoda	38	31 (82)
Araneida	1	1 (100)
Actinedida	141	50 (35)
Malacostraca	10	9 (90)
Ephemeroptera	11	6 (54)
Odonata	58	12 (21)
Heteroptera	56	31 (55)
Coleoptera	231	61 (26)
Megaloptera	1	1 (100)
Diptera (Chaoboridae + Chironomidae)	208	76 (37)
Trichoptera	70	29 (41)
Lepidoptera	5	4 (80)
Totaal	938	384 (40)

* Deze aantallen zijn uitsluitend gebaseerd op niet-uitgestorven aquatische soorten uit stilstaand zoet water. Soorten van uittredend grondwater (bronnen en bronbeken), van stromend water (beken, rivieren) evenals brakwatersoorten zijn niet meeberekend.

Uit Tabel 10.1 blijkt dat er totaal gezien zo'n 40 % van het totaal aan Nederlandse zoetwatermacrofaunataxa tijdens het onderhavige onderzoek is waargenomen. Qua soortenrijkdom dominante macrofaunagroepen binnen het rivierengebied zijn platwormen, bloedzuigers, mosselen, slakken, kreeftachtigen, wantsen en vlinderrupsen.

10.4. Zeldzaamheid typen binnen het Nederlandse rivierengebied

In tabel 10.2 is de relatieve aanwezigheid van een aantal typen stagnante wateren in het winterbed van de grote rivieren weergegeven.

Tabel 10.2. De relatieve aanwezigheid van watertypen (%) in het winterbed van het zoetwatertrajekt van de grote rivieren, ingedeeld naar riviertrajekt, geomorfologisch type en inundatiefrequentie (naar Janse, 1986). Tussen haakjes is het totale aantal wateren weergegeven.

Geom. type	Inundatie-frequentie (dagen/jaar)	Riviertrajekt			
		Nederrijn/Lek (69)	Waal (102)	IJssel (88)	Maas (273)
Strang	> 20	20	32	25	6
Strang	< 20	13	9	14	47
Kleiput	> 20	16	21	9	0
Kleiput	< 20	16	6	6	12
Wiel		9	5	10	3
Zandput/grindgat		26	27	34	22

Uit tabel 10.2 blijkt dat de Rijntrajekten over het algemeen gekarakteriseerd worden door wateren met een hoge inundatiefrequentie (> 20 dagen/jaar), terwijl de Maas juist gekarakteriseerd wordt door wateren met een matige inundatiefrequentie (< 20 dagen/jaar). Over het algemeen maken wielen slechts een gering percentage van de stagnante wateren in het winterbed uit. Tegenwoordig is zowel langs de Maas als langs de Rijntrajekten het percentage gegraven plassen hoger dan het percentage wateren dat op een meer natuurlijke wijze ontstaan is (Tabel 10.2).

10.5. Waardering

Op grond van de biotische struktuurrijkdom met betrekking tot vegetatie, plankton en macrofauna kan aan lokaties, die minder dan 20 dagen per jaar overstroomd worden, een grotere oecologische waarde toegekend worden dan aan de meer frequent geïnundeerde plassen. De diversiteit van deze aquatische gemeenschappen is het grootst in de minder frequent geïnundeerde lokaties.

Met betrekking tot waterplanten, oeverplanten en planktontaxa kan op grond van het aantal bijzondere soorten gesteld worden dat lokaties, die minder dan 20 dagen per jaar overstroomd worden, over het algemeen een grotere oecologische waarde bezitten dan de overige. Onder de macrofauna bevinden zich enkele soorten die typisch voor grote rivieren zijn en die tot dominantie komen in de meest frequent geïnundeerde lokaties. Hierdoor vervullen dergelijke lokaties een refugiumfunktie: bij verbetering van de waterkwaliteit na calamiteiten kan er herkolonisatie vanuit deze lokaties naar de stroomgeul optreden.

Op grond van de relatieve aanwezigheid van de watertypen in het winterbed van de grote rivieren Rijn en Maas kan aan wateren die op een meer natuurlijke wijze ontstaan zijn, zoals strangen en wielen, een hogere waarde toegekend worden. Met name wielen verdienen vanwege hun relatieve zeldzaamheid de meeste waardering. Daarnaast zijn matig frequent geïnundeerde lokaties langs de Rijntrajekten minder algemeen en verdienen derhalve een hogere waardering dan de zeer frequent geïnundeerde wateren.

Hoofdstuk 11

CONCLUSIES EN DESIDERATA

1. De rivierbegeleidende wateren kunnen op grond van de vegetatie, het plankton en de macrofauna in drie hoofdtypen worden onderverdeeld, die ieder een karakteristieke soortensamenstelling bezitten. Deze hoofdtypen zijn:

I. binnendijkse lokaties; deze worden nooit overstroomd, maar ondervinden kwel vanuit de rivier;

II. buitendijkse lokaties met een geringe tot matige inundatiefrequentie;

III. buitendijkse lokaties met een hoge tot zeer hoge inundatiefrequentie.

De inundatiefrequentie vormt de meest bepalende parameter voor de samenstelling van de genoemde aquatische levensgemeenschappen in de stagnante wateren langs de grote rivieren in Nederland. De wijze waarop deze faktor zijn invloed uitoefent is drieledig:

a. door erosie wordt successie van de vegetatie geremd, zodat verlanding wordt tegengegaan;

b. doordat de inundatiefrequentie van plassen in het rivierengebied lokaal grote verschillen vertoont, blijven er verschillen in erosie en sedimentatie bestaan, hetgeen habitatdifferentiatie bevordert;

c. door de slechte kwaliteit van het rivierwater wordt de water- en bodemwaterkwaliteit van de stagnante wateren negatief beïnvloed.

2. Binnen deze hoofdtypen zijn een aantal subtypen te onderscheiden naar riviersysteem (Rijn of Maas) en geomorfologie (zandput, wiel). Onderliggende stuurparameters zijn: waterstandsfluktuaties, water- en bodemkwaliteit en diepte. Samenvattend kunnen de volgende faktoren in volgorde van afnemende belangrijkheid m.b.t. de samenstelling van de aquatische levengemeenschappen genoemd worden: hydrologie > waterkwaliteit > riviersysteem > geomorfologie > beheer > overige lokale faktoren.

Het verdient aanbeveling om detailonderzoek naar beheersmaatregelen gericht op de invloed van lokale faktoren op de soortensamenstelling van de aquatische levensgemeenschappen te verrichten, gezien de praktische haalbaarheid van maatregelen met betrekking tot deze faktoren.

3. Er bestaat een inundatiegradiënt met betrekking tot water- en bodemkwaliteitsparameters zoals de alkaliniteit, de saliniteit, de trofiegraad en het gehalte aan zware metalen. De alkaliniteit is het hoogst in de minst frequent geïnundeerde lokaties, terwijl de waarden van de overige parameters juist stijgen bij een toename van de inundatiefrequentie. Op basis van het relatieve aniongehalte van de waterkolom zijn de meest frequent overstroomde lokaties, net als het water uit de stroomgeul, tegenwoordig chloride-gedomineerd, i.p.v. bicarbonaat-gedomineerd. De eutrofiëring van het rivierwater van de Rijn en Maas heeft tot een inundatiegradiënt van het nutriëntengehalte van de stagnante wateren geleid: in de meest frequent geïnundeerde lokaties is sprake van een eutrofe tot hypertrofe situatie, i.p.v. de oorspronkelijk mesotrofe situatie. Het verdient aanbeveling de waterkwaliteit van de Rijn en Maas m.b.t. parameters als P, N, Cl en toxische microverontreinigingen verder te verbeteren.

4. De vegetatiesamenstelling van de stagnante wateren wordt in zeer grote mate beïnvloed door de inundatiefrequentie. Over het algemeen nemen zowel de soortenrijkdom, de bedekking, als ook het aantal bijzondere soorten af bij een toename van de overstromingsinvloed. In de meest frequent geïnundeerde

lokaties ontbreken waterplanten, of is alleen de watergentiaan (*Nymphoides peltata*) aanwezig. Bij afnemende rivierinvloed neemt met name het aantal soorten ondergedoken waterplanten toe. Hierbij spelen zowel waterstandsfluktuaties als waterkwaliteit (zoutgehalte en trofiegraad) een overheersende rol.

5. De diversiteit van het plankton van de stagnante wateren wordt eveneens voornamelijk door de frequentie van overstromingen bepaald. In de meest frequent door rivierwater overspoelde plassen wordt het fytoplankton gedomineerd door blauwwieren, terwijl in de niet- of weinig frequent geïnundeerde lokaties kensoorten van mesotrofe wateren voorkomen. De inundatiefrequentie heeft een indirekte invloed op de soortensamenstelling; vooral de aan- of afwezigheid van waterplanten evenals de hoogte van het nutriëntengehalte zijn van belang.

6. De samenstelling van de macrofauna wordt eveneens grotendeels bepaald door het overstromingsregime van de stagnante wateren. Voor de soortensamenstelling zijn de aanwezigheid van waterplanten, oeverplanten, en de bodemsamenstelling van bepalende invloed. Bij de meest frequent geïnundeerde lokaties speelt mogelijk ook verontreiniging van de waterbodem door zware metalen en organische microverontreinigingen een rol. In het kader van dit onderzoek is dit niet verder uitgezocht; nader onderzoek zou gewenst zijn.
Bij de macrofauna bestaat er een gradiënt op grond van een funktionele indeling naar voedingswijze. In de niet geïnundeerde plassen domineren predatoren en verknippers, in de weinig tot matig frequent geïnundeerde lokaties domineren predatoren en schrapers, terwijl in de meest frequent geïnundeerde wateren filtreerders en vergaarders de overhand hebben. Op grond van deze gradiënt van funktionele indeling naar voedingswijze verloopt het verband tussen macrofaunasamenstelling en de inundatiefrequentie ook via voedselrelaties.
Er zijn aanwijzingen dat deze funktionele indeling ook voor andere riviersystemen opgaat. Het zou nuttig zijn hieraan op internationaal niveau verder te werken om te komen tot een model van de (oecologische) struktuur en het oecologisch funktioneren van rivieroecosystemen. Zo'n model zou voorspellingen op kunnen leveren met betrekking tot allerlei ingrepen in Europese rivierstelsels.

7. Op grond van de biotische struktuurrijkdom en de aanwezigheid van bijzondere soorten kan aan weinig tot matig door de rivier beïnvloede lokaties de grootste oecologische waarde worden toegekend. De waarde van de meest frequent geïnundeerde lokaties ligt in een reservoirfunktie. Op grond van de relatieve aanwezigheid binnen het Nederlandse rivierengebied kan aan wielen en strangen de grootste waardering worden gegeven. Bij de Rijntrajecten verdienen de minder frequent (< 20 dagen/jaar) geïnundeerde plassen de meeste waardering op grond van hun relatieve presentie in het gebied.

8. Zowel uit het onderhavige onderzoek als uit een vorig onderzoek naar het voorkomen van water- en oeverplanten in het zomerbed van het Nederlandse rivierengebied (Maenen, 1989) blijkt dat waterstandsfluktuaties, inundatiefrequenties, nutriëntengehaltes en zoutgehaltes verantwoordelijk zijn voor de vegetatiesamenstelling. Aangezien deze resultaten op correlaties berusten is het van belang om deze verbanden experimenteel en in detail te onderzoeken.

DANKWOORD

Op deze plaats wil ik een aantal personen en instanties bedanken, die betrokken waren bij de opzet en uitvoering van het onderhavige onderzoek, dat gefinancieerd werd door Rijkswaterstaat -DBW/RIZA. Allereerst bedank ik Dr. G. van der Velde, die in zijn hoedanigheid als projectleider het onderzoek stimuleerde en coördineerde en mij de gelegenheid gaf het onderzoek naar behoren uit te voeren. Vanuit Rijkswaterstaat-DBW/RIZA werd het project begeleid door A. bij de Vaate en Drs. E.C.L. Marteijn. Beiden worden bedankt voor hun zinvolle bijdragen in de vorm van discussies over het spanningsvlak tussen beleid en wetenschap evenals voor de materiële ondersteuning. Vervolgens een woord van dank aan de leden van de begeleidingscommissie, bestaande uit Drs. A. van Broekhoven, Drs. E.C.L. Marteijn, A. bij de Vaate, Drs. J.A.M. Vanhemelrijk (allen DBW/RIZA), Drs. J.M.H. Demon (RWS, dir. Gelderland), Ing. D.P. Maris (RWS, dir. Limburg), Drs. P.J. Schroevers (RIN) en Dr. G. van der Velde (KUN). Ook bedank ik de (ex)studenten Drs. W.W. Bosman, Drs. E.F.M. Geilen, Drs. A.M.H.J. Neven, Drs. M.H.P. Castricum, Drs. R.F.M. Krekels en Drs. A.M. Ticheler, voor hun enthousiasme en inzet bij het veldwerk, het determinatiewerk, en de hulp bij de chemische analyses. Analist A.E.J. Hanssen bood onontbeerlijke ondersteuning in hoogtijdagen. Amanuensis M.G. Versteeg zorgde voor een plezierige werksfeer tijdens monstertochten.
Gezien het vele determinatiewerk was de hulp van een aantal specialisten onontbeerlijk: Drs. R.F.M. Buskens, Drs. H.P.J.J. Cuppen, Drs. H. van der Hammen, Dr. P.J. van Helsdingen, Dr. L.W.G. Higler, Ir. A.G. Klink, Mr. J.G.J. Kuiper, W.J. Kuijper en Dr. G. van der Velde bedank ik hartelijk voor het determineren en controleren van de macrofauna, Mej. Dr. J.F.M. Geelen voor het determineren van het plankton. Eveneens onontbeerlijk was de hulp van de computerdeskundigen Drs. J.P.M. de Leeuw en Drs. M.M.J. Maenen. Voor de verleende toestemming tot het betreden van een aantal terreinen gaat een woord van dank uit naar het Staatsbosbeheer en de stichting Het Gelders Landschap. Tenslotte bedank ik Prof. Dr. C. den Hartog voor het doorlezen van het manuscript en voor het verlenen van faciliteiten die voor het onderzoek onontbeerlijk zijn.

LITERATUUR

Amoros, C., A.L. Roux, J.L. Reygrobellet, J.P. Bravard & G. Pautou, 1987. A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. Regulated Rivers: Research & Management, 1: 17-36.

Amoros, C. & A.L. Roux, 1988. Interaction between water bodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity. In: K.-F. Schreiber (ed.): Connectivity in Landscape Ecology. Proceedings of the 2nd International Seminar of the "International Association for Landscape Ecology". Münsterische Geographische Arbeiten, 29: 125-130.

Balfour Browne, F., 1950. British water beetles II. Ray Society, London, 394 pp.

Berndt, J. & D. Neumann, 1985. Baggerseen mit Verbindung zu Fliessgewässern. Ergebnisse einer ökologischen Studie am Niederrhein. Natur u. Landschaft, 60: 3-8.

Bie, J.E.G.M. de & M.M.J. Maenen, 1984. Een onderzoek naar de effekten van zure neerslag op microflora en -fauna in zwak gebufferde wateren op kalkarme zandgronden. Rapport 178, Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen, 179 pp.

Bijlmakers, L., 1983. De verspreiding en oecologie van chironomidelarven (Chironomidae: Diptera) in twee vennen in de omgeving van Oisterwijk (N. Br.). Rapport 176, Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen, 118 pp. + bijl.

Botnariuc, N., 1967. Some characteristic features of the floodplain ecosystems of the Danube. Hidrobiologia, Buc., 8: 39-50.

Braak, C.J.F. ter, 1983. Principal components biplots and alpha and beta diversity. Ecology, 64: 454-462.

Brink, F.W.B. van den, 1990. Typologie en waardering van stagnante wateren langs de grote rivieren in Nederland, op grond van waterplanten, plankton en macrofauna, in relatie tot fysisch-chemische parameters. Deel 2. Bijlagen. Rapport Laboratorium voor Aquatische Oeologie in opdracht van Rijkswaterstaat-DBW/RIZA, 90 pp.

Brink, F.W.B. van den & G. van der Velde, 1986a. Observations on the seasonal and yearly occurrence and the distribution of *Atyaephyra desmaresti* (Millet, 1831) (Crustacea, Decapoda, Natantia) in The Netherlands. Hydrobiol. Bull., 19: 193-198.

Brink, F.W.B. van den & G. van der Velde, 1986b. Observations on the distribution of the White Prawn *Palaemon longirostris* H. Milne Edwards, 1837 (Crustacea, Decapoda, Natantia) in The Netherlands, with special reference to its occurrence in the major rivers. Arch. Hydrobiol., 107: 465-495.

Brink, F.W.B. van den, G. van der Velde & W.G. Cazemier, 1990a. The faunistic composition of the freshwater section of the River Rhine in The Netherlands: present state and changes since 1900. In: R. Kinzelbach & G. Friedrich (eds.): Biologie des Rheins. Limnologie aktuell, 1: 192-216.

Brink, F.W.B. van den, M.M.J. Maenen, G. van der Velde & A. bij de Vaate, 1990b. The (semi-) aquatic vegetation of still waters within the floodplains of the rivers Rhine and Meuse in The Netherlands: historical changes and the role of inundation. Verh. Internat. Verein. Limnol., 24, in press.

Brock, Th.C.M., 1985. Ecological studies on nymphaeid waterplants. Thesis K.U. Nijmegen, 204 pp.

Brock, Th.C.M., M.C.M. Bongaerts, G.J.M.A. Heijnen & J.H.F.G. Heijthuijsen, 1983. Nitrogen and phosphorus accumulation and cycling by *Nymphoides peltata* (Gmel.) O. Kuntze (Menyanthaceae). Aquat. Bot., 17: 189-214.

Brock, Th.C.M., G. van der Velde & H.M. van de Steeg, 1987. The effects of extreme water level fluctuations on the wetland vegetation of a nymphaeid-dominated oxbow lake in The Netherlands.

Arch. Hydrobiol. Beih., 27: 57-73.
Cummins, K.W., 1973. Trophic relations of aquatic insects. Ann. Rev. Entomol., 18: 183-205.
Cummins, K.W., 1974. Structure and function of stream ecosystems. Bioscience, 24: 631-640.
Davids, C., 1981. Habitat differentiation and feeding strategies in water mites in Lake Maarsseveen. Hydrobiol. Bull., 15: 87-91.
Dessel, B. van, 1989. Ecologisch herstel van de Rijnmakrofauna. Publications and reports of the project Ecological rehabilitation of the river Rhine, 14: 1-109.
Dister, E., P. Obrdlik, E. Schneider, F. Schneider & E. Wenger, 1989. Zur Ökologie und Gefährdung der Loire-Auen. Natur u. Landschaft, 64: 95-99.
Donselaar, J. van, 1961. On the vegetation of former river beds in The Netherlands. Wentia, 5: 1-85.
Elliott, J.M., 1977: A key to British Megaloptera and Neuroptera. Freshwat. Biol. Ass. Sc. Publ., 35: 1-52.
Elliott, J.M. & K.H. Mann, 1979. A key to the British freshwater leeches. Freshwat. Biol. Ass. Sc. Publ., 40: 1-72.
Fittkau, E.J. & F. Reiss, 1983. Versuch einer Rekonstruktion der Fauna europäischer Ströme und ihrer Auen. Arch. Hydrobiol., 97: 1-6.
Freude, H., K.W. Harde & G.A. Lohse, 1971. Die Käfer Mitteleuropas. Band 3. Goecke und Evers, Kreveld, 365 pp.
Galewski, K., 1971. A study on morphobiotic adaptation of European species of the Dytiscidae (Coleoptera). Pol. Pismo. Entom., 61: 478-702.
Gebhardt, H., 1990. Die Bedeutung des Inundationsgebietes des Rheins als Laichgebiet für Fische. In: R. Kinzelbach & G. Friedrich (eds.): Biologie des Rheins. Limnologie aktuell, 1: 435-453.
Geijskes, D.C. & J. van Tol, 1983. De libellen van Nederland (Odonata). Natuurhist. Bibl. K.N.N.V., 31: 1-368.
Gerritsen, G.J., T.J. de Kogel, A.J. Dijkstra & P. Bremer, 1987. Flora en fauna van de IJsseluiterwaarden. Basisrapport Milieuinventarisatie, Provinciale Planologische Dienst Overijssel, 170 pp.
Gliwicz, Z.M. & J.I. Rybak, 1976. Zoöplankton. In: Pieczynska, E. (Ed.): Selected problems of lake litoral ecology. University of Warsaw, Poland, 238 pp.
Gogh, W.G. van, 1989. Resultaten van het waterkwaliteitsonderzoek in de Rijn in Nederland 1988. Rijkswaterstaat, DBW/RIZA, nota nr. 89.029, 75 pp.
Golterman, H.L., 1975. Chemistry. In: Whitton, B.A. (Ed.), 1975: Studies in ecology 2: River ecology. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 39-81.
Groot, J.B.M. de, 1981. The distribution of *Helophorus* species in the Netherlands (Coleoptera: Hydrophylidae). Nieuwsbrief Eur. Invert. Surv. Nederland, 10: 59-66.
Halbfass, G., 1990. Limnologische Untersuchungen in Altrheinen. In: R. Kinzelbach & G. Friedrich (eds.): Biologie des Rheins. Limnologie aktuell, 1: 455-460.
Haller, W.T., D.L. Sutton & W.C. Barlowe, 1974. Effects of salinity on growth of several aquatic macrophytes. Ecology, 55: 891-894.
Hansen, M., 1987. The Hydrophilidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. Scandinavian Science Press Ltd, Leiden-Copenhagen, 254 pp.
Hartog, C. den & G. van der Velde, 1987. Invasions by plants and animals into coastal, brackish and freshwater of the Netherlands. Proc. Kon. Acad. Wetensch., C. 90: 31-37.
Hartog, C. den & G. van der Velde, 1988. Structural aspects of aquatic plant communities. In: Vegetation of inland waters. (J.J. Symoens, ed.) Kluwer Acad. Publ., Dordrecht, The Netherlands, 113-153.
Hartog, C. den, F.W.B. van den Brink & G. van der Velde, 1989. Brackish-water invaders in the River Rhine. A bioindication for increased salinity level over the years. Naturwissenschaften, 76: 80-81.

Hendriksen, A., 1965: An automated method for determining low level concentrations of phosphate in fresh and saline waters. Analist, 90: 29-34.

Heukels, H. & R. van der Meijden, 1983. Flora van Nederland. Wolters-Noordhoff, Groningen, The Netherlands, 582 pp.

Heusden, G.H.P. van, 1945. Waarnemingen in enige "wielen" in de Betuwe. Tijdschr. Kon. Ned. Aardr. Gen., 62: 118-141.

Hickin, N.E., 1967. Caddis larvae. Hutchinsons, London, 476 pp.

Hoch, K., 1960. Bestimmungstabelle der mitteleuropäischen Arten der Untergattung *Haliplinus* Guignot 1947 (*ruficollis*-Gruppe) der Gattung *Haliplus* Latr. Ent. Bl. Biologie und Systematiek der Käfer, 56: 49-69.

Hough, R.A., M.D. Fornwall, B.J. Negele, R.L. Thompson & D.A. Putt, 1989. Plant community dynamics in a chain of lakes: principal factors in the decline of rooted macrophytes with eutrophication. Hydrobiologia, 173: 199-217.

Hutchinson, G.E., 1957. A treatise on Limnology. I. Geography, physics and chemistry. Wiley & Sons, Inc., New York, 1015 pp.

Hutchinson, G.E., 1967. A treatise on Limnology. II. Introduction to lake biology and the limnoplankton. Wiley & Sons, Inc., New York, 1115 pp.

Janse, J.H., 1986. Ecologische waarden van de wateren in het winterbed van de grote rivieren. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum, 113 pp.

Janssen, A.W. & E.F. de Vogel, 1965. Zoetwatermolluscen van Nederland. Uitg. Nederl. Jeugdb. Natuurstudie, Amsterdam, 160 pp.

Jongman, R.H.G. & J.A.A.M. Leemans, 1982. Vegetatie-onderzoek Gelderse uiterwaarden. Dienst Landinrichting en Landbouw van Gelderland, afdeling Natuur en Landschap, 128 pp.

Jongman, R.H.G., C.J.F. ter Braak & O.F.R. van Tongeren, 1987. Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen, 299 pp.

Kamphake, L.J., S.A. Hannah & J.M. Cohen, 1967. Automated analyses for nitrate by hydrazine reduction. Water Research, 1: 206.

Katwijk, M.M. van & J.G.M. Roelofs, 1988. Vegetaties van waterplanten in relatie tot het milieu. Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen, 113 pp.

Kempers, A.J. & A. Zweers, 1986. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate method. Comm. Soil Sci. Plant Anal., 17: 715-723.

Kimmins, D.E., 1972. A revised key to the adults of the British species of Ephemeroptera with notes on their ecology. Freshwat. Biol. Ass. Sc. Publ., 15: 1-74.

Klink, A.G., 1989: The Lower Rhine: Palaeoecological Analysis. In: G.E. Petts (ed.): Historical change of large alluvial rivers: Western Europe. J. Wiley & Sons Ltd, 183-201.

Koerselman, W. & J.T.A. Verhoeven, 1989. Effecten van infiltratie van gebiedsvreemd water op trilvenen in het Noorderpark. In: J.G.M. Roelofs (red.): Aanvoer van gebiedsvreemd water: omvang en effekten op oecosystemen. Symp. K.U. Nijmegen, 32-51.

Kuiper, J.G.J., 1986. De verspreiding der Sphaeriidae in Nederland. Basteria, 50: 155-176.

Leemans, J.A.A.M. & R. Reiling, 1986. Probleemverkenning naar de landschaps-ecologische gevolgen van oevererosie langs de Waal. St. Toegepaste Landschapsecologie, rapport nr. 22, 104 pp.

Leentvaar, P., 1958. Observations on the plankton of some inland waters, especially "wielen", in The Netherlands. Beaufortia, 73: 171-197.

Leentvaar, P., 1966. Presentie en preferentie van plankters in wielen, oude rivierlopen en meren. Water, 50: 1-3.

Lyon, M.J.H. de & J.G.M. Roelofs, 1986. Waterplanten in relatie tot waterkwaliteit en bodemgesteldheid, deel 2. Rapport Landinrichtingsdienst en Laboratorium voor Aquatische Oecologie, Kath. Univ. Nijmegen, 126 pp.

Macan, T.T., 1967. A revised key to the British water bugs (Hemiptera-Heteroptera) with notes on their ecology. Freshwat. Biol. Ass. Sc. Publ., 16: 1-78.

Macan, T.T., 1979. A key to the nymphs of British Ephemeroptera. Freshwat. Biol. Ass. Sc. Publ., 20: 1-80.

Maenen, M.M.J., 1989. Water- en oeverplanten in het zomerbed van de Nederlandse grote rivieren in 1988. Hun voorkomen en relatie met algemene fysisch-chemische parameters. Publicaties en rapporten van het project 'Ecologisch Herstel Rijn', 13: 82 pp. + bijlagen.

McKee, K.L. & I.A. Mendelssohn, 1989. Response of a freshwater marsh plant community to increased salinity and increased water level. Aquat. Bot., 34: 301-316.

Ministerie van Landbouw & Visserij, 1989. Natuurbeleidsplan.

Minshall, G.W., K.W. Cummins, R.C. Petersen, C.E. Cushing, D.A. Bruns, J.R. Sedell & R.L. Vannote, 1985. Developments in stream ecosystem theory. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42: 1045-1055.

Mol, A.W.M., 1984. Limnofauna Neerlandica. Nieuwsbrief European Invertebrate Survey-Nederland, 15, 124 pp.

Moller Pillot, H.K.M., 1984a. De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera) (Inleiding, Tanypodinae & Chironomini). Ned. Faun. Meded., Rijksmus. Nat. Hist. Leiden, 271 pp.

Moller Pillot, H.K.M., 1984b. De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera) (Orthocladiinae). Ned. Faun. Meded., Rijksmus. Nat. Hist. Leiden, 277 pp.

Moss, B., 1980. Ecology of fresh waters. Blackwell Sc. Publ., Oxford, 332 pp.

Neugebauer, H., 1990. Faunistisch-ökologische Untersuchungen in semipermanenten Gewässern unterschiedlichen Alters in der Oberrheinebene. In: R. Kinzelbach & G. Friedrich (eds.): Biologie des Rheins. Limnologie aktuell, 1: 468-475.

Nieser, N., 1982. De Nederlandse water- en oppervlaktewantsen (Heteroptera: Nepomorpha). Wetensch. Meded. K.N.N.V., 155, 103 pp.

Nilssen, J.-P., 1974. On the ecology and distribution of the Norwegian larvae of *Chaoborus* (Diptera, Chaoboridae). Norsk ent. Tidsskr., 21: 37-44.

O'Brien, J.E., 1962. Automatic analyses of chlorides in sewage. Wastes Engineering, 33: 670-672.

Odum, E.P., 1971. Fundamentals of Ecology. Saunders, London, 574 pp.

Orbdlik, P., E. Schneider & R. Smukalla, 1990. Zur Limnologie der Rastatter Rheinaue. In: R. Kinzelbach & G. Friedrich (eds.): Biologie des Rheins. Limnologie aktuell, 1: 477-489.

Parma, S., 1969. Notes on the larval taxonomy, ecology and distribution of the Dutch *Chaoborus* species (Diptera: Chaoboridae). Beaufortia, 225: 21-50.

Peelen, R., 1975. Changes in the composition of the plankton of the rivers Rhine and Meuse in The Netherlands during the last fifty-five years. Verh. Internat. Verein. Limnol., 19: 1997-2009.

Peeters, E.T.H.M., 1988. Hydrobiologisch onderzoek in de Nederlandse Maas. Macrofauna in relatie tot biotopen. Rapport Landbouw Universiteit Wageningen, afdeling Natuurbeheer, 150 pp.

Pielou, E.C., 1984. The interpretation of ecological data. A primer on classification and ordination. Wiley, New York, 263 pp.

Pinkster, S. & D. Platvoet, 1986. De vlokreeften van het Nederlandse oppervlaktewater. Wetensch. Meded. K.N.N.V., 172, 1-42.

Rabe, R., W. Nobel & A. Kohler, 1982. Effects of sodium chloride on photosynthesis and some enzyme activities of *Potamogeton alpinus*. Aquat. Bot., 14: 159-165.

Redeke, H.C., 1948. Hydrobiologie van Nederland. De Boer Jr., Amsterdam, 580 pp.

Richardot-Coulet, M., P. Richoux & C. Roux, 1983. Structure et fonctionnement des écosystèmes du Haut-Rhône francais. 29. Structure des peuplements de macroinvertebrés benthiques d'un ancien méandre. Arch. Hydrobiol., 96: 363-383.

Rijkswaterstaat, Direktie Limburg, 1981. Betrekkingslijnen van de Maas, Toestand 1981. Rijkswaterstaat, directie Limburg, afdeling ANW, 36 pp.

Rijkswaterstaat, 1988. Ecological rehabilitation of the river Rhine: a proposal for a Netherlands research programme. Publications and reports of the project Ecological rehabilitation of the river Rhine, 1: 1-15.

Rijkswaterstaat, 1989. Derde Nota Waterhuishouding. SDU uitgeverij Den Haag, 297 pp.

Roelofs, J.G.M. & F.H.J.L. Bloemendaal, 1988. Trofie. In: Bloemendaal, F.H.J.L. & J.G.M. Roelofs (red.), 1988. Waterplanten en waterkwaliteit. Uitgave van de Koninklijke Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, 113-125.

Rohde, W., 1948. Environmental requirements of freshwater plankton algae. Symb. Bot. Ups., 10: 1-149.

Roux, A.L. (ed.), 1982. Cartographie polythématique appliquée à la gestion écologique des eaux; étude d'un hydrosystème fluvial: le Haut-Rhône francais, CNRS, Centre Région. Publ. Lyon, 116 pp.

Ruyter van Steveninck, E.D. de, W. Admiraal & B. van Zanten, 1990. Changes in plankton communities in regulated reaches of the Lower River Rhine. Regulated Rivers: Research & Management, 5: 67-75.

SAS Institute Inc., 1985. SAS User's Guide: Statistics, Version 5 Edition. Gary, NC., 956 pp.

Scholte Ubing, D.W., 1980. Nutriënten in de Rijn. H20, 13: 97-113.

Seeger, W., 1971a. Autökologische Laboruntersuchungen an Halipliden mit zoogeographischen Anmerkungen (Haliplidae; Coleoptera). Arch. Hydrobiol., 68: 528-574.

Seeger, W., 1971b. Die Biotopwahl bei Halipliden, zugleich ein Beitrag zum Problem der Synoptischen (sympatrischen s. str.) Arten (Haliplidae; Coleoptera). Arch. Hydrobiol., 69: 155-159.

Smits, A.J.M., R. van Ruremonde & G. van der Velde, 1989. Seed dispersal of three nymphaeid macrophytes. Aquat. Bot., 35: 167-180.

Smits,H., 1989. Locatie en beschrijving van de wateren in het winterbed van de grote rivieren. Vakgroep voor Aquatische Oecologie en Biogeologie, K.U. Nijmegen. Doctoraalscriptie, 107: 1-49.

Soet, F. de (red.), 1976. De waarden van de uiterwaarden. Pudoc, Wageningen, 89 pp.

Sokal, R.R. & Rohlf, F.J., 1981. Biometry. The principles and practice of statistics in biological research (2nd ed.). W.H. Freeman & co., San Francisco, 859 pp.

Steeg, H.M. van de, 1984. Effects of summer inundation on flora and vegetation of river foreland in the Rhine area. Acta Bot. Neerl., 33: 365-366.

Steeg, H.M. van de, C.W.C.J. van de Rijt, M.J. Reijnen & C.W.P.M. Blom, 1989. Zonering van vegetatietypen en *Rumex*-soorten in overstromingsgradiënten in het rivierengebied van Rijn, Waal en IJssel. Rapport Afdeling Experimentele Plantenoecologie, K.U. Nijmegen, 17: 1-61.

Steinberg, C.E.W. & H.M. Hartmann, 1988. Planctonic bloom-forming Cyanobacteria and the eutrophication of lakes and rivers. Freshwat. Biol., 20: 279-287.

Streble, H. & D. Krauter, 1988. Das Leben im Wassertropfen. Kosmos Gesellschaft der Naturfreunde Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart, 336 pp.

Suykerbuyk, R.E.M. & Roijackers, R.M.M., 1988. Typologie van Nederlandse zoete en brakke oppervlaktewateren op basis van het fytoplanktonbestand. In: R.M.M. Roijackers (red.): Hydrobiologisch onderzoek in Nederland, fundamentele en toepassingsgerichte aspekten. Publikatie nr. 6 van de Hydrobiologische Vereniging, Amsterdam, 116 pp.

Technicon Auto Analyser Methodology, 1981. Industrial Method 635-81W. New York.

Urk, G. van & H. Smit, 1989. The Lower Rhine. Geomorphological Changes. In: G.E. Petts (ed.): Historical change of large alluvial rivers. Western Europe. J. Wiley & Sons Ltd., 167-182.

Vangenechten, J.H.D., S. van Puymbroek, O.L.J. Vanderborght, F. Bosmans & H. Deckers, 1981. Physico-chemistry of surface waters in the Campine region of Belgium, with special reference to acid moorland pools. Arch. Hydrobiol., 90: 369-396.

Vanhemelrijk, J., 1985. Een onderzoek naar de effekten van verzurende depositie op de macrofauna in zwak gebufferde wateren op kalkarme zandgronden. Rapport 186, Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen, 200 pp.

Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing, 1980. The river continuum concept. Can. J. Fish. Aquat. Sc., 37: 130-137.

Velde, G. van der, 1980. Studies in nymphaeid-dominated systems with special emphasis on those dominated by *Nymphoides peltata* (Gmel.) O. Kuntze (Menyanthaceae). Thesis K.U. Nijmegen, 163 pp.

Velde, G. van der, 1988. Relaties tussen waterplanten en andere organismen. In: Bloemendaal, F.H.J.L. & J.G.M. Roelofs (red.), 1988. Waterplanten en waterkwaliteit. Uitgave van de Koninklijke Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, 43-66.

Velde, G. van der, F.W.B. van den Brink, M. van der Gaag, & P.J.M. Bergers, 1990. Changes in numbers of mobile macroinvertebrates and fish in the River Waal in 1987, as studied by sampling cooling-water intakes of a power plant: first results of a Dutch Rhine biomonitoring project. In: R. Kinzelbach & G. Friedrich (eds.): Biologie des Rheins. Limnologie aktuell, 1: 325-342.

Verdonschot, P.F.M., 1990. Ecological characterization of surface waters in the province of Overijssel (The Netherlands). Thesis, Wageningen, 255 pp.

Voo, E.E. van der & V. Westhoff, 1961. An autecological study of some limnophytes and helophytes in the area of the large rivers. Wentia, 5: 163-258.

Wallace, I.D., 1981. A key to larvae of the family Leptoceridae (Trichoptera) in Great Britain and Ireland. Freshwat. Biol., 11: 273-297.

Westhoff, V., P.A. Bakker, C.G. van Leeuwen & E.E. van der Voo, 1971. Wilde planten, deel 2. Uitgave Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland, 303 pp.

Wetzel, R.G., 1975. Limnology. W.B. Saunders co., Philadelphia, 743 pp.

Whitton, B.A., 1975. River Ecology. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 725 pp.

Wirdum, G. van, 1989. Ecohydrologische aspekten van waterinlaat in laagvenen. In: Roelofs, J.G.M. (red.): Aanvoer van gebiedsvreemd water: omvang en effekten op oecosystemen. Symp. K.U. Nijmegen, 52-71.

Wolff, W.J. (red.), 1989. De internationale betekenis van de Nederlandse natuur. Ministerie van Landbouw & Visserij, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, SDU uitgeverij Den Haag, 137 pp.

Zagwijn, W.H., 1986. Nederland in het Holoceen. Rijks Geologische Dienst Haarlem, Staatsuitgeverij, Den Haag, 46 pp.

Zuurdeeg, B.W., 1980. De natuurlijke chemische samenstelling van Maaswater. H2O, 13: 2-7.

Zijlstra, K.C., 1980. Een beknopt beeld van de verontreiniging van de Rijn. H2O, 13: 93-97.

PUBLICATIES EN RAPPORTEN VAN HET PROJECT "ECOLOGISCH HERSTEL RIJN"

no. 1 - 1988 Ecological rehabilitation of the river Rhine: a proposal for a Netherlands research programme. (DBW, RIVM, RIVO).

no. 2 - 1988 Fish and their environment in large european river ecosystems; the Dutch part of the river Rhine.
W.G. Cazemier, Science de l'Eau 7, 95-114 (1988). (RIVO).

no. 3 - 1988 High rates of denitrification in a storage reservoir fed with water of the river Rhine.
W. Admiraal en J.C. van der Vlugt, Arch.Hydrobiol. 113, 593-605 (1988). (RIVM)

no. 4 - 1988 Impact of biological activity on detritus transported in the lower river Rhine: an excercise in ecosystem analy.
W. Admiraal en B. van Zanten, Freshwater Biology 20, 215-225 (1988). (RIVM).

no. 5 - 1988 Continue signalering van toxische stoffen in het aquatische milieu met behulp van biologische bewakingssystemen - literatuurstudie.
J. Botterweg, 31 pp., Den Haag (1988). (DBW).

no. 6 - 1988 Environmental stress in five aquatic ecosystems in the floodplain of the river Rhine.
W. Admiraal, E.D. de Ruyter van Steveninck en H.A.M. de Kruijf. The Science of the Total Environment 78, 59-75 (1988). (RIVM).

no. 7 - 1989 Bioaccumulation in yellow ell (Anguilla anguilla) and perch (Perca fluviatilis) from the Dutch branches of the Rhine-mercury, organochlorine compounds and polycyclic aromatic hydrocarbons.
F. van der Valk, H. Pieters en R.C.C. Wegman. (RIVO).

no. 8 - 1989 Beoordeling en evaluatie van biologische alarmeringssystemen op het meetstation Lobith. Bio-alarm projekt fase I.
J. Botterweg. (DBW)

no. 9 - 1989 Ecologisch herstel Rijn - beleid en onderzoek.
Symposium-verslag 26 mei. E.C.L. Marteijn (red.) (DBW).

no. 10 - 1989 Summary of results and conclusions from the first phase (1988-1989) of the Netherlands research programme "Ecological Rehabilitation Rhine".
J.A.W. de Wit, W. Admiraal, C. van der Guchte and W.G. Cazemier. (DBW).

no. 11 - 1989 Literature survey into the possibility of restocking the River Rhine and its tributaries with Atlantic salmon (Salmo salar).
S.J. de Groot. (RIVO).

no. 12 - 1989 Literature survey into the possibility of restocking the River Rhine and its tributaries with sea trout (Salmo trutta trutta).
S.J. de Groot. (RIVO).

no. 13 - 1989 Water- en oeverplanten in het zomerbed van de Nederlandse grote rivieren in 1988. Hun voorkomen en relatie met algemene fysische en chemische parameters.
M.M.J. Maenen. (DBW).

no. 14 - 1989 Ecologisch herstel van de Rijnmakrofauna.
B. van Dessel. (DBW).

no. 15 - 1989 Comparison of nitrification rates in three branches of the lower river Rhine. Biogeochemistry 8, 135-151.
W. Admiraal and Y.J.H. Botermans. (RIVM).

no. 16 - 1990 Vegetatie in de uiterwaarden: de invloed van hydrologie, beheer en substraat. M.C.C. de Graaf, H.M. van de Steeg, L.A.C.J. Voesenek en C.W.P.M. Blom. (DBW).

no. 17 - 1990 Chemicals affecting the spawning migration of anadromous fish by causing avoidance responses or orientational disability, with special reference to concentrations in the River Rhine.
T.C. van Brummelen. (DBW)

no. 18 - 1990 Biomonitoring met de larven van Chironomiden en kokerjuffers.
F. Heinis en T. Krommentuijn. (DBW)

no. 19 - 1990 Changes in plankton communities in regulated reaches of the lower River Rhine.
E.D. de Ruyter van Steveninck, W. Admiraal and B. van Zanten. (RIVM)

no. 20 - 1990 Fixation of dissolved silicate and sedimentation of biogenic silicate in the lower River Rhine during diatom blooms.
W. Admiraal, P. Breugem, D.M.L.H.A. Jacobs and E.D. de Ruyter van Steveninck. (RIVM)

no. 21 - 1990 On the potential of basing an ecological typology of aquatic sediments on the nematode fauna: an example from the River Rhine.
T. Bongers and J. van de Haar. (RIVM)

no. 22 - 1990 Monitoring the toxicity of organic compounds dissolved in Rhine water.
D. de Zwart and A.J. Folkerts. (RIVM)

no. 23 - 1990 The kinetics of the degradation of chloroform and benzene in anaerobic sediment from the River Rhine.
P. van Beelen and F. van Keulen. (RIVM)

no. 24 - 1990 Phases in the development of riverine plankton: examples from the rivers Rhine and Meuse.
E.D. de Ruijter van Steveninck, B. van Zanten and W. Admiraal. (RIVM)

no. 25 - 1990 Typologie en waardering van stagnante wateren langs de grote rivieren in Nederland, op grond van waterplanten, plankton en macrofauna, in relatie tot fysisch-chemische parameters

Classification and valuation of floodplain-waters of large rivers in The Netherlands, based on aquatic macrophytes, plankton and macroinvertebrates, in relation with physico-chemical parameters.

F.W.B. van den Brink. (DBW)

Aanvragen/requests:
(DBW): Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment, P.O. Box 17, 8200 AA Lelystad, The Netherlands.
(RIVM): National Institute for Public Health and Environmental Protection, P.O. Box 1, 3720 BA Bilthoven, The Netherlands.
(RIVO): Netherlands Institute for Fishery Investigations, P.O. Box 68, 1970 AB IJmuiden, The Netherlands.