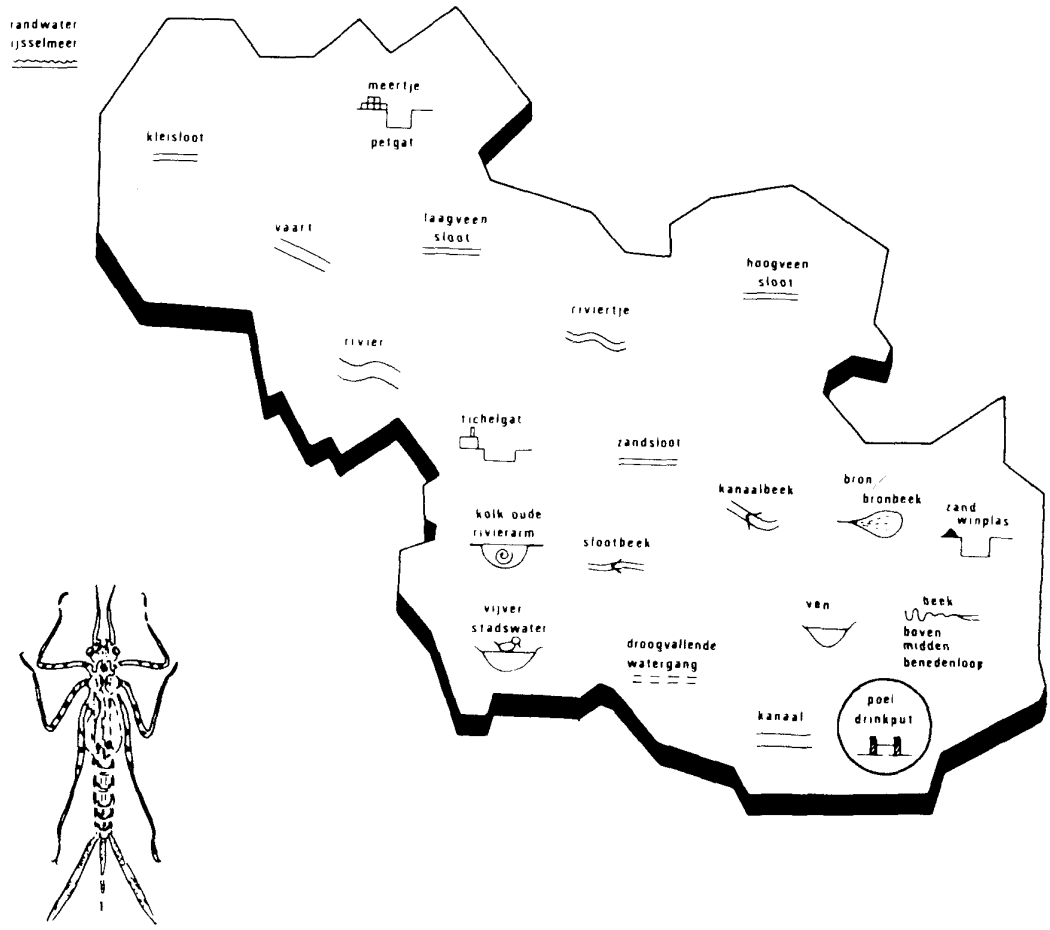
Makrofaunagemeenschappen in poelen

R.P. de Ridder



Intern rapport
Rijksinstituut voor Natuurbeheer
Arnhem, Leersum en Texel

Basisrapport Project EKOO nr. 23
Provinciale Waterstaat Overijssel, Zwolle

MAKROFAUNAGEMEENSCHAPPEN IN POELEN

R.P.de Ridder

Intern rapport 88/66

Basisrapport Project EKOO nr. 23
Provinciale Waterstaat Overijssel, Zwolle

Rijksinstituut voor Natuurbeheer

Leersum

1988

VOORWOORD

In 1981 is bij Provinciale Waterstaat van Overijssel het project "Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel" (EKOO) gestart. Sinds 1984 wordt dit project op het Rijksinstituut voor Natuurbeheer (RIN) voortgezet. Dit verslag geeft het resultaat van een deelproject binnen het EKOO-project, dat ik heb uitgevoerd onder begeleiding van Piet Verdonschot.
Het is tot stand gekomen in het kader van een zesmaands bijvak Natuurbeheer aan de Landbouwuniversiteit van Wageningen, onder begeleiding van Jean Gardeniers, en maakt deel uit van mijn doctoraalstudie biologie aan de Rijksuniversiteit Utrecht.

SAMENVATTING

Het in 1981 gestarte project "Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel" (EKOO) heeft als doel het ontwikkelen van een globaal ecologisch referentiekader dat als basis moet dienen voor het opstellen van een ecologische waterbeoordelingsmethode en normstelling.
In dit deelproject wordt in het bovenstaande kader het watertype poelen gekarakteriseerd. Daartoe zijn 24 poelen éénmalig bemonsterd in de maanden september en oktober 1985. De macroinvertebratensamenstelling en de waarde van een groot aantal fysische en chemische variabelen zijn bepaald (Bijlage 1).
Het voornaamste doel is het opstellen van een typologie m.b.v. de macrofauna- samenstelling. De relatie tussen typen en fysische en chemische variabelen wordt aangegeven. Het onderzoek is beschrijvend-correlatief van aard.
Om te komen tot een indeling van de monsterpunten is gebruik gemaakt van classificatie- (FLEXCLUS, van Tongeren 1986) en ordinatietechnieken (ORDIFLEX, Gauch 1977; DECORANA, Hill 1979; CANOCO, ter Braak 1987). Bij de interpretatie en definitieve indeling zijn literatuurgegevens (o.a. autoecologie) gebruikt.
Twee hoofdtypen "poelen" zijn onderscheiden (Figuur 12). Hoofdtype I bestaat uit heide- en bospoelen. Kenmerkend is een vegetatiegebonden macrofaunagemeenschap, met een voorkeur voor water met een lage pH en EGV en weinig nutriënten. Veranderingen in deze poelen kunnen optreden onder invloed van eutrofiëring, saprobiëring, verzuring, beschaduwing en daaraan gerelateerde factoren. Hoofdtype II bestaat uit weilanddrinkpoelen. Kenmerkend is een vegetatiegebonden macrofaunagemeenschap, tolerant voor een matige belasting met nutriënten en organische stof. Veranderingen kunnen optreden onder invloed van een grote belasting met nutriënten en organische stof. Dimensie en structuur zijn daarnaast onderscheiden als factoren die van invloed zijn op de macrofauna- gemeenschap in weilanddrinkpoelen.
In het kort is ingegaan op het beheer van poelen.

INHOUDSOPGAVE

VOORWOORD

SAMENVATTING

INHOUDSOPGAVE

1 INLEIDING 1
1.1 Het project "Ecologische Karakterisering van Oppervlaktewateren in Overijssel" 1
1.1.1 Doel van het EKOO-project 1
1.1.2 Achtergrond 2
1.2 Poelen 3
1.2.1 Cultuurhistorie 3
1.2.2 Poelen als ecosysteem 4
1.2.3 Poelen in Overijssel 7
1.2.4 Doelstelling van het deelproject "Macrofaunagemeenschappen in poelen" 7

2 MATERIAAL EN METHODE
2.1 Monsterpuntkeuze 8
2.2 Bemonstering en verwerking van de monsters 8
2.2.1 Macrofauna 8
2.2.2 Milieuparameters 10
2.3 Dataverwerking 10
2.3.1 Voorbewerking 11
2.3.2 Multivariate analysetechnieken 13
2.3.3.1 Inleiding 13
2.3.3.2 Indeling 13
2.3.3.3 Classificatie 16
2.3.3.4 Ordinatie 17
2.3.3.5 Canonische ordinatie 20
2.4 Autecologie 21

3 RESULTATEN 22
3.1 Classificatie 22
3.2 Ordinatie 22
3.2.1 Taxa 22
3.2.2 Milieuvariabelen 25
3.3 Canonische ordinatie 29

4 DICUSSIE 32
4.1 Beschrijving van de clusters 32
4.2 Typologie 36
4.3 Beheer van poelen 38

DANKWOORD 41

LITERATUURLIJST 42

BIJLAGE 1 T/M 7 49

1 INLEIDING

1.1 Het project "Ecologische Karakterisering van Oppervlaktewateren in Overijssel" (EKOO)

Het deelproject "Macrofaunagemeenschappen in poelen" maakt deel uit van het project "Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel" (EKOO). Het EKOO-project is in 1981 gestart bij de Provinciale Waterstaat van Overijssel. Het dient een globaal ecologisch referentiekader te ontwikkelen voor het oppervlaktewater in Overijssel. Beschrijving van de samenhang tussen de aanwezige soorten en het milieu vormt de basis van een ecologische typologie ($ 1.1.2). Aan de hand van die typologie kunnen de aanwezige ecosystemen alsmede beinvloedingen van die ecosystemen gekarakteriseerd worden. Een op deze wijze ontwikkeld referentiekader wordt vervolgens gebruikt bij het ontwerpen van een ecologische waterbeoordelingsmethode en een normstelling, die in relatie staat met gebruiksfuncties en onderscheiden watertypen. Voor informatie over de aanleiding en het kader van het project wordt verwezen naar bijlage 1 (naar Ketelaars 1986) en naar Provinciale Waterstaat van Overijssel (1982), Verdonschot (1983), Ministerie van Verkeer & Waterstaat (1981, 1986) en Higler (1983).
Hier zal worden ingegaan op het doel en de achtergrond van het EKOO-project.

1.1.1 Doel van het EKOO-project

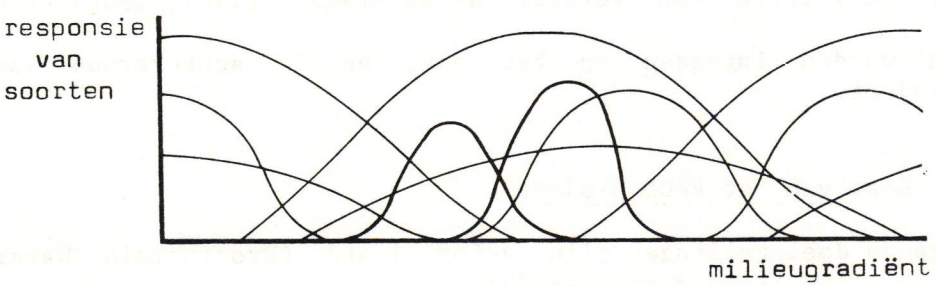
De volgende doelstellingen zijn geformuleerd (Provinciale Waterstaat Overijssel 1982, Verdonschot 1983);

1. het karakteriseren van de "van nature" aanwezige ecosystemen in de verschillende watertypen door het beschrijven van de ruimtelijke verdeling van soorten (groepen), hun abundanties en fysische en chemische parameters (het opstellen van een natuurlijke referentietoestand).
2. het karakteriseren van beïnvloedingen (naar aard en intensiteit) van ecosystemen per watertype in termen van verschuivingen in soortensamenstelling en aantallen organismen (het per gebruikstype aangeven van een "successie"-reeks).
3. het karakteriseren (volgens de onder 1 gegeven werkwijze) van ecosystemen per watertype die onder een bepaalde bekende of te onderzoeken beheersmaatregel staan.
4. het aangeven van beheersrichtlijnen voor het bereiken dan wel behouden van de vastgestelde referentietoestand.

Uit praktische overwegingen worden voornamelijk effecten van saprobiëring, eutrofiëring en cultuurtechnische ingrepen in het onderzoek betrokken.
Het onderzoek is beschrijvend-correlatief van aard, gericht op praktische toepasbaarheid.

1.1.2 Achtergrond

Om de hierboven geformuleerde doelstellingen te realiseren dient het oppervlaktewater in Overijssel getypeerd te worden op ecologische grondslag. Dat wil zeggen dat de wederzijdse relaties tusen organismen en hun milieu de basis van de typologie vormen. De relatie van een organisme en een milieufactor is weer te geven met behulp van een Gaussische curve. Een organisme onderhoudt met andere organismen en met de aanwezige milieufactoren een netwerk van relaties. Dit traject van biotische en abiotische variabelen waarop een organisme voorkomt vormt de ecologische niche van het organisme.
Iedere soort heeft een eigen ecologische niche (Odum 1971, Pianka 1978). In feite kan binnen de soort nog een onderverdeling gemaakt worden, aangezien een individu van een bepaalde soort in verschillende levensstadia verschillende niches kan innemen.
De responsie van verschillende soorten op ecosysteemkenmerken wordt, op een geidealiseerde manier, weergegeven in figuur 1. Langs een (complexe) milieugradiënt vormen de responsies een continuüm van Gaussische curven met verschillende optima en toleranties.



Figuur 1 : Responsie van soorten langs een milieugradiënt.

Het opstellen van een ecologische typologie wordt gebaseerd op de overeenkomst tussen soorten op in hun responsie op ecosysteemkenmerken (biotische en abiotische factoren). In bepaalde gevallen kan de responsie van groepen van soorten, samengenomen op basis van voorkomen en abundantie, op een -belangrijke- milieufactor weergegeven worden door middel van een optimumcurve (o.a. Whittaker 1975, Gauch 1982). Dit maakt het mogelijk om ecologische typen te onderscheiden. De vaststelling van ecologische typen is arbitrair en doelafhankelijk (Whittaker 1978). Het gaat niet zozeer om het vaststellen van grenzen van een ecologisch type als wel om de herkenbaarheid van de grondvorm. Interne variatie binnen een type is mogelijk.
Verdonschot en Schot (1987) stellen dat een ecologisch type moet voldoen aan de volgende criteria;
1. bezit van een definieerbaar milieu.
2. herkenbare kwalitatieve en kwantitatieve aanwezigheid van organismen van verschillende soorten (taxa).
3. te omschrijven relaties tussen organismen en milieu en tussen organismen onderling.
4. mogelijkheid om ecologische typen van elkaar te onderscheiden. Dit betekent dat de grondvorm herkenbaar moet zijn.

Zij stellen dat de criteria voor de vaststelling van ecologische

eenheden schaalonafhankelijk moeten zijn. Toepassingsmogelijkheden bepalen vervolgens de te kiezen schaal.
Een ecologisch type moet gezien worden als een niet-statische groep van soorten, dat een optimum heeft bij een bepaalde combinatie van milieukenmerken. Gezien de interne variatie die binnen een type mogelijk is en de beperkte mogelijkheid on ecosysteemkenmerken, met name de biotische, te beschrijven is het aan te bevelen typologie m.b.t. macrofauna op regionale schaal te bedrijven (Verdonschot 1987).

1.2 **Poelen**

In het EKOO-project is het oppervlaktewater op voorhand ingedeeld in groepen, die het onderwerp van een deelproject vormen. In dit geval zijn dat de poelen (zie § 1.2.3).

1.2.1. Cultuurhistorie

De kleine wateren, die in dit deelproject samengenomen worden onder de naam poelen, hebben een verschillende historie. Onderscheid is te maken tussen heidepoelen, bospoelen en weilanddrinkpoelen.
Van de heide- en bospoelen is, waar het hun historie betreft, niet veel bekend. In het algemeen liggen ze in gebied dat vroeger moeilijk te ontginnen was. Heidepoelen kunnen voor de drenking van schapen gegraven zijn. Bospoelen liggen in depressies in het landschap.
De meeste weilanddrinkpoelen zijn in het begin van deze eeuw gegraven, na ontginning van de heideterreinen. Ook in de stroomdalen (o.a. van de Dinkel) zijn veel poelen te vinden. Op de kleine weilandpercelen zijn door eigenaren drinkpoelen voor het vee gegraven. De drinkpoelen dicht bij de bebouwing hebben ook een functie als bluswaterreservoir gehad.
Weilanddrinkpoelen in Overijssel hebben een oppervlakte die varieert tussen de 10 en 200 vierkante meter en een diepte die tussen de 0.3 en 3 meter ligt (Bijlage 3, Klei 1978).
In de ondergrond in Twente komt op veel plaatsen keileem voor. Met name in de lagere delen komt dit tot vlak onder de oppervlakte (Pannekoek & Van Straaten 1982) en kan dan functioneren als slecht waterdoorlatende laag in de bodem van de drinkpoelen. Op plaatsen waar de ondergrond uit zand bestaat is vaak klei en ook wel koemest gestort. Door deze laag te laten aanstampen door werkpaarden is de laag slecht waterdoorlatend gemaakt (Hall 1978, Drents Dobben Overleg 1986).
Weilandrinkpoelen zijn veelal gegraven in de nabijheid van houtwallen. Vaak is de omgeving van poelen vroeger deels beplant. De beschaduwing levert voordelen op; het drinkwater voor het vee blijft koeler en verdampt minder snel, de algenontwikkeling is minder groot en de poelen groeien minder snel dicht.
Door betere kontrole over de waterhuishouding en de komst van andere drenkingsmogelijkheden voor het vee (betonnen bakken, drinkautomaten) zijn de poelen voor de landbouw overbodig geworden.
Weilanddrinkpoelen hebben het nadeel dat ze regelmatig onderhouden moeten worden en daarnaast een bepaalde oppervlakte grasland in beslag nemen. Ze zijn ook een potentiële verspreidingsbron voor ziekten. Zo komt bijvoorbeeld de leverbot, die in een bepaald stadium Lymnaea truncatula (een zoetwaterslak) als gastheer nodig heeft, via een drinkpoel gemakkelijk bij de gastheer voor het volgende stadium; de koe. De leverbot veroorzaakt bij de koe een leverziekte.

Als gevolg van ruilverkavelingen, landinrichtingsprojecten en demping zijn weilanddrinkpoelen in aantal sterk afgenomen. In de laatste decennia is in Drente naar schatting 60 % van het totale aantal verdwenen (Drents Dobben Overleg 1986). De laatste tien jaar zijn er poelen bijgegraven, met name in die delen van het land waar er nog een aantal bijeen liggen (b.v. Noord-Drente, Twente, de Achterhoek en Limburg). Reden hiervoor is het grote belang van de drinkpoelen voor de -ernstig bedreigde- amfibieën in Nederland (zie § 1.2.2). In genoemde gebieden houden werkgroepen zich bezig met aanleg, herstel en beheer van weilanddrinkpoelen. Van overheidswege wordt dit gestimuleerd, o.a. met subsidieregelingen voor boeren.

1.2.2. Poelen als ecosysteem

Macroinvertebratengemeenschappen in kleine, geisoleerde stilstaande wateren zijn in de literatuur besproken door o.a. Kreuzer (1940), Thienemann (1974) en Schleuter (1985).
Veel onderzoek is verricht vanuit een bepaalde invalshoek, zoals visproduktie (Daborn 1974, Potter & Learner 1974, Jonasson & Lindegaard 1979, Lellak 1980), steekmuggenontwikkeling (Kühlhorn 1965), droogvalling (Wiggins et al. 1980, Williams 1983, Ketelaars 1986) of successie (Münchberg 1956, Street & Titmus 1979, Caspers 1983). In Nederland is de macrofauna van Zeeuwse drinkputten onderzocht door Tramper (1979). Higler en Putten (1971) en Althuizen & Boon (1985) hebben de wantsen en kevers respectievelijk de fauna in Zuid-Limburgse poelen onderzocht.

1. Het abiotisch milieu

Het abotisch milieu in kleine wateren, zoals poelen, is in verschilllende opzichten extreem. Door het geringe watervolume is er weinig buffering van milieufactoren. De invloed van omgevingsfactoren is groot en sterke schommelingen in het abiotisch milieu zijn het gevolg (Jahn 1972, Wiggins et al. 1980, Schleuter 1985).
Het effect van droogvalling wordt in veel onderzoeken benadrukt (Driver 1977, Wiggins et al. 1980, Schleuter 1985). Verschillende evolutionaire en oecologische strategieën in jaarlijks droogvallende poelen worden beschreven in Wiggins et al. (1980). Tijdstip en duur van het droogvallen zijn belangrijk.
De zuurstofhuishouding in kleine wateren kan sterk wisselen. Zo vindt Schleuter (1985) aanvoer van blad als belangrijke abiotische factor die de macrofaunagemeenschap beinvloedt. Door mineralisatie van het blad wordt de zuurstofhuishouding bij de bodem beinvloed. Ook Wiggins et al. (1980) en Jahn (1972) noemen deze factor als zijnde van invloed op de macrofaunagemeenschap. De input van organische stof van het omringende land kan eenzelfde effect hebben (Wiggins et al. 1980).
Beschaduwing van kleine wateren heeft effect op de macrofaunagemeenschap (Jahn 1972, Tramper 1979). Het is bepalend voor de ontwikkeling van fytoplankton en macrofyten in de kleine wateren (Wiggins et al. 1980) en daarmee van invloed op het voedselaanbod en de habitat van de macrofaunagemeenschap.
Aanwezigheid van vegetatie is van invloed op de macrofaunagemeenschap. Driver (1977) vindt dat in kleine temporaire poelen de chironomidediversiteit afhangt van de ontwikkeling van de plantengemeenschap, binnen een vochtigheidsgradiënt (droogvalling). Ook Kreuzer (1940), Jahn (1972), Tramper (1979), Wiggins et al. (1980)

en Schleuter (1985) noemen de relatie tussen vegetatie en macrofaunagemeenschap.
Invloed van de zuurgraad op de macrofauna wordt genoemd door Schleuter (1985) en Tramper (1979).
Een relatie tussen chloridegehalte en ontwikkeling van de macrofaunagemeenschap is gevonden in poelen in Zeeland (Tramper 1979).
Driver (1977) vindt een verband tussen bicarbonaat en dimensie van de poel enerzijds en chronomidediversiteit anderzijds.
Samenvattend kan gezegd worden dat het abiotisch milieu in poelen sterk aan schommelingen onderhevig is. Droogvalling, zuurstofhuishouding, beschaduwing, vegetatie, zuurgraad, dimensie, chloride en bicarbonaat zijn factoren die in literatuur van invloed worden genoemd op de macrofaunagemeenschap.

2. Macroinvertebraten

Door het eilandachtige karakter en de sterke wisselingen van milieufactoren is in poelen sprake van een continu pioniersmilieu. Het pionierskarakter wordt vaak als gevolg van beheersmaatregelen (schoning, intrappen van de oevers door vee) versterkt. In het algemeen overwegen in dit soort milieus r-strategen.
Strategieën met betrekking tot biotische factoren, zoals b.v. interspecifieke concurrentie, zijn zwak ontwikkeld (Kinne 1956 in Schleuter 1985).
Poelen zijn te omschrijven als een continu kolonisatiemilieu. De kolonisatie van poelen geschiedt door organismen met een brede oecologische amplitudo en een goed migratie of kolonisatievermogen (Hartland-Rowe 1966, Schleuter 1985). Kolonisatie geschiedt voornamelijk door adulte insecten en amfibieën. Passieve kolonisatie geschiedt vooral door dieren die meegevoerd worden door watervogels, insecten of de wind. Koloniserende waterkevers en waterwantsen zijn in pioniergemeenschappen vaak talrijk (Wiggins et al. 1980).
Daarnaast kunnen soorten speciaal aangepast zijn aan het extreme milieu. Parthenogenese (ongeslachtelijke voortplanting door deling) komt voor in poelen. Het kan worden opgevat als een aanpassing aan extreme omstandigheden, soorten kunnen op deze manier snel gunstige omstandigheden benutten om zich te vermeerderen (Lindeberg 1971, Schleuter 1985).
Veel bewoners van kleine wateren hebben, hoewel niet speciaal aangepast, een grote tolerantie om droge periodes te overleven (Williams & Hynes 1976). Uiteindelijk blijft een kleine groep van soorten, die speciale aanpassingen hebben om de droge periode te overleven, in een drooggevallen milieu achter (Wiggins et al. 1980).
Samenvattend kan gezegd worden dat in poelen voornamelijk ubiquistische soorten aangetroffen kunnen worden.
De predatiedruk kan in kleine wateren sterk verschillen. In drinkpoelen ontbreken in het algemeen de vissen. Volwassen amfibieën en larven van salamanders zijn belangrijke predatoren van de macrofauna (Hall 1978, van de Bund 1968), naast predatoren onder de insecten zelf.
In dit continüe pioniersmilieu kan successie een grote invloed op de opbouw van de macrofaunagemeenschap hebben. Veel kleine wateren bestaan relatief kort en de pioniergemeenschappen kunnen zeer verschillend zijn. Deze gemeenschappen zijn namelijk over het algemeen instabiel en betreffende de soortensamenstelling sterk afhankelijk van de fluctuerende abiotische factoren.
Caspers (1983) beschrijft de successie van de bodemmacrofauna in een nieuw aangelegd meer. Hij vindt over een aantal jaren een sterk

verschillende soortensamenstelling, waarbij aangetekend moet worden dat de predatiedruk en de waterkwaliteit verandert als gevolg van het uitzetten van vis.
Street & Titmus (1979) hebben gekeken naar kolonisatie van experimentele poelen door chironomiden. In de loop van de tijd neemt het soortenaantal en de diversiteit toe; een verband wordt gelegd met een toenemend aantal habitats (diversificatie door macrofyten). In twee jaar zijn de poelen vergelijkbaar met nabij gelegen oudere, meer ontwikkelde poelen.

3. Amfibieën

Het belang van poelen voor amfibieën is groot (Hall 1978, Klei 1978, Zuiderwijk 1983, Drents Dobben Overleg 1986). De kamsalamander, boomkikker, vroedmeesterpad en geelbuikpad zijn in Nederland voorkomende soorten die voor de voortplanting vrijwel geheel op poelen zijn aangewezen. De overige soorten planten zich ook in andere watertypen voort, zoals beekjes en sloten (Zuiderwijk 1983).
Het bestand van de poelenafhankelijke amfibieën loopt terug. In Twente neemt de aanwezige populatie van boomkikkers in grootte af (Eijsink & Hendriks 1973, Klei 1978, Bergmans & Zonderwijk 1986). De laatste jaren wordt duidelijk dat het graven en gericht beheren van poelen een positieve invloed heeft op het bestand van een aantal poelenafhankelijke amfibieën (Drents Dobben Overleg 1986, Berkel & Steinhauer 1988).
De eisen die amfibieën aan hun milieu stellen zijn soortsafhankelijk. In het algemeen kan gezegd worden dat de poel watervoerend dient te zijn gedurende de voortplantingsperiode. Deze loopt van het voorjaar tot in de herfst (Hall 1978, Klei 1978, Gelder et al. 1978). Padden en kikkers zetten hun eieren af in ondiep water. Bij kikkers gebeurt dat in klompjes; kikkerdril. Padden zetten eisnoeren af tussen de waterplanten. Salamanders zetten hun eieren tevens in dieper water af; tegen bladeren van waterplanten, op stenen en op de bodem. Larven van padden en kikkers eten algen en delen van waterplanten, salamanderlarven en volwassen amfibieën eten macroinvertebraten.
Algemeen geldt dat amfibieën niet erg gevoelig zijn voor organische belasting van het water, mits deze niet al te groot is. Vaak komen ze in voedselrijk water voor (Hall 1978, Gelder et al. 1978). Uitzonderingen hierop zijn de heidekikker (Drents Dobben Overleg 1986) en de vroedmeesterpad (Hall 1978). Deze soorten zijn in hun voorkomen gebonden aan oligo- tot mesotroof water.
Poelen met een rijke vegetatie hebben de voorkeur boven die met een arme. De vegetatie moet niet al te dicht zijn (Arntzen & Gerardts 1976, Gelder et al. 1978).
Beschaduwing heeft een nadelige invloed op de ontwikkeling van de amfibieën en wordt o.a. in verband met de temperatuur en het ontbreken van watervegetatie door volwassen amfibieën gemeden (Hall 1978, Zuiderwijk 1983). In de omgeving van de poel dient opgaande vegetatie (houtwal, bos) aanwezig te zijn. Soorten als de boomkikker gebruiken dit als plek om te overwinteren en te zonnen (Klei 1978, Gelder et al. 1978).

4. Algemeen

Poelen, als ecosysteem gezien, worden gekenmerkt door een sterke fluctuatie van abiotische factoren. De macrofauna wordt hierdoor gekenmerkt. Voornamelijk ubiquistische soorten zijn in poelen

aanwezig. Poelen vormen voor amfibieën een belangrijk deel van het biotoop.

1.2.3 Poelen in Overijssel

In dit deelproject is het watertype poel gedefinieerd als een klein, ondiep waterlichaam, dat een geisoleerde ligging heeft. De oppervlakte varieert van 10 tot 1250 vierkante meter, de diepte ligt tussen de 0.3 en 3 meter (Bijlage 3). De heide- en bospoelen zijn in hun voorkomen beperkt tot het oostelijk deel van Overijssel. Weilanddrinkpoelen komen met name voor in het midden en oosten van Twente.
Met betrekking tot de hydrologie zijn drinkpoelen in belangrijke mate aangewezen op regenwater. Dit komt direct of via afstroom van het omringende land in de poel terecht (Ministerie van Verkeer & Waterstaat 1986). Heide- en bospoelen worden daarnaast ook gevoed door grondwater.

1.2.4 Doelstelling van het deelproject "Macrofaunagemeenschappen in poelen"

De doelstelling kan puntsgewijs worden geformuleerd.

1. Het opstellen van een ecologische typologie voor de poelen in Overijssel. De typen en de relaties tussen typen worden gekarakteriseerd met behulp van macrofaunasamenstelling en fysische en chemische parameters.
2. Interpretatie van de opgestelde typologie, dat wil zeggen het karakteriseren van referentietoestanden en beinvloedingstoestanden binnen de typologie.
3. Het aangeven van beheersrichtlijnen op basis van gegevens uit dit onderzoek en de literatuur.

De ecologische typologie wordt gebaseerd op een deel van de aquatische macroinvertebratenfauna (Platyhelminthes, Oligochaeta, Hirundinea, Lamellibranchia, Gastropoda, Hydrachnellae, Asellidae, Heteroptera, Diptera en Trichoptera).

2 MATERIAAL EN METHODE

2.1 Monsterpuntkeuze

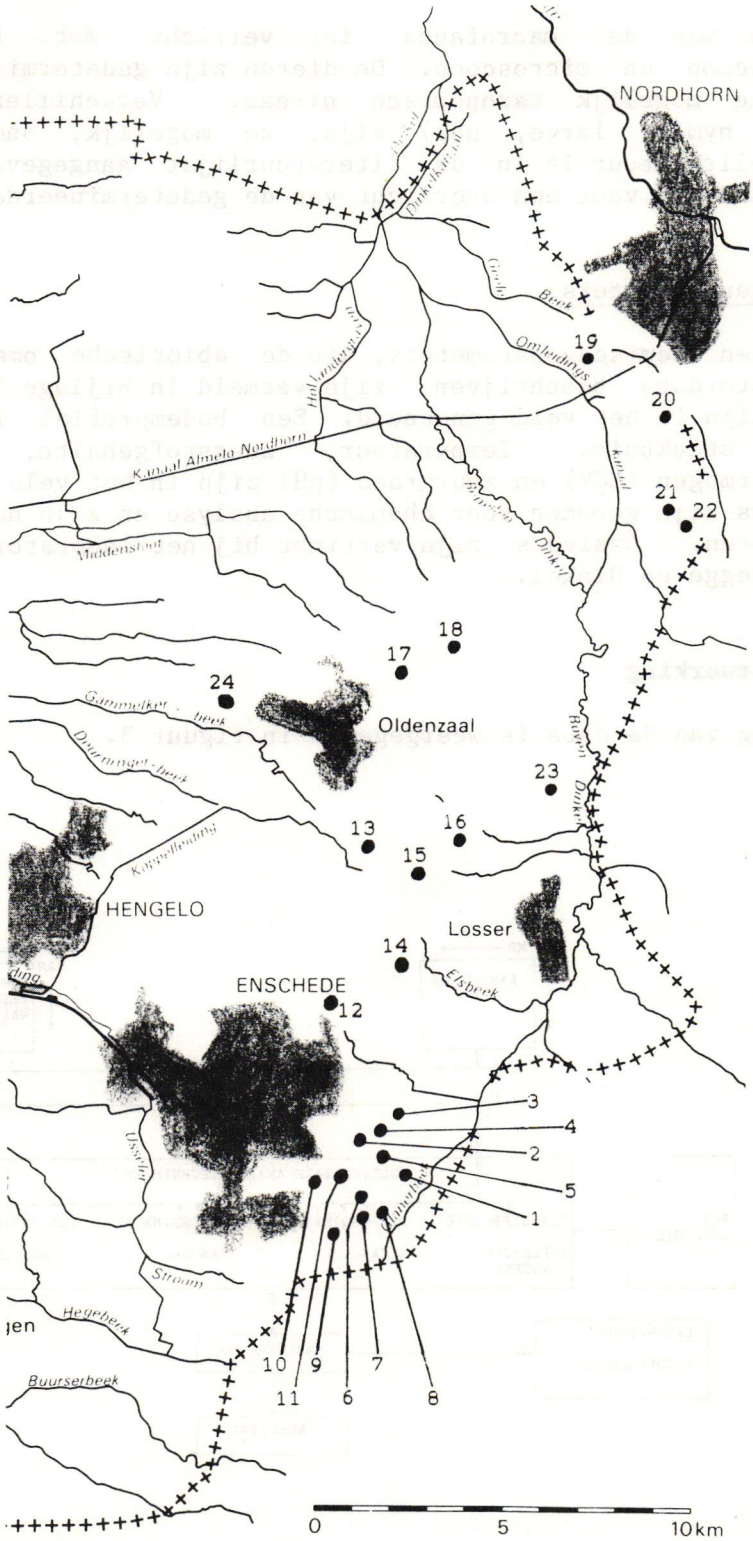
Voor de uitvoering van het EKOO-deelproject "Macrofaunagemeenschappen in poelen" zijn 24 monsterpunten geselecteerd. Figuur 2 geeft de ligging van de 24 monsterpunten weer.
Algemeen criterium bij de selectie van de monsterpunten is dat ze representatief moeten zijn voor de totale variatie binnen het watertype poelen in Overijssel. Getracht is een relatief groot aantal poelen te bemonsteren waarin het aquatisch ecosysteem een hoge graad van ontwikkeling heeft bereikt. In het algemeen zal dán de variatie binnen het ecosysteem groter zijn (Verdonschot 1983).
De monsterpuntkeuze is bepaald door een groot aantal poelen, op grond van vooronderzoek (literatuur, informatie van waterbeherende instanties, veldonderzoek) te selecteren, te bezoeken en te beoordelen op basis van EGV, O2-gehalte, macrofyten, omgevinggebruik en ervaring van de onderzoekers.
Getracht is voornamelijk permanente poelen te bemonsteren. De poelen bevatten alle op het moment van monstername water. Poel 3, 10 en 11 hebben op het monstertijdstip een diepte van 0.3 meter of minder, zodat hiervan aangenomen kan worden dat ze soms droog zullen vallen.

2.2 Bemonstering en verwerking van de monsters

De 24 monsterpunten zijn, zowel voor biotische als abiotische variabelen, éénmalig bemonsterd in de periode van 23-09-1985 tot 08-10-1985.

2.2.1 Macrofauna

De monsters zijn genomen met het standaard-macrofaunanet (frame 30 x 20 cm, maaswijdte net 0,5 mm). De aanwezige habitattypen zijn verhoudingsgewijs naar oppervlakte gemonsterd. Hiervoor zijn per poel vijf deelmonsters van 1 meter lengte genomen.
Onderscheid is gemaakt tussen vegetatie (totaal 4 m) en bodemmonsters (1 m). Bij monsterpunt 13 en 17 zijn i.v.m. de heterogeniteit van het substraat twee bodemmonsters van 1 meter lengte genomen. Voor de vergelijkbaarheid met de andere monsters zijn de abundanties van de gevonden soorten door twee gedeeld.
De bodem is bemonsterd door het net schoksgewijs door de bovenste centimeters van het substraat te bewegen. Bij de vegetatiemonsters is het net schoksgewijs door de vegetatie gehaald. Deze monstertechniek is semikwantitatief; het geeft een indruk van verspreiding en abundantie van de verschillende soorten. De monsters zijn in emmers meegenomen, bewaard in de koelkast en de volgende dagen uitgezocht. Platwormen zijn levend gedetermineerd. Watermijten zijn bewaard in Koenike-vloeistof, borstelwormen in formaline-oplossing (4 %) en de overige macrofauna in 70 % alcohol, die zonodig is ververst (van der Hammen et al. 1984).



Figuur 2 : Ligging van de monsterpunten. Coördinaten zijn vermeld in bijlage 1.

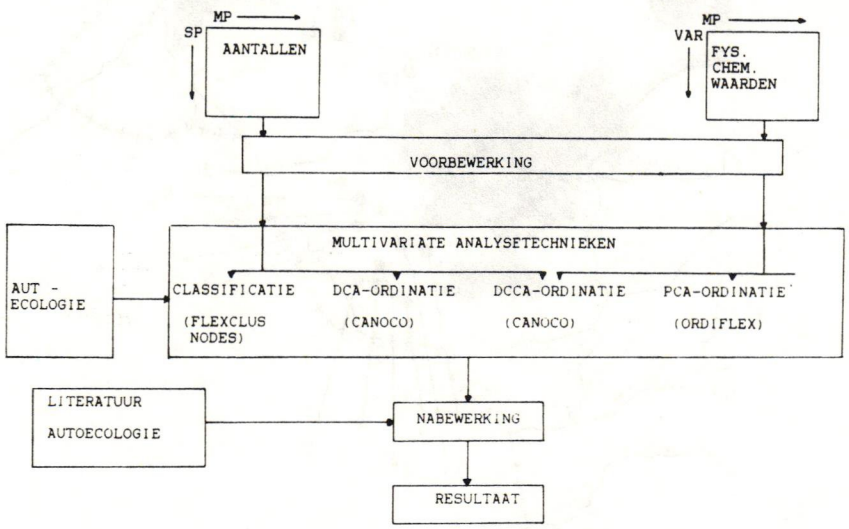
Determinatie van de macrofauna is verricht met behulp van stereomicroscoop en microscoop. De dieren zijn gedetermineerd tot op een zo laag mogelijk taxonomisch niveau. Verschillende stadia (geslacht, nymfe, larve, pop) zijn, zo mogelijk, onderscheiden. Determinatieliteratuur is in de literatuurlijst aangegeven met een ster. Zie $ 1.2.4 voor een overzicht van de gedetermineerde groepen.

2.2.2 Milieuparameters

De fysische en chemische parameters, die de abiotische omstandigheden op de monsterdata beschrijven, zijn vermeld in bijlage 3. Fysische parameters zijn in het veld genoteerd. Een bodemprofiel is gestoken met een steekbuis. Temperatuur, zuurstofgehalte, electrisch geleidingsvermogen (EGV) en zuurgraad (pH) zijn in het veld bepaald. Watermonsters zijn genomen voor chemische analyse en zijn nog dezelfde dag ingevroren. Analyses zijn verricht bij het laboratorium van het waterschap Regge en Dinkel.

2.3 Dataverwerking

De verwerking van de data is weergegeven in figuur 3.



Figuur 3 : Stroomschema voor de verwerking van gegevens (MP = monsterpunten, SP = soorten, VAR = milieuvariabelen).

2.3.1 Dataset

De abundantie van de gevonden taxa is weergegeven in een taxa-monsterpunten matrix (Bijlage 4).
De milieuvariabelen zijn ingedeeld in een kwantitatieve en een kwalitatieve groep. De laatstgenoemde groep is geschikt gemaakt voor numerieke verwerking door voor elke variabele een aantal klassen te definiëren, waarbij de aan- of afwezigheid in deze (dummy) klassen door een 1 of een 0 weergegeven wordt. Bijvoorbeeld voor kleur zijn de dummy-variabelen : geel, bruin, groen, grijszwart en kleurloos. De milieuvariabelen zijn vervolgens gerangschikt in een milieuvariabelen-monsterpunten matrix (Bijlage 3).

2.3.2 Voorbewerking

Wanneer monsters grote aantallen individuen van ëën bepaalde groep of soort bevatten, is slechts een gedeelte gedetermineerd. Afhankelijk van de groep of soort zijn honderd tot enkele honderden van die individuen gedetermineerd. Niet gedetermineerde individuen van die groep of soort zijn vervolgens evenredig over de gevonden taxa verdeeld. Verschillende levensstadia, bij determinatie onderscheiden, zijn bij de verwerking samengevoegd. Mannetjes en vrouwtjes zijn bij elkaar geteld. Poppen, exuvia, nymfen en juvenielen zijn, afhankelijk van het determinatieniveau, bij het betreffende taxon gevoegd.
De data zijn gecontroleerd en geschikt gemaakt voor computerverwerking (Anonymous 1988). De volgende bewerkingen zijn uitgevoerd;

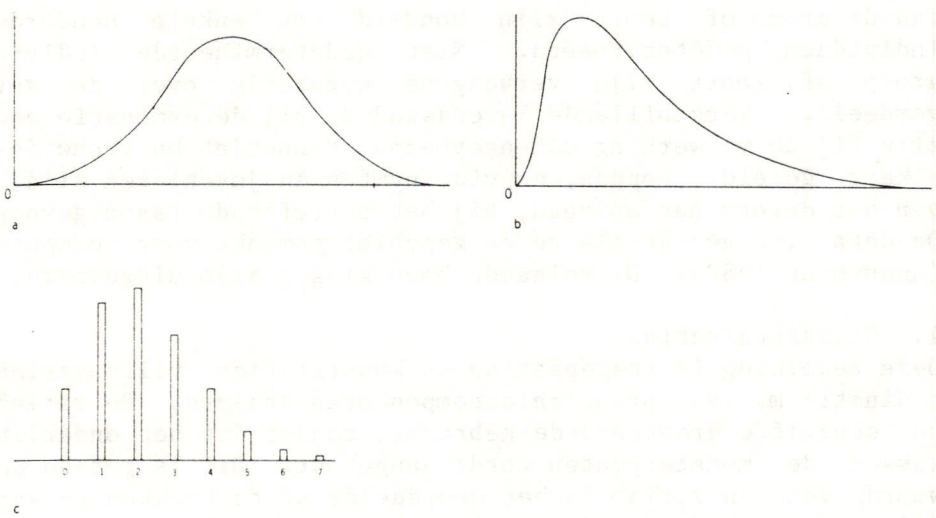
1. Standaardisatie.
Deze bewerking is toegepast op de kwantitatieve milieuvariabelen bij de ordinatie m.b.v. principale componenten analyse. De variabelen worden tot eenzelfde grootte-orde gebracht, zonder dat het onderlinge verschil tussen de monsterpunten wordt aangetast. Dit is gedaan door van elke waarde van een variabele het gemiddelde af te trekken en vervolgens te delen door de standaarddeviatie. In formule;

$$Z = \frac{X - \bar{X}}{sd}$$

waarin ; Z : gestandaardiseerde waarde
X : gemeten waarde
$\bar{X}$: gemiddelde waarde
sd : standaarddeviatie

2. Logaritmische transformatie.
Veel statistische en multivariate analyse technieken gaan uit van een verdeling van abundantie van soorten over de monsterpunten die de normale cq. de Poisson verdeling benadert. Karakteristiek voor de normale verdeling is een frequentieverdeling symmetrisch rond het gemiddelde, grafisch weergegeven is het een symmetrische optimumcurve (Figuur 4a). Voor een Poisson verdeling geldt daarnaast de voorwaarde dat de variantie gelijk is aan het gemiddelde (Figuur 4c).
Wanneer individuen van bepaalde soorten in een omgeving random verdeeld zijn zal de frequentieverdeling van individuen van deze soorten een Poisson verdeling zijn (o.a. Jongman et al. 1987). Vaak komen individuen van soorten in een clusterpatroon voor (o.a. Odum 1971, Jongman et al. 1987). De consequentie hiervan is een frequentieverdeling zoals weergegeven in figuur 4b; een lognormale verdeling. Individuen over de soorten zijn in een evenwichtig

opgebouwde levensgemeenschap vaak lognormaal verdeeld (Preston 1948, Hogeweg 1976, van der Maarel 1979).
De consequentie van het bovenstaande is dat de abundanties logaritmisch getransformeerd moeten worden, om tegemoet te komen aan de uitgangspunten van multivariate analyse.
De door Preston (1962) aangegeven transformatie van abundanties is in dit onderzoek gebruikt. Voor aquatische macrofaunagemeenschappen voldoet deze transformatie waarschijnlijk goed (Verdonschot 1987a). De abundanties worden getransformeerd in klassen met de notatieformule 2n+1, b.v.: 1 - 1; 3 - 2; 7 - 3; 15 - 4 enz. Binnen de klassen wordt lineair geinterpoleerd.
Vaak zijn de kwantitatieve milieuvariabelen binnen de dataset scheef verdeeld (o.a. Verdonschot 1987a). Door logaritmisering (10log, met uitzondering van pH) wordt een normale verdeling benaderd.



Figuur 4 : Drie verdelingen van waarden van variabelen. a; normale verdeling, b; log-normale verdeling, c; Poissonverdeling. Op de abcissa is de variabele uitgezet, op de ordina de frequentie van waarden (naar Jongman et al. 1987).

3."Downweighting of rare species".
Dit is een optie die op de soorten-monsterpunten matrix is toegepast, bij het gebruik van multivariate analyse (MVA) programma's. Met deze optie wordt de invloed van de zeldzame taxa met lage abundanties teruggebracht. Lage frequenties zijn gedefinieerd als minder dan een percentage (gewoonlijk 20 %) van de abundantie van de meest algemene taxon. Beneden die grens wordt de frequentie van een soort vermenigvuldigd met een weegfactor (tussen 0 en 1) (Hill 1979, van Tongeren 1986, ter Braak 1987). Op deze manier wordt een Poisson verdeling voor de individuen van een soort benaderd, doordat de staarten van de verdeling minder gewicht krijgen.

2.3.3 Multivariate analyse technieken

2.3.3.1 Inleiding

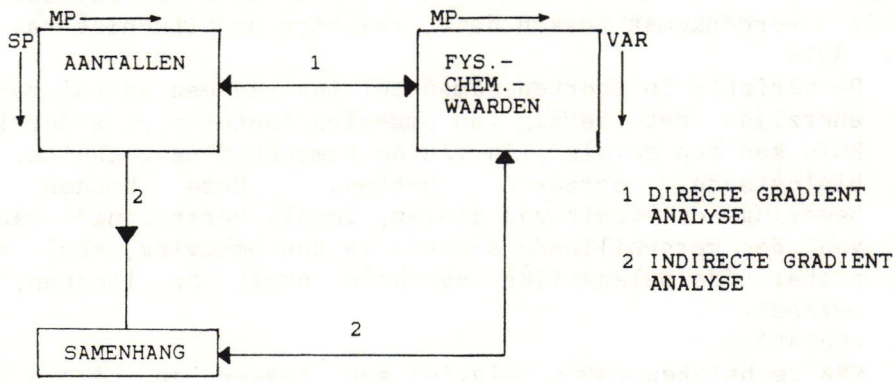
Gauch (1982) en Jongman et al. (1987) geven overzichten van het gebruik van multivariate analyse (MVA) in de ecologie.
Multivariate analyse technieken zijn geschikt om relaties te ontdekken in complexe datasets (veel variabelen en veel waarden per variabele). Door herrangschikking van de data en vereenvoudiging van de dataset worden verbanden tussen de variabelen verduidelijkt. Deze verbanden kunnen aanwijzingen geven over relaties van taxa met variabelen. Multivariate analyse technieken kunnen in dit opzicht beschouwd worden als hypothese genererend. Dit in tegenstelling tot statistische technieken, die de kans toetsen dat een bepaalde hypothese juist is.
Algemeen komen in de technieken vier aspecten van datasets naar voren; ruis, overeenkomst tussen data, relaties en uitschieters.

1. Ruis
   De variatie in soorten samenstelling van een aantal monsterpunten is enerzijds het gevolg van omgevingsfactoren en anderzijds van ruis. Ruis kan een gevolg zijn van de bemonsteringstechniek, maar kan ook biologische oorzaken hebben. Deze houden verband met bewegingsactiviteit van dieren, locale verstoringen van de verdeling van de verschillende soorten in hun omgeving, enz. MVA technieken proberen de belangrijke variatie eruit te lichten, ongeacht de oorzaak.
2. Relaties
   MVA technieken geven relaties aan tussen en binnen biotische en abiotische variabelen. Hierbij is het van belang de rol van ruis te interpreteren.
3. Overeenkomst
   Overeenkomst tussen data maakt het mogelijk ruis te scheiden van terugkerende patronen, alsmede patronen te herkennen met betrekking tot groepen monsterpunten, groepen soorten of groepen milieuvariabelen.
4. Uitschieters
   Het identificeren van monsterpunten die weinig similariteit t.o.v. andere monsterpunten bezitten is mogelijk en het weglaten van deze punten kan de analyse van de overige monsterpunten vergemakkelijken.

2.3.3.2 Indeling

MVA technieken zijn in te delen in twee groepen; directe en indirecte gradiëntanalyse.
Directe gradiëntanalyse wordt gebruikt om de verdeling van soorten langs een van te voren bekende milieugradiënt te bestuderen (Whittaker 1967 in Gauch 1982, Jongman et al. 1987). Regressie en calibratie (Jongman et al. 1987) zijn veel toegepaste directe methoden. Regressie richt zich op de responsie van een soort op één of meer milieuvariabelen. Calibratie is een methode die de waarde van milieuvariabelen vaststelt als functie van soorten samenstelling en abundanties van soorten (Jongman et al. 1987).
Bij indirecte gradiëntanalyse worden de monsterpunten beschreven in termen van de variatie in de soorten samenstelling en evt. abundanties van soorten (ofwel soorten op basis van voorkomen en abundanties in monsterpunten; bij deze bespreking van MVA zal alleen

de eerste mogelijkheid genoemd worden). Interpretatie met behulp van de milieufactoren is een onafhankelijke, volgende stap. Daarin wordt nagegaan op welke wijze de fysische en chemische variabelen gerelateerd zijn aan de monsterpunten. Overeenkomsten tussen samenhang van monsterpunten op basis van aanwezige soorten en op basis van de milieuvariabelen wordt dan gezocht. Classificatie en ordinatie zijn de belangrijke indirecte methoden.
Daarnaast zijn nog canonische ordinatie methoden te onderscheiden. Hierbij worden de monsterpunten op basis van soorten samenstelling en abundanties van soorten geordineerd, in afhankelijkheid van de milieuvariabelen. Canonische ordinatietechnieken nemen een positie in tussen directe en indirecte gradiëntanalyse.
In dit onderzoek zijn classificatie, ordinatie en canonische ordinatie gebruikt. Deze methoden worden hier nader besproken.



Figuur 5 : Schema van de samenhang tussen multivariate analyse technieken (MP=monsterpunten ; SP=soorten ; VAR=variabelen).

2.3.3.3 Classificatie

Doel van classificatie of clusteranalyse is om soorten of monsterpunten, die een zekere mate van overeenkomst bezitten, in te delen in groepen. Zowel methoden voor groepering van soorten en monsterpunten, als de definitie voor overeenkomst tussen soorten of monsterpunten onderling, zijn zeer verschillend. Naast de genoemde literatuur wordt een overzicht van clustermethoden gegeven door Williams (1971).
Een belangrijk onderscheid kan gemaakt worden tussen delingsgewijze en agglomeratieve methoden.
Delingsgewijze methoden gaan uit van 1 groep met daarin alle monsterpunten. Deze groep wordt vervolgens gedeeld in 2 kleinere groepen en delingen worden herhaald tot een bepaalde opgegeven grens is bereikt. Het achterliggende idee bij deze methode is dat grote verschillen binnen een groep de eerste indeling in subgroepen moet bepalen, de kleinere verschillen bepalen de volgende delingen. Een voorbeeld is het veel gebruikte programma TWINSPAN (Hill 1979b).
Agglomeratieve methoden gaan daarentegen uit van alle monsterpunten afzonderlijk. Op basis van overeenkomst worden monsterpunten samengenomen in groepen. Eerst worden de meest overeenkomende monsterpunten in groepen samengenomen, vervolgens worden

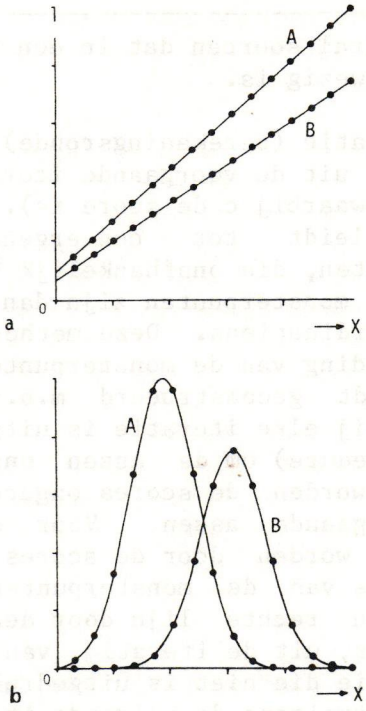
monsterpunten met minder overeenkomst bij groepen ingedeeld tot een bepaalde opgegeven grens bereikt is.
Een tweede belangrijke manier om methoden te onderscheiden is door ze in te delen in hiërarchische en non-hiërarchische methoden.
Hiëarchische methoden delen monsterpunten in groepen en geven daarbij de relaties tussen die groepen aan. Het idee erachter is dat bepaalde indelingen belangrijker zijn dan andere, deze verschillen komen tot uiting in de gevormde hiëarchische structuur.
Non-hiërarchische methoden verdelen monsterpunten in groepen zonder de relaties tussen die indelingen te definiëren.
De keuze voor een bepaalde methode hangt af van de structuur van de data, het doel van de clustering en de ideeën van de onderzoeker over het vormen van groepen soorten of monsterpunten.
Voor classificatie van monsterpunten is FLEXCLUS (van Tongeren 1986) gebruikt. FLEXCLUS is een interactief clusterprogramma. Het is intermediair tussen hiërarchische en non-hiërarchische clustering en is in eerste instantie een agglomeratief programma.
De gebruikte dataset bevat veel ruis o.a. als gevolg van het feit dat met dieren gewerkt wordt. Deze zijn meestal niet gebonden aan een bepaalde plaats en zijn daardoor moeilijk te bemonsteren. De gebruikte monstertechniek is daarnaast semi-kwantitatief en daarmee ook een oorzaak van ruis binnen de dataset (Beltman 1984). Wanneer data veel ruis bevatten is de kans groot dat delingsgewijze technieken een ecologisch niet-relevante indeling maken. De kans daarop wordt vergroot doordat met taxa van verschillend taxonomisch niveau gewerkt wordt. De gebruikte methode is in eerste instantie agglomeratief, d.w.z. dat de data vereenvoudigd worden door monsterpunten samen te nemen in groepen. Deze indeling kan in tweede instantie verder bewerkt worden. Op deze manier kan een ecologisch relevante indeling gemaakt worden. In eerste instantie is deze agglomeratieve indeling hiërarchisch van structuur. Het nadeel van deze methode is dat monsterpunten, wanneer ze veel ruis bevatten, niet altijd bij de meest overeenkomende groep ingedeeld worden. FLEXCLUS kan, in een volgende stap, de hiërarchische indeling aanpassen door relocatie van de monsterpunten (zie onder), waardoor de clustering wordt verbeterd. De indeling kan vervolgens hiërarchisch geinterpreteerd worden.
Het algoritme van FLEXCLUS kan globaal in drie stappen beschreven worden.
De eerste stap is de initïele clustering. Daarvoor wordt een (dis)similariteitsmatrix berekend, waarin afstanden tussen de monsterpunten uitgedrukt worden. De Euclidische afstand (ED) en de similariteitsratio (SR) zijn als (dis)similariteitsmaten beschikbaar. De laatste is gekozen omdat het minder nadruk legt op het kwantitatieve aspect van de data dan de ED (Jongman et al. 1987). Het clusteren geschiedt op basis van het algoritme van Sorensen (1948). Dit wil zeggen dat de clustering agglomeratief is volgens het "single-linkage" principe. Dit principe houdt in dat als afstand van een monsterpunt tot een groep van monsterpunten de afstand tot het dichtstbijzijnde monsterpunt van de groep genomen wordt. Gekozen is hier voor het beginnen van de clustering met random geselecteerde monsterpunten. Een op te geven drempelwaarde (similariteitsratio) geeft aan tot welke waarde van overeenkomst monsterpunten gefuseerd worden.
De tweede stap is een keuze uit een groot aantal mogelijkheden om de clustering te verfijnen (van Tongeren 1986). In dit onderzoek is gebruik gemaakt van automatische opeenvolgende fusies van

monsterpunten met dichtbij gelegen clustercentroïden (centroïd clustering), gevolgd door relocatie na iedere fusie (van Tongeren 1986, Jongman et al. 1987). Een clustercentroïde is gebaseerd op de gemiddelde abundantie van alle soorten in de monsterpunten van het cluster. In deze stap wordt elk monsterpunt gefuseerd met het meest overeenkomende cluster.
De derde stap bestaat uit het maken van de tabel. Rangschikking van de clusters vindt plaats met een ordinatietechniek (Reciprocal Averaging(zie § 2.3.3.4) met de clustercentroïden). Binnen een cluster worden monsterpunten en soorten gerangschikt m.b.v. polaire ordinatie. Kleine clusters (in dit onderzoek 1 monsterpunt) worden naar de rechterzijde van de tabel geschoven. Soorten worden geordend naar mate van voorkomen in een cluster. Een herrangschikking van soorten is mogelijk met behulp van het programma NODES (Verdonschot, in press), dat een waarde berekent voor een soort in een cluster (een opgegeven groep monsterpunten) aan de hand van constantie, trouw en concentratie van abundantie (Boesch 1977, Verdonschot 1984). Een optie van FLEXCLUS om gemiddelden en standaarddeviatie van de milieuvariabelen per cluster te berekenen, is gebruikt (Bijlage 5).

2.3.3.4 Ordinatie

Doel van ordinatie is het plaatsen van variabelen (monsterpunten, soorten, milieuvariabelen) in een (meerdimensionaal) assenstelsel. Dit gebeurt zodanig dat de variabelen die dicht bij elkaar geplaatst zijn meer overeenkomst vertonen dan variabelen die ver van elkaar geplaatst zijn. De taxa-monsterpunten matrix of de milieuvariabelen-monsterpunten matrix is uitgangspunt voor ordinatie.

-Inleiding
Met de taxa-monsterpunten matrix als uitgangspunt van ordinatie worden monsterpunten op basis van soorten samenstelling en eventueel abundanties van soorten in een assenstelsel geplaatst. Het is ook mogelijk soorten (op basis van abundantie in monsterpunten) dan wel soorten en monsterpunten tegelijk in een assenstelsel te plaatsen. Bij deze bespreking van ordinatiemethoden wordt uitgegaan van de eerste mogelijkheid.
De eerste as van het assenstelsel verklaart het grootste deel van de variatie, de hogere assen verklaren een steeds afnemend deel van de resterende variatie. De belangrijkste ordinatietechnieken zijn gebaseerd op wederzijds middelen (RA; "reciprocal averaging", CA; correspondentie analyse en DCA; "detrended" correspondentie analyse) en op de principale componenten analyse (PCA). Bij ordinatie kan de afstand tussen monsterpunten berekend worden op basis van soorten samenstelling en abundantie van soorten. Daarbij is het belangrijk met welk onderliggend model met die abundantie gerekend wordt, m.a.w. welk responsiemodel van soorten gebruikt wordt. Ordinatie gebaseerd op wederzijds middelen is gerelateerd aan het unimodale responsiemodel (Figuur 6b). Principale componenten analyse is gerelateerd aan het lineaire responsiemodel (Figuur 6a).



Figuur 6 : Grafische weergave van onderliggende modellen voor de responsie van twee soorten bij ordinatiemethoden. a : lineaire responsie (PCA), b : unimodale responsie (DCA, DCCA). Op de abcissa is een complexe milieugradiënt uitgezet, op de ordina de abundantie van de soorten A en B (naar Jongman et al. 1987).

-Wederzijds middelen : Correspondentie Analyse (CA)
Het algoritme van de ordinatiemethode gebaseerd op wederzijds middelen is als volgt te omschrijven. Uitgaande van de soorten-monsterpunten matrix wordt aan ieder monsterpunt een (willekeurige) score toegekend. Vervolgens wordt per soort het gewogen gemiddelde (GGS) bepaald. Voor elk monsterpunt waarin die soort voorkomt wordt de score vermenigvuldigd met de abundantie. Waarden van alle monsterpunten worden opgeteld en gedeeld door het aantal monsterpunten. In formule :

$$GGS = \frac{s.a(y)}{y} = \frac{\text{som van (abundantie x score) over de monsterpunten waarin de soort aanwezig is.}}{\text{aantal monsterpunten waarin de soort aanwezig is.}} = b$$

Dit gewogen gemiddelde van die soort wordt vervolgens gebruikt als score voor het te berekenen gewogen gemiddelde per monsterpunt (GGM). In formule :

$$GGM = \frac{b.a(x)}{x} = \frac{\text{som van de (abundantie x score) van de soorten die in een monsterpunt aanwezig zijn.}}{\text{aantal soorten dat in een monsterpunt aanwezig is.}} = c$$

Samen is dit één iteratie (berekeningsronde). De volgende iteratie begint met de scores uit de voorgaande iteratie (in dit geval wordt dus een GGS berekend waarbij c de score is). Het uitvoeren van een aantal iteraties leidt tot convergentie naar waarden voor monsterpunten en soorten, die onafhankelijk zijn van de beginscores. De waarden voor de monsterpunten zijn dan, na standaardisatie, de scores op de eerste ordinatieas. Deze methode zorgt voor een zo groot mogelijke spreiding van de monsterpunten over de ordinatieas.
De volgende as wordt geconstrueerd m.b.v. vrijwel hetzelfde iteratieproces, waarbij elke iteratie is uitgebreid met één stap (de orthogonalisatie procedure) om de assen ongecorreleerd te maken. Bij elke iteratie worden de scores ongecorreleerd gemaakt met de scores voor de voorafgaande assen. Voor de tweede as kan dat bijvoorbeeld gedaan worden door de scores na elke iteratie uit te zetten tegen de scores van de monsterpunten voor de eerste as. Vervolgens wordt een rechte lijn door deze punten getrokken. De deviatie van de scores, uit de iteratie, van die rechte lijn is een maat voor de variatie die niet is uitgedrukt op de eerste as. Met die deviatie wordt vervolgens de volgende iteratie begonnen.
Scores, waarmee begonnen wordt bij de berekening van de waarden voor de volgende as, zijn niet willekeurig, maar komen uit de voorlaatste iteratie van de berekening van de waarden voor de voorafgaande ordinatieas.

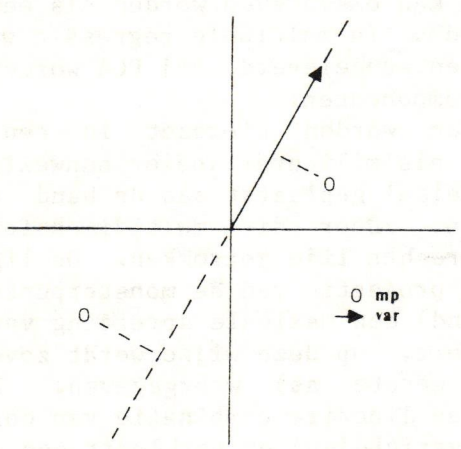
-"Detrended" Correspondentie Analyse (DCA)
DCA (Hill 1979) is een verfijning van CA. De twee nadelen van RA worden opgeheven. Een eerste nadeel komt voort uit de orthogonalisatie procedure bij RA. De assen worden daar lineair ongecorreleerd gemaakt. Er treedt echter vaak een systematisch verband (een hogere orde verband) op tussen de scores van de tweede en de eerste as ("horse-shoe" of "arch" effect). Ook tussen de volgende assen ontstaat een systematisch verband. Dit nadeel wordt in DCA opgeheven met een proces aangeduid als "detrending".
Detrending wordt in het programma DECORANA (Hill 1979) uitgevoerd door de voorafgaande as een aantal malen in segmenten op te delen en de monsterscores gemiddeld nul te maken ("detrending by segments"). In het programma CANOCO (ter Braak 1987) wordt detrending op een andere wijze uitgevoerd. Daarin wordt "detrending by polynomials" toegepast. Dit houdt in dat de assen ook voor hogere orden ongecorreleerd worden gemaakt.
Een tweede nadeel betreft het randeffect waarbij de scores van monsterpunten aan de uiteinden van de as relatief dichter bij elkaar liggen dan die in het midden. Dit kan opgeheven worden door "rescaling"; het uitrekken van de as- uiteinden.
Jongman et al. (1987) adviseren tegen het standaard gebruik van "rescaling" en voor het toepassen van "detrending by polynomials". Als reden geven zij dat op deze wijze minder informatie verloren zal gaan. In dit onderzoek is de DCA methode uit het programma CANOCO gebruikt.
Bij DCA-ordinatie wordt voor elke as een eigenwaarde (variërend tussen 0 en 1) berekend. Het is een maat voor de spreiding van de

monsterpunten over die as (beta-diversiteit) en kan tevens gezien worden als een maat voor het relatieve belang van een as in de ordinatie. Een eigenwaarde gelijk aan 1 wil zeggen dat er twee groepen monsterpunten met een volledig verschillende soorten samenstelling in de ordinatie aanwezig zijn (een disjuncte monsterset). Wanneer een eigenwaarde dicht bij nul ligt is er veel overeenkomst in de soorten samenstelling van de monsterpunten.
Per as wordt ook de gradiëntlengte berekend. Het is een maat voor de soorten wisseling ("species-turnover") over een as. Wanneer monsterpunten meer dan 4 eenheden uit elkaar liggen, hebben ze vrijwel geen soorten gemeen. Bij DCA zijn daarvoor de soort-responsie curven gestandaardiseerd. De species-turnover per as kan daardoor worden vergeleken.

-Principale Componenten Analyse (PCA)
Principale componenten analyse is een methode, die in één analyse zowel soorten als monsterpunten kan ordineren. Zoals eerder genoemd, gaat PCA uit van een lineair responsiemodel. Waarden van een variabele nemen lineair toe of af (Figuur 6a). Een dergelijk verband is m.b.t. de abundantie van soorten in dit onderzoek niet te verwachten. De gemonsterde poelen behoren representatief te zijn voor de aanwezige poelen in Overijssel. Dit heeft tot gevolg dat vele milieugradiënten in de monsterpunten aanwezig zijn. Soorten zijn dan aan die gradiënten gerelateerd via het Gaussische responsiemodel (Figuur 1, Figuur 6b).
Milieuvariabelen zijn wel via het lineaire responsiemodel aan de monsterpunten gerelateerd. De verdeling is scheef (zie $ 2.3.2), na logaritmische transformatie voldoet de verdeling aan het model. PCA kan als gevolg daarvan gebruikt worden om de milieuvariabelen te ordineren.
De PCA-techniek kan omschreven worden als een uitgebreide multipele regressie methode. In multipele regressie worden de onafhankelijke, verklarende assen aangeleverd, bij PCA worden assen geconstrueerd; de principale componenten.
De monsterpunten worden uitgezet in een assenstelsel, waarbij evenveel assen als milieuvariabelen aanwezig zijn. Elk monsterpunt wordt in dat stelsel geplaatst aan de hand van de waarde van de milieuvariabelen. Door dit multidimensionaal assenstelsel wordt vervolgens een rechte lijn getrokken. De ligging van de lijn is zodanig dat de projectie van de monsterpunten op die lijn (kleinste kwadraten afstand) een maximale spreiding van de monsterpunten op die lijn oplevert. Op deze wijze wordt zoveel mogelijk variatie op die lijn (de eerste as) weergegeven. Deze eerste principale component is een lineaire combinatie van oorspronkelijke parameters (hier de milieuvariabelen) en verklaart een groot gedeelte van de variatie in de milieuvariabelen. De tweede en volgende principale componenten staan loodrecht op de vorige en zijn daarmee ongecorreleerd gemaakt. Het gedeelte van de resterende variatie dat verklaard wordt neemt per as af.
Voor de principale componenten analyse van de milieuvariabelen is het programma ORDIFLEX (Gauch 1977) gebruikt. Het is een flexibel programma voor 4 ordinatietechnieken.

2.3.3.5 Canonische Ordinatie

Deze ordinatiemethode combineert ordinatie met regressie technieken. In dit onderzoek is gebruik gemaakt van de canonische vorm van de DCA ordinatie techniek, namelijk DCCA ("detrended" canonische correspondentie analyse). Het programma CANOCO (ter Braak 1987) is gebruikt.
Net als bij de ordinatietechnieken gebaseerd op wederzijds middelen (RA, CA, DCA) ligt ook aan DCCA het unimodale responsiemodel ten grondslag.
DCCA is te zien als uitbreiding op DCA doordat vanaf het begin van de ordinatie procedure de milieuvariabelen meegenomen worden. De assen worden geconstrueerd op basis van de abundanties van de aanwezige soorten, net als bij CA en DCA, maar nu ook in het licht van de op elk monsterpunt gemeten milieuvariabelen. Bij het berekenen van de scores per as wordt daartoe de iteratie uitgebreid met één extra stap; telkens vindt een multipele regressie plaats van de scores op een bepaalde, gewogen lineaire combinatie van milieuvariabelen. Die combinatie van milieuvariabelen wordt zodanig gekozen dat de spreiding van de monsterpunten maximaal is. Ook het ordinatiediagram, gemaakt m.b.v. DCCA is te zien als een uitbreiding van het DCA ordinatiediagram. De assen bij een DCCA diagram bestaan uit een gewogen combinatie van milieuvariabelen. De pijlen in het diagram wijzen in de richting waarin de afzonderlijke, gewogen milieuvariabelen het meeste in waarde toenemen. Ze geven maat en richting aan een milieugradiënt in het monsterpuntendiagram. De relatie van een monsterpunt met die variabele is te bepalen door het monsterpunt loodrecht te projecteren op het verlengde van de pijl (Figuur 7).



Figuur 7 : Projectie van een monsterpunt (mp) op een milieuvariabele (var) (naar Ketelaars 1986).

Het belang van de milieuvariabelen in de analyse wordt geinterpreteerd m.b.v. eigenwaarde, gradiëntlengte, percentage verklaarde variantie, en de correlaties van variabelen onderling en met de assen.
Eigenwaarde en gradiëntlengte hebben in principe dezelfde betekenis als bij DCA (2.3.3.4).

Het percentage verklaarde variantie geeft aan hoeveel van de totale variantie in de soorten samenstelling en abundantie van soorten door die as (gewogen combinatie van milieuvariabelen) verklaard wordt. Het is sterk gerelateerd aan de eigenwaarde.
CANOCO geeft een correlatiematrix voor milieuvariabelen en assen. Bij een hoge correlatie tussen milieuvariabelen onderling dient voorzichtigheid bij de interpretatie betracht te worden, omdat de mogelijkheid dat deze milieuvariabelen te maken hebben met dezelfde oorzaak groot is. Deze onderliggende milieuvariabele is dan tweemaal vertegenwoordigd in de combinatie van milieuvariabelen. De correlatie tussen milieuvariabelen en assen is een maat voor het relatieve belang van die milieuvariabele in de ordinatie.
CANOCO kent m.b.t. de milieuvariabelen een aantal beperkingen. Het aantal milieuvariabelen in de analyse mag niet groter zijn dan het aantal monsterpunten minus het aantal ordinatieassen daar anders de kans groot is dat elk monsterpunt een unieke verklarende variabele heeft.
Daarnaast moet van het totaal aantal klassen (dummy variabelen) voor een nominale milieuvariabele één buiten de analyse gehouden worden. Anders bestaat er één set van dummy deelvariabelen die de totale variantie voor die milieuvariabele kan verklaren.

2.4 Autoecologie

Uit de literatuur zijn autoecologische gegevens van de taxa verzameld. Deze gegevens zijn gebruikt bij de interpretatie van de resultaten.

3 RESULTATEN

In eerste instantie zijn de gegevens van de vegetatie en bodemmonsters afzonderlijk bewerkt. De indeling van monsterpunten in groepen is niet essentieel verschillend van de indeling van de samengevoegde monsters. Gekozen is om de samengevoegde vegetatie en bodemmonsters verder te bewerken.

3.1 Classificatie

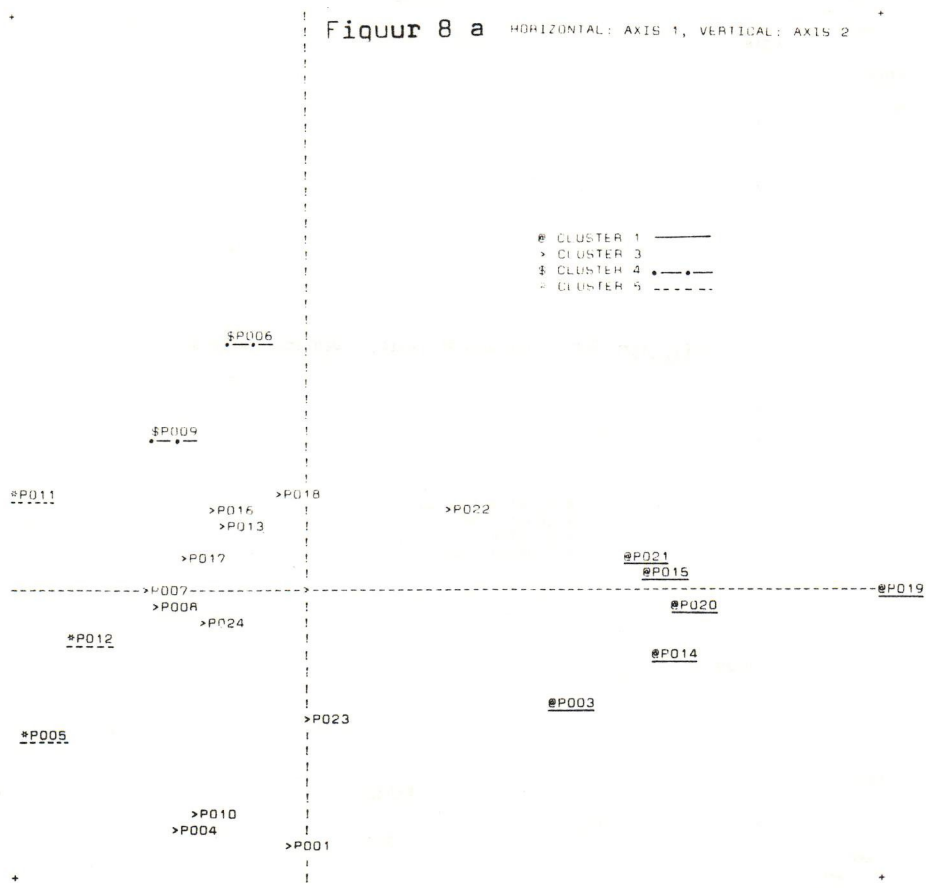
De met behulp van FLEXCLUS en NODES gemaakte tabel is weergegeven in bijlage 4. Bij FLEXCLUS is als drempelwaarde bij de initiele clustering 0.15 genomen. Na automatische fusie en relocatie ($ 2.3.3.1) is een indeling ontstaan in 5 groepen van monsterpunten. Monsterpunt 2 is op basis van het lage soortenaantal en ontbreken van overeenkomst met de clusters opgevat als uitschieter.
De indeling is vervolgens geinterpreteerd met behulp van de ordinatiediagrammen ($ 3.2 en $3.3) en autoecologische gegevens (Bijlage 2). Twee hoofdgroepen zijn onderscheiden; cluster 1 versus cluster 2, bestaande uit de overige subclusters. Binnen dit cluster zijn de subclusters 3, 4 en 5 onderscheiden. Cluster 1 en subcluster 3 zijn ieder opgedeeld. Cluster 1A bestaat uit de monsterpunten 14, 19 en 20, 1B uit de mmonsterpunten 3, 15 en 21. Subcluster 3A bevat de monsterpunten 1, 4, 10 en 23, subcluster 3B de overige monsterpunten van subcluster 3. Met behulp van het programma NODES en autoecologische gegevens (Bijlage 2) zijn taxa gegroepeerd. Groepering van monsterpunten en taxa heeft geleid tot een blokstructuur. Deze indeling is ingetekend in de tabel (Bijlage 4). Gemiddelde waarden van milieuvariabelen per cluster staan vermeld in bijlage 5.

3.2 Ordinatie

3.2.1 Taxa

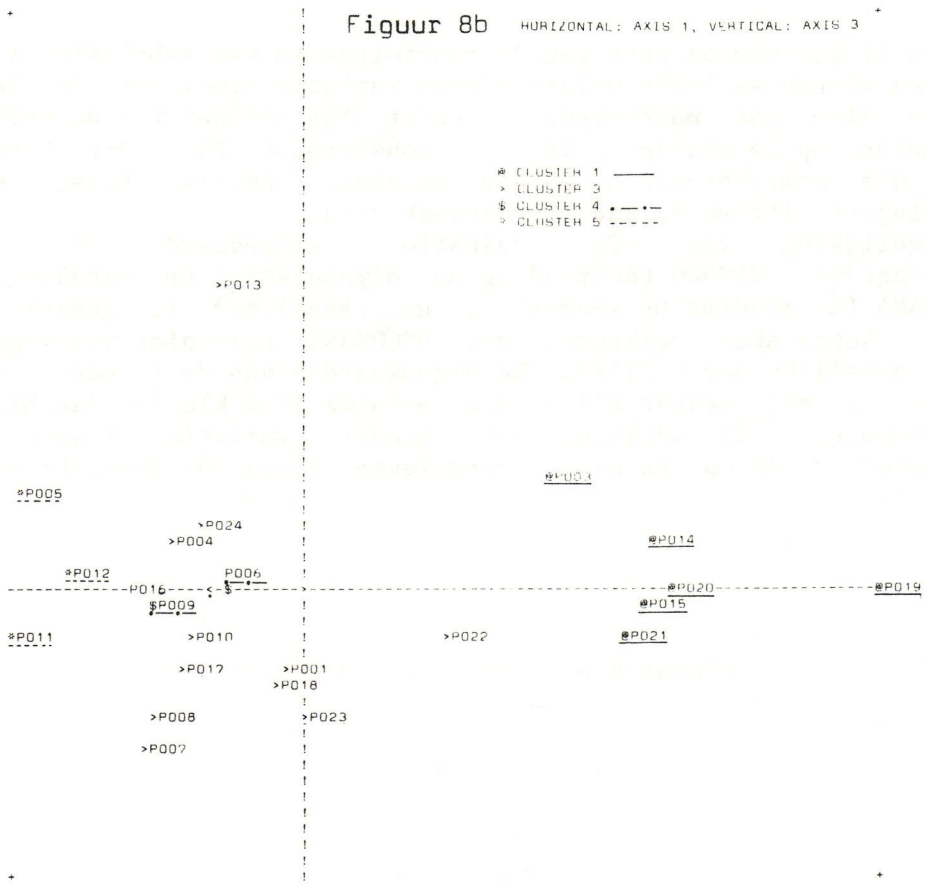
Met behulp van het programma CANOCO is ordinatie volgens de DCA-methode verricht (detrending by polynomials). Resultaten zijn weergegeven in figuur 8 en bijlage 6.
De clusters, zoals besproken in $ 3.1 en $ 4.1, zijn in de diagrammen aangegeven. De eerste as heeft een eigenwaarde van 0.47 (Bijlage 6). Dit is, vergeleken met de volgende assen, hoog. Dit betekent dat veel van de variatie in de soorten samenstelling en abundantie van soorten door de eerste as weergegeven wordt. De gradiëntlengte van 3.7 betekent een bijna volledige "species-turnover" over de eerste as.
De scheiding tussen cluster 1 en cluster 2 is op de eerste as terug te vinden. De monsterpunten van cluster 1 liggen alle aan de rechterkant van het ordinatiediagram, die van cluster 2 aan de linkerkant. Monsterpunt 22, dat deel uitmaakt van cluster 2, blijkt kenmerken te hebben van beide clusters, het is een intermediair punt.
Binnen cluster 2 liggen de monsterpunten van subcluster 5 geheel links op de eerste as, gescheiden van de monsterpunten van subcluster 3 en 4. Scheiding tussen deze subclusters is te zien op de tweede as. De monsterpunten van subcluster 4 liggen bovenaan. Onderaan de tweede as is te zien dat de monsterpunten 1, 4, 10 en 23 (subcluster 3A)

gescheiden liggen van de rest van de monsterpunten van subcluster 3. De derde en vierde as laten weinig nieuwe variatie zien. Op de derde as is te zien dat monsterpunt 13 wordt afgescheiden van de overige monsterpunten, op de vierde as is dat monsterpunt 23. Dit betreft variatie die waarschijnlijk weinig betekenis heeft. Ruis, a.g.v. bemonstering of uitzoeken, kan een oorzaak zijn.
Een vergelijking van DCA ordinaties uitgevoerd met het computerprogramma CANOCO (detrending by polynomials ; no rescaling) en met DECORANA (detrending by segments ; no rescaling) is gemaakt ($ 2.3.3.4). Resultaten verkregen met DECORANA zijn niet weergegeven omdat ze nauwelijks verschillen. De eigenwaarden van de tweede, derde en vierde as zijn echter bij de deze methode iets kleiner dan bij de eerste methode. Dit betekent dat minder variatie tussen de monsterpunten wordt op die assen weergegeven, zoals ook verwacht wordt ($ 2.3.3.4).

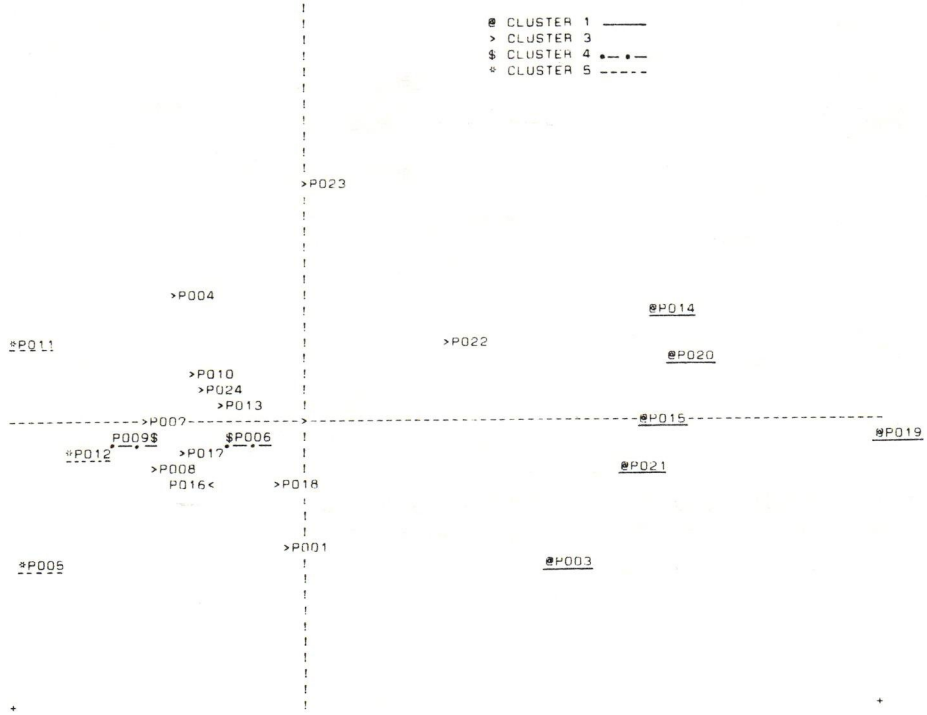


Figuur 8 : DCA ordinatie van de monsterpunten (CANOCO).
a : as I en as 2, b : as 1 en as 3,
c : as 1 en as 4.

Figuur 8b HORIZONTAL: AXIS 1, VERTICAL: AXIS 3



Figuur 8c HORIZONTAL: AXIS 1, VERTICAL: AXIS 4



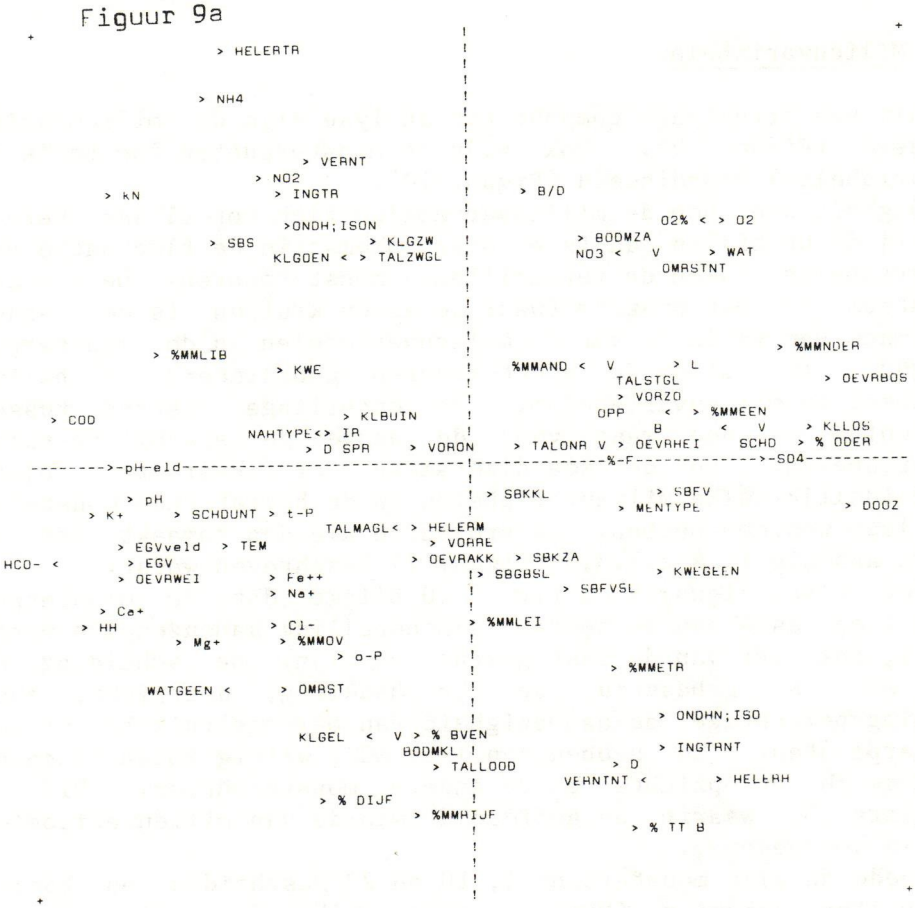
3.2.2 Milieuvariabelen

Met behulp van principale componenten analyse zijn de milieuvariabelen geordineerd (Figuur 9). Ook zijn de monsterpunten (op basis van de milieuvariabelen) geordineerd (Figuur 10).
Figuur 9 geeft weer hoe de milieuvariabelen zich tot elkaar verhouden. Liggen zij dicht bijeen dan is er overeenkomst in de fluctuatie van die milieuvariabelen tussen de verschillende monsterpunten. De afstand tot het centrum van het diagram (waar de assen kruisen) is een aanduiding voor de mate van variatie van de milieuvariabelen in de monsterpunten. In figuur 10 zijn de monsterpunten geordineerd op basis van overeenkomst in milieuvariabelen. De onderlinge afstand tussen de monsterpunten is een maat voor de aanwezige verschillen tussen de milieuvariabelen. Door de twee diagrammen over elkaar te projecteren wordt duidelijk welke milieuvariabelen in de betreffende monsterpunten hoge of lage waarden hebben. De projectie die dan gemaakt kan worden is gelijk aan die in $ 2.3.3.5 (Figuur 7) beschreven wordt.
Bij projectie van figuur 9 op figuur 10 blijkt dat de monsterpunten, die in 3.1 op basis van de soorten samenstelling samengenomen worden in cluster 1, ook hier van de rest gescheiden zijn. De scheiding op de eerste as is gebaseerd op beschaduwing, doorzicht, zuurstof verzadigingspercentage, de aanwezigheid van oevergebruik bos of hei en onderwaterplanten. Ze hebben een laag EGV, weinig ionen in oplossing en een lage pH ten opzichte van de andere monsterpunten. Dit blijkt uit bijlage 5, waarin de gemiddelde waarde van milieuvariabelen per cluster is weergegeven.
Op de tweede as zijn monsterpunt 1, 10 en 23 gescheiden op basis van hoge gehalten ammonium (NH4), totaal stikstof (t-N) en een laag orthofosfaatgehalte (o-P). Daarnaast hebben ze een geringe diepte (D) en er is weinig drijvende (% DRIJF) of bovenwatervegetatie (%BOVEN). Monsterpunt 5, 6 en 9 zijn tegengesteld hieraan (Figuur 9 en 10, Bijlage 3).
De derde en vierde as leveren met name informatie over monsterpunten die eruit springen. Dit kan het gevolg zijn van ruis ($ 3.2.1), maar ook van unieke waarden voor variabelen. Het belang van die variabelen is in het algemeen niet groot. Zo springt monsterpunt 1 er op de vierde as uit, waarschijnlijk omdat monsterpunt 1 het enige monsterpunt in ordinatie is waarbij kwel en niet-geisoleerd zijn geconstateerd is. Bij interpretatie dient rekening gehouden te worden met dit feit. Bijlage 3 geeft hiervoor extra informatie. Deze laagfrequente variabelen worden bij de canonische ordinatie als gevolg van hun geringe belang niet meegenomen.

Figuur 9 : PCA ordinatie van de milieuvariabelen (ORDIFLEX).
a : as 1 en as 2, b : as 1 en as 3,
c : as 1 en as 4. Zie bijlage 1 voor de verklaring van de afkortingen.

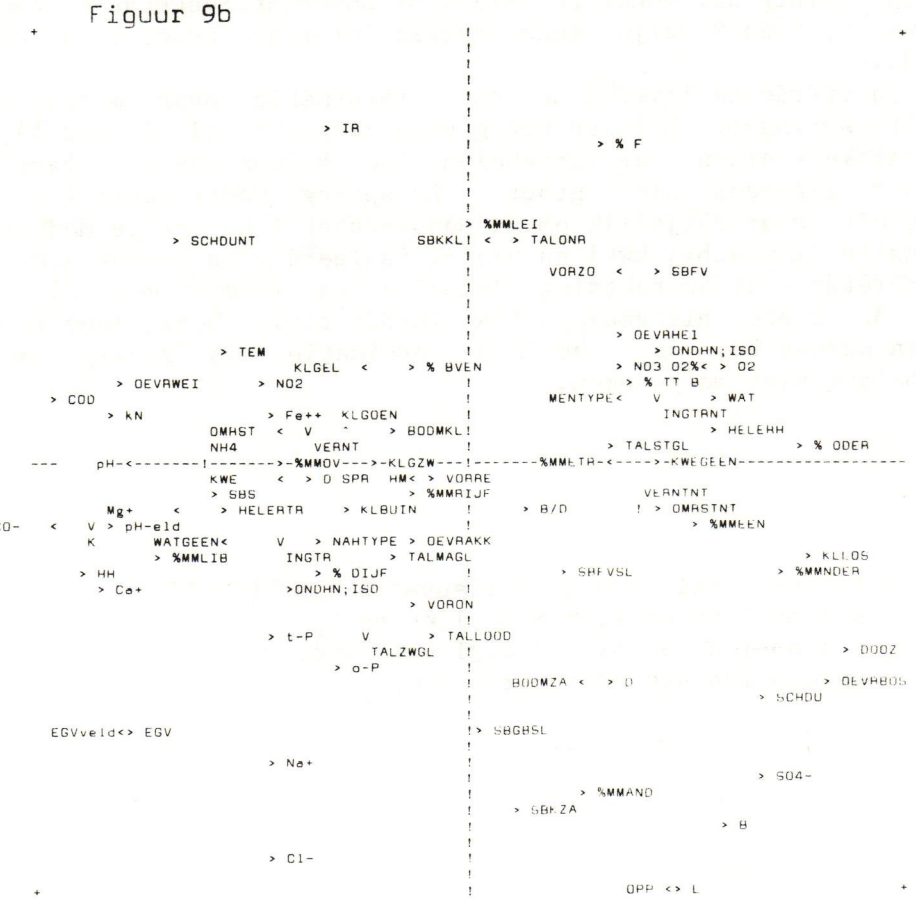
HORIZONTAL: AXIS 1, VERTICAL: AXIS 2

Figuur 9a



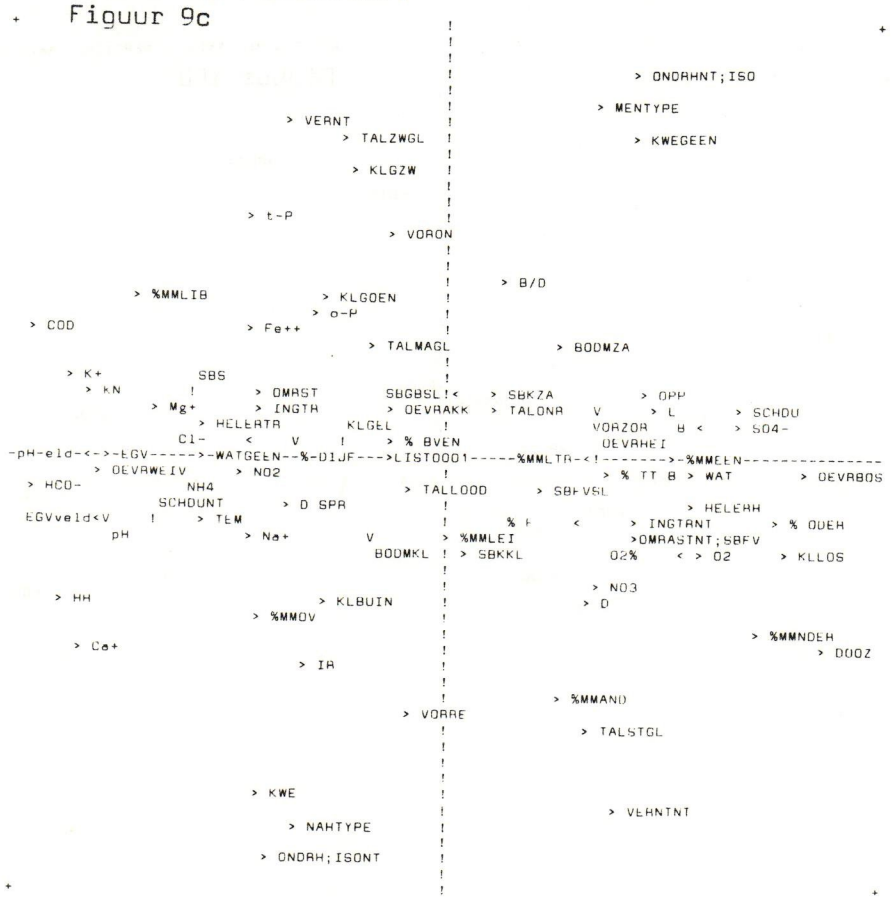
HORIZONTAL: AXIS 1, VERTICAL: AXIS 3

Figuur 9b



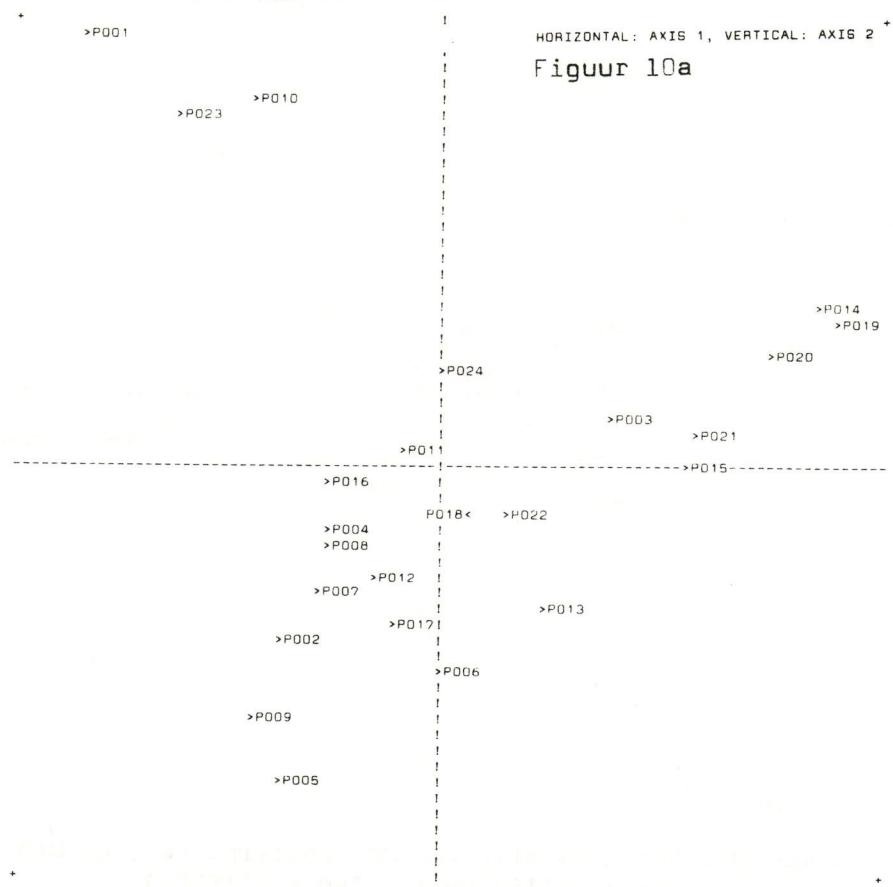
HORIZONTAL: AXIS 1, VERTICAL: AXIS 4

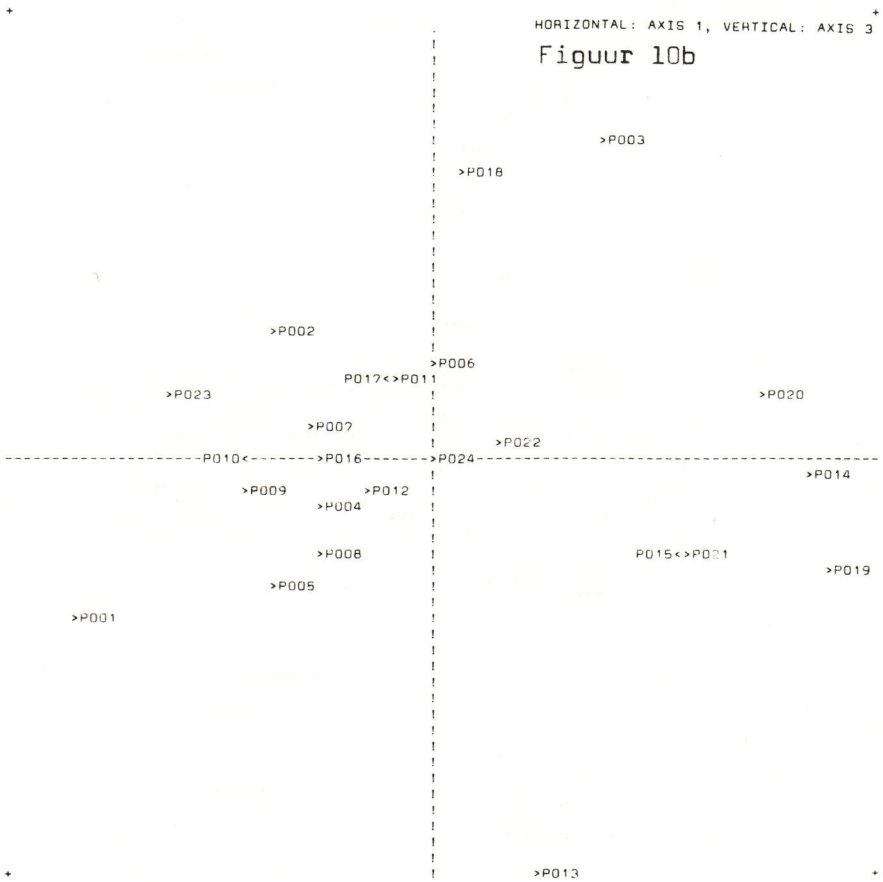
Figuur 9c



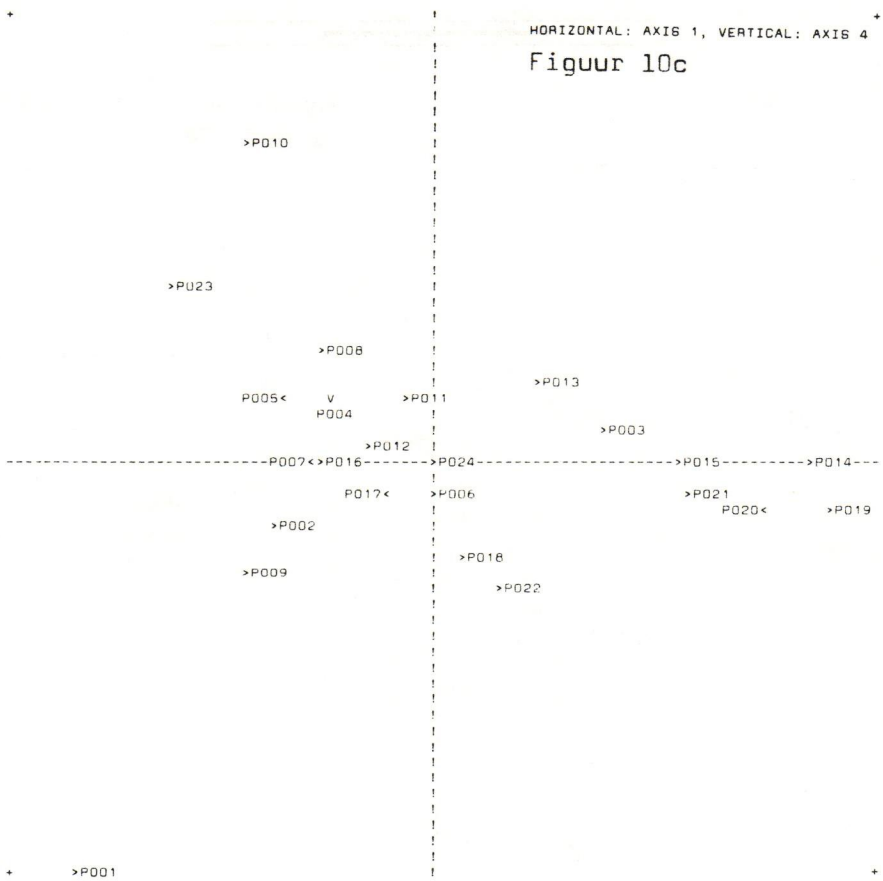
HORIZONTAL: AXIS 1, VERTICAL: AXIS 2

Figuur 10a





Figuur 10b



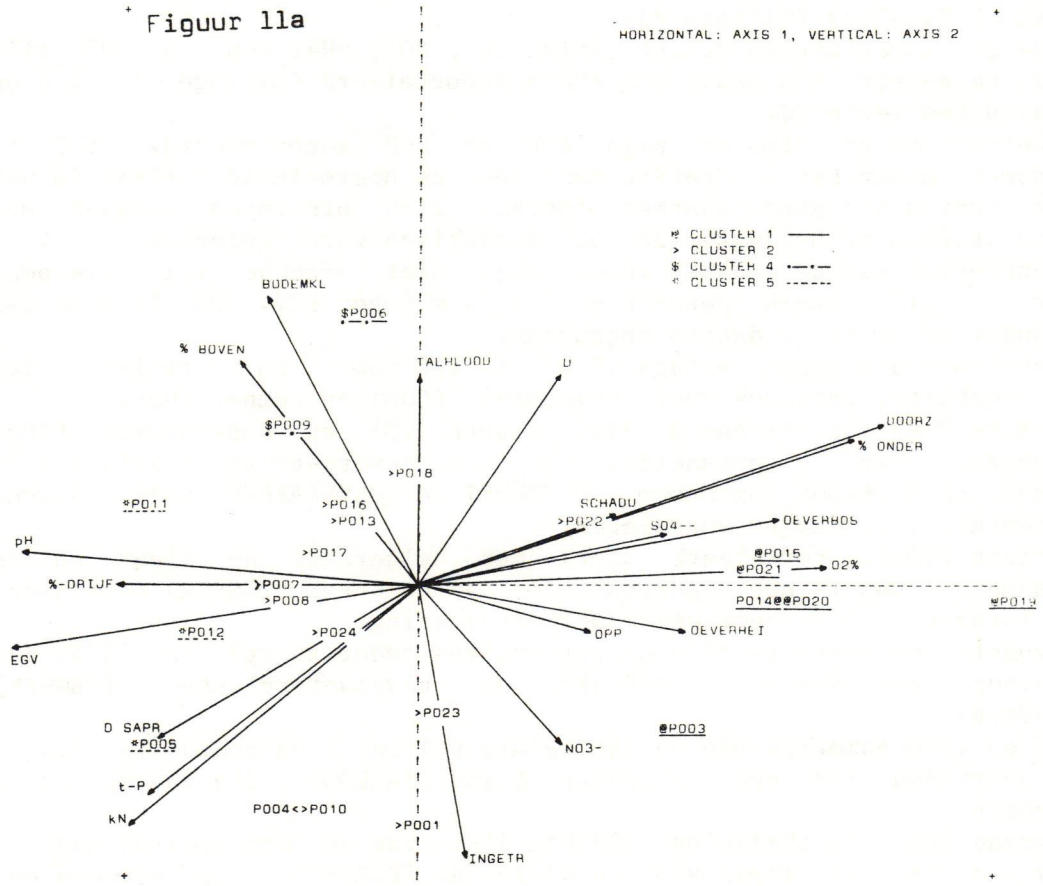
Figuur 10c

Figuur 10 : PCA ordinatie van de monsterpunten, op basis van de milieuvariabelen (ORDIFLEX).
a : asl 1 en as 2, b : as 1 en as 3,
c : as 1 en as 4.

3.3 Canonische Ordinatie

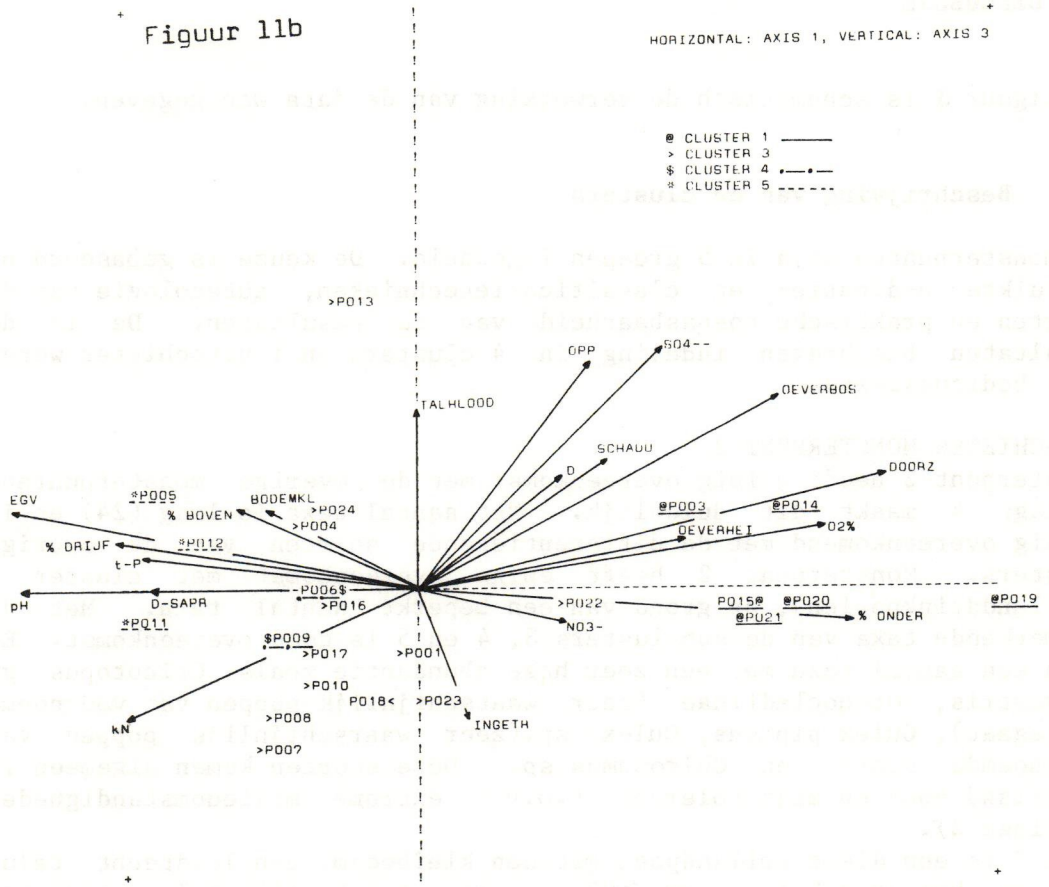
Monsterpunten zijn geordineerd op basis van voorkomen en abundantie van soorten, in het licht van de milieuvariabelen, met de DCCA-methode (Figuur 11). Het programma CANOCO (ter Braak 1987) is gebruikt. In figuur 11 zijn geselecteerde milieuvariabelen weergegeven (pH, EGV, O2%, k-N, NO3-, t-P, SO4--, OPP, D, DOORZ, D SAPR, % DRIJF, %ONDER, % BOVEN, INGETR, BODEMKLEI, TALHLOOD, SCHADU, OEVERBOS en OEVERHEI ; zie voor de betekenis van de gebruikte afkortingen bijlage 3). Eigenwaarde, percentage verklaarde variantie per as en correlaties van milieuvariabelen en assen zijn weergegeven in Bijlage 7.
Selectie van de milieuvariabelen is gemaakt met behulp van de PCA-ordinatie van milieuvariabelen (Figuur 9 en 10) en door de milieuvariabelen-monsterpunten matrix op te delen in 5 matrixen met ca. 18 milieuvariabelen en deze vervolgens met de DCCA-methode te ordineren. In eerste instantie zijn variabelen geselecteerd die met een hoge frequentie voorkomen en die een hoge correlatie met de assen hebben ($ 2.3.3.5) (Bijlage 7).
Van de milieuvariabelen m.b.t. stikstof ; NO2, NH4, k-N en NO3 zijn vooral de eerste drie onderling sterk gecorreleerd (Bijlage 7). k-N en NO3 zijn geselecteerd.
Met betrekking tot fosfor zijn t-P en o-P gecorreleerd. t-P is opgenomen omdat het een betere maat voor de hoeveelheid fosfaat in het water, gezien het gemak waarmee fosfaat zich bindingen aangaat met andere stoffen in het water dan wel biologisch wordt geincorporeerd.
Concentraties van de meeste ionen zijn niet afzonderlijk opgenomen omdat ze alle sterk gecorreleerd zijn met het EGV. SO4 is hier een uitzondering op en is daarom opgenomen.
Zuurstofverzadigingspercentage (% O2) is opgenomen en correleert met het O2-gehalte, chemisch zuurstofverbruik (COD) en temperatuur.
Met betrekking tot dimensie zijn diepte (D) en oppervlakte (OPP) opgenomen. Van de parameters die het oevergebruik aanduiden zijn OEVERHEI en OEVERBOS opgenomen. OEVERWEI en OEVERAKKER zijn daarmee complementair en daarom weggelaten.
Doorzicht (DOORZ) correleert sterk met helderheid en kleur en is opgenomen. Ook is het ingetrapt zijn van de oever (INGETR) opgenomen, deze parameter correleert sterk met omrastering.
Als vegetatieparameters zijn de percentages onderwaterplanten (%ONDER), drijvende waterplanten (%DRIJF) en bovenwaterplanten (%BOVEN) opgenomen.
Talud en vormkenmerken bleken van weinig belang in de ordinatie, m.u.v. het voorkomen van een loodrecht talud (TALLOOD), die daarom ook is opgenomen.
Zuurgraad (pH), beschaduwing (SCHAD), dikte van de sapropeliumlaag (D SAPR) en het voorkomen van een kleibodem (KLEIBOD) zijn factoren met een hoge correlatie met de assen en zijn eveneens opgenomen.
In het ordinatiediagram zijn op de eerste twee assen, die samen 27.5 % van de variatie in soorten samenstelling en abundantie van soorten verklaren, de clusters te onderscheiden (Figuur 11). De clusters 1 en 2 zijn gescheiden op de eerste as. Corresponderende milieuvariabelen zijn m.b.v. pijlen aangegeven. Te zien is dat cluster 1 t.o.v. cluster 2 een groot doorzicht, veel onderwatervegetatie, oevergebruik bos of hei, een hoog zuurstofverzadigingspercentage, veel beschaduwing, een hoog sulfaatgehalte en een groot oppervlak heeft. De pH, het EGV en het percentage drijvende vegetatie is lager.
Ook op de eerste as is de scheiding binnen cluster 2, tussen subcluster 5 en de rest van de monsterpunten te zien. Subcluster 5 ligt geheel

links en heeft naast een hoge pH en EGV een dikke sapropeliumlaag en en hoog t-P gehalte. In figuur 11 wijzen de pijlen van deze laatste 2 variabelen ook in de richting van subcluster 3A. Op de tweede as ligt subcluster 4 bovenaan, corresponderende variabelen zijn diepte, kleibodem en en een vrijwel loodrecht talud. Om het zwaartepunt van het ordinatiediagram liggen de monsterpunten van subcluster 3B, onderaan de tweede as is subcluster 3A afgescheiden. De diepte is gering, er is weinig bovenwater vegetatie, de punten hebben een ingetrapte oever en hoge gehalten t-P en k-N. Analoog aan de DCA-ordinatie (Figuur 8) wordt op de derde as monsterpunt 13 en op de vierde as monsterpunt 23 afgescheiden. Er zijn geen corresponderende variabelen die naar deze monsterpunten wijzen (zie $ 2.3.1).

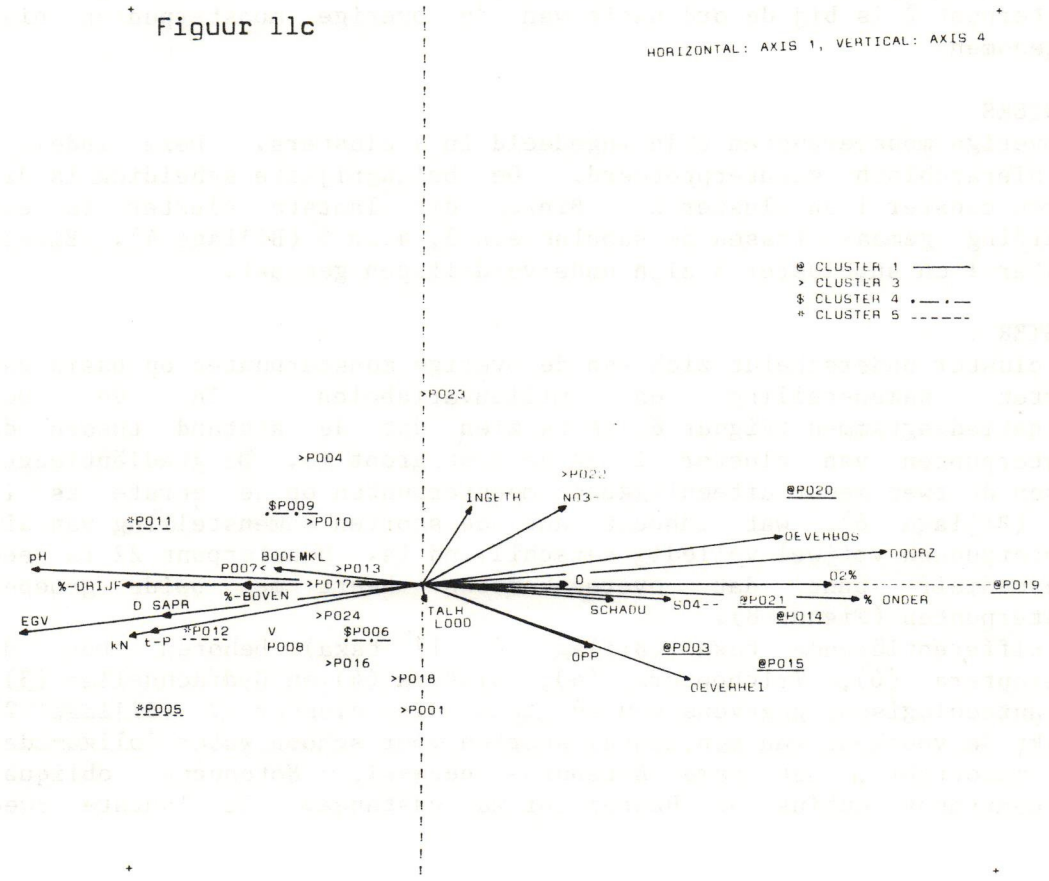


Figuur 11 : DCCA ordinatie van de monsterpunten (CANOCO)
a : as 1 en as 2, b : as 1 en as 3,
c : as 1 en as 4.

Figuur 11b



Figuur 11c



4 DISCUSSIE

In figuur 3 is schematisch de verwerking van de data weergegeven.

4.1 Beschrijving van de clusters

De monsterpunten zijn in 5 groepen ingedeeld. De keuze is gebaseerd op gebruikte ordinatie- en classificatietechnieken, autecologie van de soorten en praktische toepasbaarheid van de resultaten. De in de resultaten beschreven indeling in 4 clusters en 1 uitschieter wordt hier bedicussieerd.

UITSCHIETER MONSTERPUNT 2
Monsterpunt 2 heeft weinig overeenkomst met de overige monsterpunten. Bijlage 4 maakt dit duidelijk. Het aantal taxa is laag (24) en is weinig overeenkomend met de differentiërende soorten van de overige clusters. Monsterpunt 2 heeft enige overeenkomst met cluster 2 (weilanddrinkpoelen), op grond van een beperkt aantal taxa. Met de kenmerkende taxa van de subclusters 3, 4 en 5 is geen overeenkomst. Er zijn een aantal taxa met een zeer hoge abundantie zoals Cricotopus gr sylvestris, Orthocladiinae (zeer waarschijnlijk poppen van voornoemd aggregaat), Culex pipiens, Culex sp.(zeer waarschijnlijk poppen van voornoemde soort) en Chironomus sp.. Deze soorten komen algemeen in Nederland voor en zijn tolerant t.o.v. extreme milieuomstandigheden (Bijlage 2).
Poel 2 is een diepe weilandpoel met een kleibodem, een loodrecht talud en een kroosbedekking van 100 %. Het water heeft een laag zuurstof verzadigingspercentage en een hoog stikstofgehalte (Bijlage 1). Dit zijn ongunstige milieuomstandigheden voor macrofaunaontwikkeling.
Monsterpunt 2 is bij de ordinatie van de overige monsterpunten niet meegenomen.

CLUSTERS
De overige monsterpunten zijn ingedeeld in 4 clusters. Deze indeling is hiërarchisch geinterpreteerd. De belangrijkste scheiding is die tussen cluster 1 en cluster 2. Binnen dit laatste cluster is een scheiding gemaakt tussen de subclusters 3, 4 en 5 (Bijlage 4). Binnen cluster 1 en subcluster 3 zijn onderverdelingen gemaakt.

CLUSTER 1
Dit cluster onderscheidt zich van de overige monsterpunten op basis van soorten samenstelling en milieuvariabelen. In de DCA ordinatiediagrammen (Figuur 8) is te zien dat de afstand tussen de monsterpunten van cluster 1 en de rest groot is. De gradiëntlengte tussen de twee meest uiteenliggende monsterpunten op de eerste as is 3.7 (Bijlage 6), wat inhoudt dat de soorten samenstelling van die monsterpunten vrijwel volledig verschillend is. Monsterpunt 22 is een intermediair punt dat overeenkomsten heeft met beide groepen monsterpunten (Figuur 8).
De differentiërende taxa (Bijlage 4; 17 taxa) behoren tot de Heteroptera (6), Trichoptera (4), Diptera (4) en Hydrachnellae (3). Uit autecologische gegevens van 14 taxa uit cluster 3 (Bijlage 2) blijkt de voorkeur van een aantal soorten voor schoon water (oligo- dan wel mesotroof), met name Arrenurus neumani, Notonecta obliqua, Holocentropus dubius en Hesperocorixa castanea. De laatste twee

soorten hebben tevens een voorkeur voor zuur water. In het algemeen geldt dat de taxa uit cluster 1 voorkomen in water met weinig nutriënten en veel vegetatie. Naast de genoemde soorten zijn Microvelia reticulata, de groep Orbatida (semiterrestrische mijten), Ablabesmyia monilis, Chaoborus obscuripes, Psectrocladius gr sordidellus, Tanytarsus sp., Agrypnia varia, Gerris lacustris, G. odontogaster en Phryganea bipunctata kenmerkend voor cluster 1.
Cluster 1 is m.b.t. de milieuvariabelen te onderscheiden van de rest van de monsterpunten (Figuur 9 en 10). Dit wordt ook duidelijk uit het DCCA ordinatiediagram (Figuur 11) en uit de clustergemiddelden (Bijlage 5); het cluster heeft een lage pH en EGV, lage waarden voor k-N, NH4, t-P, o-P en de meeste ionen. Hoge waarden zijn gemeten voor O2 en SO4. De poelen liggen alle in bos- of heidegebied, hebben een relatief groot oppervlak, een groot doorzicht en veel onderwatervegetatie.
Samenvattend zijn de poelen te karakteriseren als grote, zure bos- of heidepoelen met een lage saprobie- en trofiegraad, waarin veel onderwatervegetatie voorkomt.
Binnen dit cluster is een onderverdeling te maken in cluster 1A, bestaande uit de monsterpunten 14, 19 en 20, en cluster 1B, dat bestaat uit de monsterpunten 3, 15 en 21. Cluster 1A heeft gemiddeld een lager aantal taxa (23) dan 1B (44; Bijlage 4). Betreffende de kenmerkende taxa van cluster 1 valt op dat in 1A, i.t.t. 1B, soorten van het geslacht Gerris nauwelijks voorkomen. Of hieraan betekenis gehecht moet worden is twijfelachtig; Gerris-soorten zijn met de gebruikte monstertecniek moeilijk representatief te monsteren. Cluster 1A en 1B zijn wat betreft milieufactoren duidelijk te onderscheiden. 1A bestaat uit poelen die in bos liggen tewijl 1B bestaat uit heidepoelen (Monsterpunt 3 en 15) en een aan weiland grenzende poel (Monsterpunt 21). Cluster 1A heeft in vergelijking met 1B een lagere pH en een hogere graad van beschaduwing (Bijlage 1).

CLUSTER 2
De rest van de monsterpunten zijn te onderscheiden t.o.v. cluster 1 (Figuur 8). Dit cluster 2 heeft 17 differentiërende taxa (Bijlage 4), die behoren tot de Diptera (6), Gastropoda (5), Oligochaeta (3) en Hirundinea (3). Veel van deze taxa zijn in hun voorkomen gebonden aan vegetatie en voedsel- en/of ionenrijk water. Een aantal soorten ~~zijn~~ tolerant t.o.v. organische belasting of vervuiling (Bijlage 2). 15
Milieuvariabelen van dit grote cluster worden hierna bediscussieerd bij de onderscheiden subclusters 1, 4 en 5. De poelen liggen alle in of bij weiland.

SUBCLUSTER 3
Subcluster 3 bestaat uit 12 monsterpunten. Een groot aantal taxa zijn kenmerkend voor het subcluster, maar ze zijn niet sterk betreffende constantie en trouw aan het subcluster (Bijlage 4). Dit blijkt ook uit de DCA-ordinatie (Figuur 8). De monsterpunten van het subcluster liggen in een relatief grote ruimte rond het ordinatie-zwaartepunt verspreid. Het aantal taxa verschilt sterk; zowel het rijkste als het armste monsterpunt ligt in dit subcluster (Bijlage 4).
Er zijn 29 kenmerkende taxa, die behoren tot de Diptera (13), Hydrachnellae (6), Oligochaeta (3), Heteroptera (3), Gastropoda (2) en de Trichoptera (2) (Bijlage 4). De soorten hebben in het algemeen een voorkeur voor ondiep water en voor oeverzones, waar veel vegetatie aanwezig is. Veel van de kenmerkende soorten zijn tolerant t.o.v. organische verontreiniging of leven in nutriëntrijk water; dit geldt met name Psectrotanypus varius, Callicorixa praeusta, Cricotopus gr

sylvestris, Limnodrilus hoffmeisteri, Clinotanypus nervosus, Sigara lateralis, Radix peregra, Anopheles gr maculipennis, Gerris thoracicus, Einfeldia gr pagana en E. gr insulita (Bijlage 2).
PCA ordinatie van de mileuvariabelen (Figuur 9 en 10) laat zien dat de monsterpunten uit subcluster 3 niet bij elkaar liggen. Monsterpunt 1, 10 en 23 liggen links boven in het diagram, de rest in het centrum (zie § 3.2). De milieuvariabelen zijn onderling verschillend. Uit bijlage 5 blijkt dat subcluster 3 is redelijk belast is wat betreft nutriënten (N, P) en organische stof. Het percentage drijvende vegetatie (kroos) is vrij hoog, het doorzicht is relatief gering en een sapropeliumlaag is aanwezig.
Subcluster 3 is te omschrijven als een inhomogene groep weilanddrinkpoelen.
De variatie die aanwezig is binnen het subcluster, met betrekking tot de soorten samenstelling (Figuur 8) en milieuvariabelen (Figuur 9 en 10) kan enigzins gestructureerd worden m.b.v. de DCCA-ordinatie (Figuur 11). Onderscheid is te maken tussen subcluster 3A, bestaande uit de monsterpunten 1, 4, 10 en 23, en subcluster 3B, bestaande uit de rest van de monsterpunten. Figuur 8 laat zien dat de monsterpunten 1, 4, 10 en 23 op basis van de soorten samenstelling te onderscheiden zijn van de rest van de monsterpunten in subcluster 3. Subcluster 3A bevat monsterpunten met lage soortenaantallen. Opvallend is dat taxa, zoals Acroloxus lacustris, Erpobdella testacea, Endochironomus gr dispar, Chaoborus crystallinus, Arrenurus buccinator en A. muelleri, kenmerkend voor cluster 2 dan wel voor subcluster 3B, slecht vertegenwoordigd zijn in subcluster 3A (Bijlage 4). Veel van deze taxa zijn vegetatiegebonden.
Op basis van milieufactoren is 3A, m.b.t. monsterpunten 1, 10 en 23 en in mindere mate m.b.t. monsterpunt 4 te onderscheiden van subcluster 3B (Figuur 9, 10 en 11). De poelen zijn ondiep met weinig tot geen vegetatie en de randen zijn ingetrapt. Het water bevat zeer hoge stikstofgehalten (Bijlage 1).
De poelen in subcluster 3A zijn te omschrijven als ondiepe, guanotrofe of sterk eutrofe, vrijwel vegetatieloze poelen.
Beschrijving van subcluster 3B vertoont veel overeenkomst met die van subcluster 3. In de poelen leven gemiddeld een groot aantal taxa (Bijlage 4). De poelen zijn redelijk belast met nutriënten en organische stof. Over het algemeen is een oeverzone met vegetatie, alsook drijvende vegetatie aanwezig. De poelen zijn tussen 0.5 en 2 meter diep.
De poelen uit subcluster 3B zijn te omschrijven als eutrofe, vegetatierijke weilanddrinkpoelen.

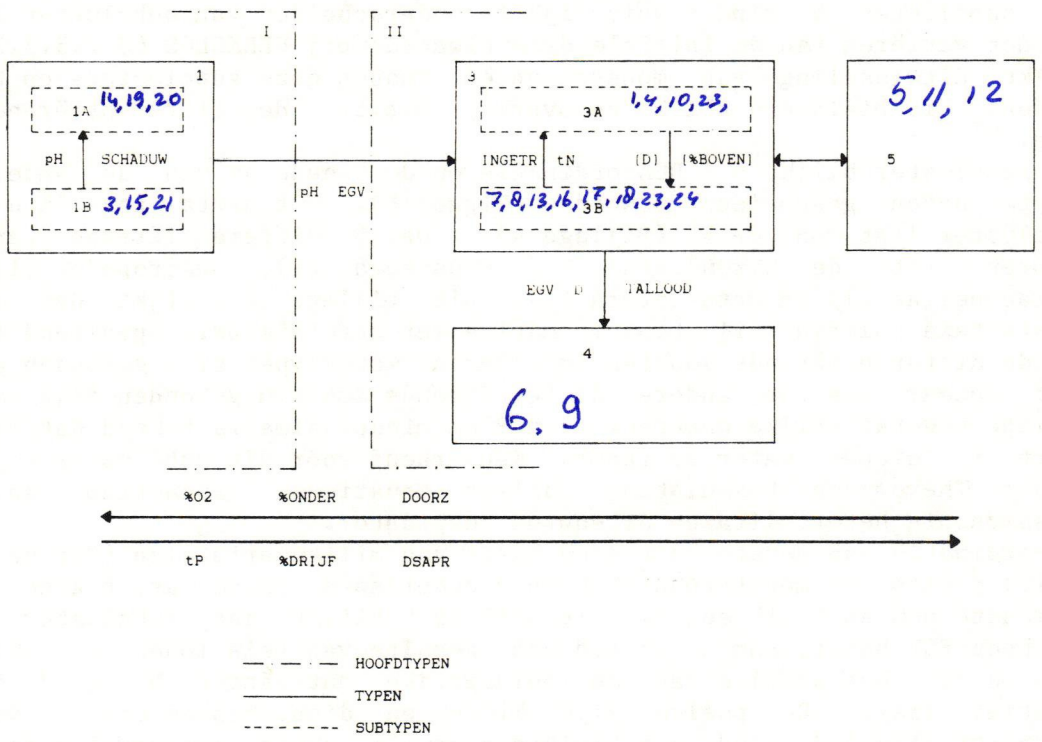
SUBCLUSTER 5
Op basis van soorten samenstelling is subcluster 5, bestaande uit de monsterpunten 5, 11 en 12, duidelijk te onderscheiden. In de DCA-ordinatie (Figuur 8) is deze scheiding duidelijk: op de eerste as ligt subcluster 5 geheel links, tegenover cluster 1 en gescheiden van de overige monsterpunten.
Dit subcluster heeft gemiddeld een klein aantal taxa (31; Bijlage 4). Er is weinig overeenkomst met de differentiërende taxa van subcluster 3 en 4. Opvallend is het ontbreken van een aantal algemene taxa in dit subcluster, bijvoorbeeld Glyptotendipes sp., Endochironomus tendens en Corixa punctata (Bijlage 4). Van de acht diffentiërende taxa uit dit subcluster behoren vijf tot de Diptera, twee tot de Platyhelminthes en één tot de Gastropoda. Een aantal van de differentiërende taxa van subcluster 5 zijn veelvuldig aangetroffen in verontreinigd, organisch

belast water (Bijlage 2). Met name van Ptychoptera sp., Culiseta annulata, Eristalis sp. en Polycelis tenuis is bekend dat ze tolerant zijn t.a.v. verontreiniging. Naast deze taxa zijn ook Segmentina nitida en Sepedon sp. kenmerkend voor dit subcluster.
Bij PCA-ordinatie van de monsterpunten op basis van de milieuvariabelen (Figuur 9 en 10) zijn de monsterpunten van subcluster 5 niet te onderscheiden van de rest van de weilanddrinkpoelen. Uit de clustergemiddelden (Bijlage 5) blijkt een laag zuurstofverzadigingspercentage, een redelijk hoog stikstofgehalte, een zeer hoog totaal- en orthofosfaatgehalte en een dikke sapropeliumlaag. DCCA-ordinatie (Figuur 11) laat zien dat dit subcluster duidelijk van de rest van de weilanddrinkpoelen is te onderscheiden.
De poelen uit dit subcluster zijn te omschrijven als verontreinigde, organisch belaste weilandpoelen.

SUBCLUSTER 4
Subcluster 4, bestaande uit de monsterpunten 6 en 9, is in vergelijking met subcluster 5 minder duidelijk te onderscheiden van subcluster 3. Bij het variëren van de initïele drempelwaarde bij FLEXCLUS ($ 2.3.3.3) blijkt uitwisseling van monsterpunten tussen deze subclusters op te treden. Uit bijlage 4 blijkt de overlap m.b.t. de differentiërende taxa.
Het subcluster blijkt bij DCA-ordinatie op de tweede as van de andere monsterpunten gescheiden te worden (Figuur 8). Het aantal taxa in dit subcluster ligt rond de 45 (Bijlage 4). De 6 differentiërende taxa behoren tot de Hirundinea (2), Crustacea (1), Gastropoda (1), Hydrachnellae (1) en Heteroptera (1). Uit bijlage 2 blijkt dat de meeste taxa tolerant zijn t.o.v. matige verontreiniging. Opvallend is dat de differentiërende soorten in allerlei watertypen zijn gevonden en niet zozeer als de andere differtïerende soorten gebonden zijn aan ondiepe vegetatierijke wateren. Van Plea minutissima is bekend dat die soort in dieper water voorkomt. Kenmerkend voor dit subcluster zijn verder Theromyzon tessulatum, Asellus aquaticus, Sphaerium sp., Glossiphonia heteroclita en Arrenurus cuspidator.
PCA-ordinatie van monsterpunten op basis van milieuvariabelen (Figuur 9 en 10) plaatst de monsterpunten 6 en 9 onderaan de tweede as, tegenover de monsterpunten 1, 10 en 23. Uit bijlage 5 blijkt dat subcluster 4 een hoog EGV heeft, samen met een hoog gehalte van vele ionen (bv. Na, HCO3, enz). Het gehalte van de belangrijke nutriënten N en P is relatief laag. De poelen zijn klein en diep, hebben een vrijwel loodrecht aflopend talud, een kleibodem en een dunne sapropeliumlaag. Figuur 11 geeft weer dat dit cluster onderscheiden kan worden van de andere weilanddrinkpoelen.
De poelen in cluster 4 zijn te omschrijven als diepe, kleine poelen zonder oeverzone. Het water heeft een hoog EGV (waarschijnlijk a.g.v. de kleibodem), maar is niet specifiek nutriëntenrijk of organisch belast.

4.2 Typologie

De clusterindeling is hiërarchisch geinterpreteerd in de vorige paragraaf. Hier worden de clusters ingedeeld in hoofdtypen, typen en subtypen. De nummering van deze eenheden komt overeen met die van de (sub)clusters. Relaties tussen de clusters worden aangegeven door verschillen in milieuvariabelen.
De hoofdtypen die in deze paragraaf worden onderscheiden voldoen aan de criteria genoemd in 1.2.3. De typen voldoen daar in mindere mate aan. De overlap die tussen de typen bestaat maakt ze als eenheden moeilijker te onderscheiden. Subtypen zijn niet direct herkenbaar aan de soorten samenstelling. Ze zijn onderscheiden op grond van het ontbreken van bepaalde soorten, het soortenaantal en de milieuvariabelen.



Figuur 12: Typologische relaties tussen poelen in Overijssel. De pijlen geven de belangrijke verschillen in milieufactoren tussen de eenheden aan. Pijlen over de gehele breedte geven een gradiënt weer die loopt van type 3 via type 1 en 4 (op dezelfde plaats in die gradiënt) naar type 5. Zie voor de verklaring van de afkortingen van milieufactoren bijlage 1.

De verschillen in milieufactoren tussen beide hoofdtypen, in de figuur aangegegeven door de pijlen, zijn te relateren aan verschillen in landschap, landgebruik en cultuurhistorie.

De poelen uit hoofdtype I (overeenkomend met cluster 1) bestaan uit heide- of bospoelen die, zoals in $ 1.2.1 is beschreven, zijn gegraven voor drenking van schapen of zijn ontstaan zonder menselijke invloed. De watertoevoer van de poelen is grotendeels afhankelijk van neerslag en afstromend oppervlaktewater (zie $ 1.2.1). Nutriënten en organische stof zullen voor een groot deel met dit water de poel instromen. Gezien de omgeving van poelen uit hoofdtype zal de belasting via deze aanvoerbron niet groot zijn. Hoofdtype I is qua soorten samenstelling en abotische factoren sterk verschillend van de weilanddrinkpoelen, die behoren tot hoofdtype II.
Twee subtypen zijn binnen hoofdtype I onderscheiden. Subtype 1A bevat een veel lager aantal taxa dan subtype 1B. Subtype 1A bestaat uit bospoelen. De pH is daarin lager en er is meer beschaduwing dan in subtype 1B, dat bestaat uit heidepoelen en een poel die aan de rand van het bos ligt. In subtype 1A zal bladinval een belangrijke aanvoer van organische stof betekenen. Gezien de lage pH en de beschaduwing zal mineralisatie hiervan langzaam verlopen. Als gevolg daarvan hebben deze poelen een bladpakket op de bodem. Ook in ander onderzoek (Jahn 1972, Wiggins et al. 1980, Schleuter 1985, zie $ 1.2.2.1), is gevonden dat schaduw, bladinval en een lagere pH de diversiteit van de macrofaunagemeenschap nadelig beinvloed.
Subtype 1A en 1B liggen op een gradiënt, waarbij 1A de qua soortensamenstelling minder diverse, zuurdere, beschaduwde poelen vertegenwoordigt. 1B vertegenwoordigt de meer diverse, minder zure en niet beschaduwde poelen. Het aantal monsterpunten (6) is te klein om de verschillen in soorten samenstelling tussen deze subtypen duidelijk naar voren te krijgen. Een referentietype binnen het hoofdtype is als gevolg daarvan niet te geven. De soorten samenstelling van het hoofdtype, in samenhang met landgebruik en cultuurhistorie geven aanleiding om dit hoofdtype als een referentietype binnen het watertype poelen te onderscheiden.

Hoofdtype II (overeenkomend met cluster 2) bestaat uit weilanddrinkpoelen. Gezien landgebruik en cultuurhistorie ($ 1.2.1) zijn deze poelen meer belast met nutriënten en organische stof, in vergelijking met hoofdtype I. Soorten die voorkomen zijn vaak tolerant t.o.v. een zekere organische belasting en vervuiling en daarnaast gebonden aan vegetatie. Binnen dit hoofdtype zijn een aantal typen en subtypen onderscheiden, die alle in duidelijke relatie tot elkaar staan. Verschillen in soorten samenstelling en milieuvariabelen zijn te relateren aan enerzijds de structuur en dimensie van de poel, anderzijds aan de waterkwaliteit (zie $ 4.1). De verschillende typen en subtypen kunnen onder invloed van aangegeven abiotische omstandigheden in elkaar overgaan.
Type 5 onderscheidt zich, m.b.t. soorten samenstelling en milieuvariabelen van de overige typen door de hoge organische belasting.
Type 4 onderscheidt zich door de structuur van de poelen; ze zijn relatief diep en hebben een loodrecht talud, waardoor er nauwelijks een oeverzone aanwezig is. Het EGV is er relatief hoog, wat te maken heeft met de aanwezige kleibodem.
Subtype 3A onderscheidt zich door een hoge stikstofbelasting en door de structuur van de poelen. De poelen bevatten nauwelijks vegetatie, zijn

ondiep en de oevers zijn ingetrapt.
Subtype 3B onderscheidt zich doordat een goed ontwikkelde oeverzone aanwezig is en de poelen een zodanige diepte hebben dat ze niet snel droogvallen. Er is geen hoge belasting met nutriënten of organische stof. Subtype 3B is te zien als referentietype van hoofdtype I. De poelen hebben een goede structuur (oeverzone met vegetatie) naast een redelijke waterkwaliteit. Ook uit ander onderzoek (Driver 1977, Wiggins et al. 1980, zie 1.2.2.1) blijkt dat dit factoren zijn die de macrofauna diversiteit gunstig beinvloeden.

4.3 Beheer van poelen

De gegevens kunnen gebruikt worden voor het beheer van poelen in Overijssel. De relaties, weergegeven in figuur 12, alsmede literatuurgegevens ($ 1.2) kunnen leiden tot de volgende adviezen. Beheersadviezen zijn echter niet het primaire doel van dit onderzoek en zijn daarom slechts summier uitgewerkt.
Binnen het watertype poelen, zoals gedefinieerd in dit EKOO-deelproject, zijn twee hoofdtypen te onderscheiden. Poelen in bos en hei zijn m.b.t. macrofauna, cultuurhistorie en landschap waarin ze liggen duidelijk van weilanddrinkpoelen te onderscheiden. Deze twee hoofdtypen dienen daarom uitgangssituaties te zijn bij het opstellen van beheersmaatregelen.
Hoofdtype I bestaat uit heide- en bospoelen. Kenmerkend is een vegetatiegebonden macrofaunagemeenschap, met een voorkeur voor water met een lage pH en EGV en weinig nutriënten. Belangrijke veranderingen in deze poelen kunnen optreden onder invloed van eutrofiëring, saprobiëring, verzuring, beschaduwing en daaraan gerelateerde factoren.
Hoofdtype II bestaat uit weilanddrinkpoelen. Kenmerkend is een vegetatiegebonden macrofaunagemeenschap, tolerant voor een matige belasting met nutriënten en organische stof. Belangrijke veranderingen kunnen optreden onder invloed van sterke belasting met nutriënten en organische stof, die verschillend zijn bij poelen van verschillende dimensie en structuur.
Voor beide hoofdtypen poelen zijn in het algemeen zijn de volgende factoren van belang voor het beheer.

1.Grootte
Voor de ontwikkeling van een diverse levensgemeenschap in een poel is een zekere grootte noodzakelijk. Berkel & Steinhauer (1988) geven een minimumgrootte van 25 m2. In het algemeen geldt dat de diversiteit van de macroinvertebraten gemeenschap toeneemt met de grootte (Driver 1977).

2. Diepte
Deze factor is o.a. belangrijk i.v.m. droogvalling. De poel moet, om een diverse macroinvertebratengemeenschap te herbergen en aantrekkelijk te zijn voor amfibieën, in de droogste tijd nog een diepte van zeker een meter nodig hebben (Berkel & Steinhauer 1988). Met een toename van grootte en diepte verandert het karakter van de levensgemeenschap. Andere soorten, meer aangepast aan het leven in open, dieper water krijgen een kans. Vissen kunnen dan voorkomen, deze groep heeft een invloed op de macrofaunagemeenschap (Caspers 1983). Het kan een verhoging van de macrofauna diversiteit tot gevolg hebben.

3.Vorm/Talud

Een gevarieerde vorm biedt de meeste habitats en heeft een hoge diversiteit tot gevolg. Een glooiend talud is belangrijk voor de ontwikkeling van een vegetatierijke oeverzone met veel kansen voor macroinvertebraten en voor amfibieën, die ondiep water nodig hebben om op temperatuur te komen.

4. Vegetatie

Onderscheid moet gemaakt worden tussen de begroeiïng in de poel zelf en van de omgeving van de poel.

De vegetatie in de poel vormt een belangrijke voorwaarde voor een diverse levensgemeenschap. In een grote oeverzone kan zich veel vegetatie ontwikkelen. Dit vergroot de diversiteit van de macroinvertebraten gemeenschap (habitat, voedsel)(Street & Titmus 1979) en is ook gunstig voor amfibieën (eiafzetting, rustplaats, voedsel). Voor de laatste groep is het van belang dat de vegetatie niet te dicht is, zodat ze kunnen "zonnen".

De opgaande vegetatie in de omgeving van de poel is belangrijk i.v.m. beschaduwing en bladinval. Binnen hoofdtype I is het verschil tussen subtype 1A en 1B hieraan gerelateerd. De opgaande vegetatie is voor dit hoofdtype een belangrijke factor, de toevoer van nutriënten en organische stof (bladinval) heeft een grote invloed op de macrofauna. De bospoelen hebben echter waarschijnlijk een eigen, karakteristieke macrofaunagemeenschap ($ 4.2), zodat maatregelen in deze sfeer goed overwogen moeten worden. Ook binnen hoofdtype II kunnen beschaduwing en bladinval effect hebben op de macrofaunagemeenschap. De effecten zijn elders ($ 1.2; $ 4.1) besproken.

Daarnaast is de vegetatie in de omgeving een belangrijke voorwaarde voor amfibieën (habitat, overwintering enz., o.a. Berkel & Steinhauer 1988). Het is belangrijk dat er opgaande vegetatie aanwezig is in de omgeving van de poel, maar effecten van bladinval en beschaduwing dienen voorkomen te worden. Het kappen van bomen in de directe omgeving van poelen in heide en weiland is een mogelijke beheersmaatregel.

5. Waterkwaliteit

Met betrekking tot hoofdtype I dient voedselverrijking voorkomen te worden. De mesotrofie is een voorwaarde voor de aanwezige macrofauna. M.b.t. hoofdtype II hoeft een matige belasting met nutriënten en organisch materiaal in het algemeen geen belemmering te zijn voor de ontwikkeling van een diverse macrofaunagemeenschap. Een hoge belasting is dit wel ($1.2; 4.2), deze kan gerelateerd zijn aan meerdere omstandigheden (bv. bemesting van het omringend gebied, diepte en grootte van de poel, invloed van vee of watervogels, bodemtype, bladinval enz.)

6. Omgevingsfactoren

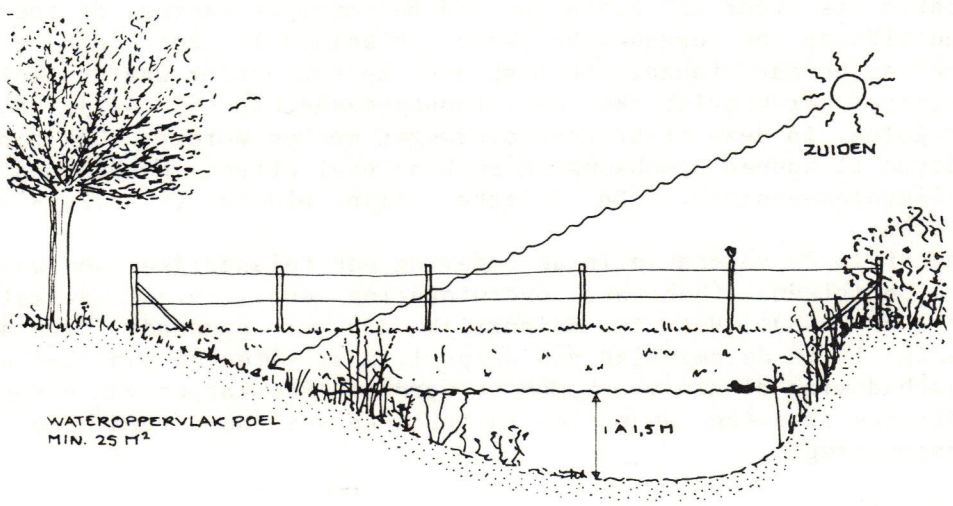
De aanwezigheid van andere poelen in de nabijheid is belangrijk i.v.m. kolonisatie van poelen. Barrières tussen poelen, zoals wegen, bebouwing e.d zijn vooral m.b.t. de kolonisatie door amfibieën van belang. Het omgevinggebruik speelt een grote rol, aangezien de meeste nutriënten en organische stof via het afstromende oppervlaktewater in de poel terechtkomen ($ 4.2). De directe omgeving dient bij het beheer betrokken te worden.

7. Onderhoud

Schonen van een poel heeft invloed op de levensgemeenschap ($ 1.2). Poelen die in heideterreinen liggen hebben vaak een rijke begroeiing met veenmos (Spaghnum sp.), dat dan een belangrijke habitat voor de macrofauna vormt. Schoning zal een negatieve invloed op deze vegetatie hebben. Door de mesotrofe status en het ontbreken van bladinval is schoning ook niet nodig.

In het algemeen dient bij schoning rekening gehouden te worden met soorten die een meerjarige levenscyclus hebben. Het niet gelijktijdig schonen van alle poelen in een gebied bevordert de herkolonisatie. Rastering van een poel kan belangrijk zijn om de overzone van een poel in goede staat te houden. De intensiteit en het tijdstip van de beweiding zijn belangrijke factoren. Het intrappen van de randen van een poel kan een gunstig effect hebben op de oeverzone en de dichtheid van de vegetatie. Vaak wordt gedeeltelijke rastering toegepast.

Figuur 13 geeft een voorbeeld van een poel die kansen biedt aan een rijke macrofauna en amfibieëngemeenschap.



Figuur 13 : Doorsnede van een weilandpoel (uit Berkel & Steinhauer 1988).

DANKWOORD

Piet Verdonschot wil ik op deze plaats bedanken voor de begeleiding. Ook wil ik Joke Schot, Louis ten Cate, Gertie Schmidt en Reinder Torenbeek bedanken voor hun inbreng.
Het laboratorium van het waterschap "Regge en Dinkel" wordt bij deze bedankt voor het uitvoeren van de chemische analyses van de watermonsters.

LITERATUURLIJST

Albrecht J. 1980. Die Steckmückenfauna (Diptera; Culicidae) des Bonner Raumes. Decheniana (Bonn) 133:107-114.

Althuizen N.A.P. & Boon R.E. 1985. Onderzoek naar de fysisch-chemische milieuomstandigheden van de macrofauna in amfibieënpoelen in Zuid-Limburg. SBB Roermond:78p. + bijlagen.

Anonymous 1988. Het corrigeren van EKOO-files. Basisrapport EKOO. RIN Leersum.

Arntzen P. & Gerardts T. 1976. Een ecologisch onderzoek aan de amfibieën van Noord-West Frankrijk, met de nadruk op biotooppreferenties en predatierelaties. Inst. Tax. Zoöl. Amsterdam.

Beedham G.E. 1972. Identification of the British Mollusca. Hulton Group Keys: 263p.(*)

Beltman B. 1983. Van de wal in de sloot. Een typologisch onderzoek aan makrofaunacoenosen. Proefschrift LH Wageningen:435p.

Bennike S.A.Boisen 1943. Contributions to the ecology and biology of the Danish freshwater leeches (Hirundinea). Folia Limn. Scan. 2:109p.

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

Berg K. 1948. Biological studies on the river Susaa. Folia Limn. Scan. 4:318p.

Bergmans W. & Zuiderwijk A. 1980. Amfibieën en reptielen in Nederland. Wet. Med. KNNV 139.

Bergmans W. & Zuiderwijk A. 1986. Atlas van de Nederlandse amfibieën en reptielen en hun bedreiging. KNNV Hoogwoud.

Berkel C.J.M. van & Steinhauer I.A. 1988. Drinkpoelen en sloten in het boerenland. Stichting Landelijk Overleg Natuur- en Landschapsbeheer. Utrecht:136p.

Bernhardt K.G. 1985. Das Vorkommen, die Verbreitung, die Standortansprüche und Gefährdung der Vertreter der Div. Hydrocoriomorpha und Amphibicoriomorpha Stichel 1955 (Heteroptera) in der Westfälischen Bucht und angrenzenden Gebieten. Abh. Westf. Mus. Naturk. Münster:30p.

Besseling A.J. 1959. Watermijten uit voedselarm water. De Lev. Nat. 62:228e.v.

Besseling A.J. 1964. De Nederlanse watermijten (Hydrachnellae Latreille 1802). Mon. Ned. Ent. Ver. Amsterdam 1:199p.(*)

Bishop J.A. 1974. The fauna of temporary rain pools in eastern New South Wales. Hydrobiologia 44:319-323.

Boesch D.F. 1977. Application of numerical classification in ecological investigations of water pollution. Spec. Sc. Rep. Verginia Inst. Mar. Sc. 77:114p.

Boycott A.E. 1936. The habitats of freshwater Mollusca in Britain. J. Anim. Ec. 5:116-186.

Braak C.J.F. ter 1987. CANOCO-A FORTRAN program for canonical community ordination by [partial][detrended] correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 1.2). TNO Inst. Appl. Comp. Sc. State Dep. Wageningen:95p.

Brindle A. 1962. Taxonomic notes on the larvae of British Diptera 9. The family Ptychopteridae. Entomologist 95:212-216.(*)

Bund C.F. van de 1968. De Nederlandse amfibieën. KNNV Wet. Med. 73.

Caspers H. 1977. Qualität des Wassers - Qualität der Gewässer. Die Problematik der Saprobiensysteme. Arch. Hydrobiol. H9:3-14.

Caspers N. 1983. Sukzessionsanalyse des makrozoöbenthos eines neu angelegter stehenden Gewässer. Arch. Hydrobiol. Suppl. 65, 2/3:300-370.

Caspers H. & Karbe L. 1966. Trophie und Saprobität als stofwechseldynamischer Komplex. Arch. Hydrobiol. 61:453-470.

Cate L. ten & Schmidt G. 1986. Macrofaunagemeenschappen in beekbovenlopen. Studentenverslag RIN/Prov. Wat. Ov./RUU. EKOO-basisrapport 16:126p.

Chėkanovskaja O.V. 1962. Aquatic Oligochaeta of the USSR. Keys to the fauna of the USSR. Akad. Nauk. USSR Publ. Moskou.

Cobben R.H. & Moller-Pillot H. 1969. The larvae of Corixidae (Heteroptera) and an attempt to key the last instar of the Dutch species. Hydrobiologia 16:323-356.

Cranston P.S., Oliver D.R. & Saether O.A. 1983. The larvae of Orthocladiinae (Dipt.;Chir.) of the Holartic region-Keys and diagnoses. In: Chironomidae of the Holartic region (Ed. by T. Wiederholm). Ent. Scand. Suppl. 19.(*)

Cuppen H.P.J.J. 1979. Een onderzoek naar de macrofauna in een aantal permanente en semipermanente stilstaande wateren in de gemeente Voorst. Regionale milieuraad Oost Veluwe.

Cuppen H.P.J.J. 1979b. De Beekbergsche beek. Regionale milieuraad Oost Veluwe.

Cuppen H.P.J.J. & Roelofs J.G.M. 1979. Een hydrobiologisch onderzoek in enkele kleikuilen in het gebied "Onderste en Bovenste Molen" (Gemeente Venlo). Natuurhist. Maandbl.68/8:149-163.

Daborn G.R. 1974. Biological features of an aestival pond in Western Canada. Hydrobiologia 44:287-299.

Davids C. 1979. De watermijten (Hydrachnellae) van Nederland. Levenswijze en voorkomen. Wet. Med. KNNV 132:78p.(*)

Disney R.H.L. 1975. British Dixidae. A key to the larvae, pupae and adults. Freshw. Biol. Ass. Sc. Publ. 31:78p.(*)

Drents Dobben Overleg 1986. Poelen en Dobben in Roden/Norg. Plan tot behoud en herstel (eindred. J.W. Grotenhuis) Assen:57p.

Dresscher, Th.G.N. & Higler L.W.G. 1982. De Nederlandse bloedzuigers (Hirundinea). Wet. Med. KNNV 154:64p.(*)

Driver E.A. 1977. Chironomid communities in small prairie ponds. Freshw. Biol. 7:121-134.

Dumnicka E. 1978. Communities of oligochaetes (Oligochaeta) of the river Nida and its tributaries. Acta Hydrobiol. 20/2:117-141.

Edington J.M. & Hildrew A.G. 1981. Caseless caddis larvae of the British Isles, with notes on their ecology. Freshw. Biol. Ass. Sc. Publ. 43:91p.(*)

Eijsink J.G.H.M. & Hendriks R.H.J. 1973. Oecologie en verspreiding van Hyla arboris in zuid- en midden Twente. Zoöl. Lab. Afd. Dieroec. K.U. Nijmegen nr. 73.

Elliot J.M. & Mann K.H. 1979. British freshwater leeches, with notes on their life cycles and ecology. Freshw. Biol. Ass. Sc. Publ. 40:72p.(*)

Fittkau E.J. 1962. Die Tanypodinae (Dipt.;Chir.). Abh. Larvalsyst. Insekten 6:1-453.

Fittkau E.J. & Murray D.A. 1986. The pupae of Tanypodinae (Dipt.;Chir.) of the Holartic region-keys and diagnoses. In: Chironomidae of the Holartic region. Ent. Scan Suppl. 28.(*)

Fittkau E.J. & Roback S.S. 1983. The larvae of Tanypodinae (Dipt.;Chir.) of the Holartic region-keys and diagnoses. In: Chironomidae of the Holartic region (Ed. by T. Wiederholm). Ent. Scan. Suppl. 19:33-112.(*)

Gauch H.G. 1977. ORDIFLEX-A flexible computer program for four ordination techniques. Release B. Cornell Un. Ith. N.Y.

Gauch H.G. 1982. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge Un. Press 298p.

Gelder J.J., Broek J.G.J. van den, Stortelder L.J.M. & Kelleners P.B. 1978. De boomkikker, Hyla arborea, in Nederland. I. Algemene biologie. De Lev. Nat. 81:65-73.

Gloer P., Meier-Brook C. & Ostermann O. 1980. Süsswassermollusken. D.J.N.:73p.(*)

Hall J. van 1978. Poelen Mergelland. Model van een subsidieregeling voor poelen in het proefgebied Nationaal Landschapspark Mergelland. SBB-rapport Limburg: 73p.

Hammen H. van der, Claassen T. & Verdonschot P. 1984. Handleiding voor de hydrobiologische milieuinventarisatie. Haarlem:61p.

Harksen E., Mönke R. & Schumann H. 1976. Faunistisch-Ökologische Untersuchungen zur Steckmückenfauna Berlins. Deutsche Ent. Zeitschr. 23:367-406.

Hartland-Rowe R. 1966. The fauna and ecology of temporary pools in Western Canada. Verh. Int. Ver. Limn. 16:577-584.

Hartog C. den 1963. The Aplexa hypnorum coenosis in Zuid-Beveland. Basteria 27: 49-63.

Hellawell J.M. 1978. Biological surveillance of rivers. A biological monotoring handbook. Nat. Env. Res. Counc.:332p.

Hickin N.E. 1967. Caddis Larvae. Larvae of the British Trichoptera. Hutchinson London:476p.

Higler L.W.G. 1967. De macrofauna van enige wateren op Walcheren. RIVON-rapport.

Higler L.W.G. 1977. Macrofauna-coenoses on Stratiotes plants in Dutch broads. RIN Verh.11:86p.

Higler L.W.G. 1979. De invloed van bio-industriële meststoffen op de fauna in sloten en beken. H2O 12:355-358.

Higler L.W.G. 1983. Een hydrobiologische visie op het Indikatief Meerjaren Programma. Vakbl. Biol. 63:169-172.

Higler L.W.G. & Putten L.J.A. van 1971. Waterwantsen en waterkevers uit een aantal Zuid-Limburgse poelen. Rapport RIN-hydrobiol:10p.

Jahn W. 1972. Ökologische Untersuchungen am Tümpeln unter besondere Berücksichtigung der Folgen von Wasserverschmutzung durch Öl. Arch. Hydrobiol. 70/4:442-483.

Jansen J. & Monnikendam D. 1982. Macrofyten- en macrofaunagemeenschappen in vaarten. LH Wageningen/NB verslagnr. 693/Prov.Wat.Ov. Basisrapport EKOO 2:73p.

Jansen A.W. & Vogel E.F. de 1965. Zoetwatermollusken van Nederland. N.J.N. Amsterdam. 160 p.(*)

Johannsen O.A. 1977. Aquatic Diptera. Orig. Memoirs Cornell Un.Agr.Exp.Stat., 1934,1935,1937,1937. This ed.1969. Ent.Repr.Spec. L.A.:71,62,84,80p.(*)

Jonasson P.M. & Lindegaard L. 1979. Zoobenthos and its contribution to the metabolism of shallow lakes. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limn. 13:162-180.

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

Ketelaars H.A.M. 1986. Makrofaunagemeenschappen in droogvallende watergangen. Studentenverslag RIN/Prov.Wat.Ov./UvA:69p.

Klink, A. 1981. Determinatietabel voor de poppen en larven der Nederlandse Tanytarsini. Deel I. LH Wageningen/NB:25p.
Klei R.J.A. 1978. Beheer van de amfibieënfauna van weilandpoelen in Oost-Twente. LH Wageningen/NB nr.51,rapportnr.475:59p.
Kolkwitz R. 1950. Oekologie der Saprobiën. Schr. Reihe Ver. Wasserhyg.4:64p.
Konstantinov A.S. 1961. Feeding in some predatory chironomid larvae. Vop. Ichtiologii 1(3)20:570-582.
Kreuzer R. 1940. Limnologisch-Ökologische Untersuchungen am Holsteinischen Kleingwässern. Arch. Hydrobiol. Suppl. 10:359-572.
Kühlhorn F. 1965. Vorschlag zur Vereinheitlichung der Klassifizierung von Klein- und Kleinstgewässern im Hinblick auf die Steckmückenfauna. Gewässer und Abwässer 39/40:118-124.
Lellak J. 1980. Loss of bottom fauna resulting from emergence of adult Chironomidae in carp ponds. Verh. Intern. Ver. Limn. 21: 1183-1186.
Lepneva S.G. 1964. Fauna of the USSR. Trichoptera. Vol II no.1. Zoöl.Inst.Ac.Sc. USSR 1964. Transl.Israel 1966:638p., 1971:700p.
Leuven R.S.E.W., Vanhemelrijk J.A.M. & Velde G. van der 1987. The distribution of Trichoptera in Dutch soft waters differing in pH. In: Proc. 5th. Int. Symp. Trich. (Ed. by M. Bournaud & H. Tachet). Junk Dordrecht:396p.
Lindeberg B. 1971. Parthenogenetic strains and unbalanced sex ratios in Tanytarsini (Diptera; Chironomidae). Ann. Zool. Fenn 8:310-317.
Maarel E.van der 1979. Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. Vegetatio 39/2:97-114.
Macan T.T. 1965. A key to the British water bugs with notes on their ecology. Freshw. Biol. Ass. Sc. Publ. 16:78p.(*)
Macan T.T. 1977. A key to the British fresh- and brackish-water gastropods, with notes on their ecology. Freshw. Biol. Ass. Sc. Publ. 13:44p.(*)
Mackereth F.J.H., Heron J. & Talling J.F. 1978. Water analysis : some revised methods for limnologists. Fresw. Biol. Ass. Sc. Publ. 36:120p.
Mann K.H. 1955. The ecology of the British freshwater leeches. J. Anim. Ec. 24:98-119.
Marshall J.F. 1938. The British mosquitoes. London:341p.
Marshall J.W. 1975. A photographic guide to some freshwater Oligochaeta found in Canterberry streams. Mauri. Orc. 3:19-25.
Mauch E. 1976. Leitformen der Saprobität für die biologische Gewässeranalyse. Cour. Forsch. Inst-Senckenberg 21(Band 1-5).
Merrit R.W. & Cummins K.W. (Ed.) 1978. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunt Publ. Co.:441p.
Ministerie van Verkeer & Waterstaat 1981. I.M.P. 1980-1984. 's-Gravenhage.
Ministerie van Verkeer & Waterstaat & van V.R.O.M. 1986. De waterkwaliteit van Nederland. I.M.P. Water 1985-1989. 's-Gravenhage:153p.
Mohrig W. 1969. Die Culiciden Deutschlands. Untersuchungen zur Taxonomie, Biologie und Ökologie der einheimischen Steckmüken. VEB G. Fischer Verl. Jena:260p.(*)
Mol A.W.M. 1984. Limnofauna Neerlandica. Eenlijst van meercellige ongewervelde dieren aangetroffen in binnenwateren van Nederland. Nieuwsbr. Eur. Inv. Surv. Ned.:124p.

Moller-Pillot 1971. Faunistische beoordeling van de verontreiniging in laagland- beken. Proefschrift. Pillot-Standaardboekhandel Tilburg.

Moller-Pillot 1984. De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera).(Inleiding, Tanypodinae & Chironomini). Ned. Faun. Med. St. Eur. Inv. Surv. Ned. Leiden: 277p.(*)

Moller-Pillot 1984. De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera). (Orthocladiinae sensu lato). Ned. Faun. Med. St. Eur. Inv. Surv. Ned. Leiden:175p.(*)

Moller-Pillot & Krebs 1981. Concept van een overzicht van de oekologie van chironomidelarven in Nederland.

Münchberg P. 1956. Die besiedlung etwa 10-jähriger Bombentrichter, zugleich ein Beitrag zur Herkunft und Verbreitung der Fauna von Limnischen Kleinstbiotopen. Arch. Hydrobiol. 52:185-205.

Nieser N. 1968. De Nederlandse water- en oppervlaktewantsen. KNNV Wet. Med. 77:56p.

Nieser N. 1982. De Nederlandse water- en oppervlaktewantsen. (Heteroptera: Nematomorpha en Gerromorpha). KNNV Wet. Med.155:78p.

Obr S. 1963. Die hydrobiologische Untersuchung des Orava-Flussgebietes in Bezug auf die Wassergüte und die Auswirkung des neuen Stausees auf die Bodenfauna. Fol. Fac. Sc. Nat. Un. Purk. Brunensis 4:1-146.

Odum E.P. 1971. Fundamentals of ecology (3rd ed.). Saunders Co Philadelphia: 574p.

Pannekoek A.J. & Straaten L.M.J.U. 1982. Algemene Geologie. Groningen:589p.

Parma S. 1969. Notes on the larval taxonomy, ecology and distribution of the Dutch Chaoborus species (Diptera; Chaoboridae). Beaufortia 17:21-50.

Pennak R.W. 1953. Freshwater invertebrates of the United States. Ronald Press Co. New York:769p.

Pfannkuche O. 1977. Oekologische und systematische Untersuchungen an naidomorphen Oligochaeten brackiger und limnischer Biotope. Diss. Un. Hamburg:138p.

Pianka E.R. 1978. Evolutionary ecology. Harper & Row New York:397p.

Pinder L.C.V. & Reiss F. 1983. The larvae of Chironominae (Diptera; Chironomidae) of the Holartic region. In : Chironomidae of the Holarctic region (Ed. by T. Wiederholm). Ent. Scand. Suppl. 19:33-112.(*)

Potter & Learner 1974. A study of the benthic macroinvertebrates of a shallow eutrophic reservoir in South Wales with emphasis on the Chironomidae (Diptera), their life-histories and production. Arch. Hydrobiol. 74:186-226.

Preston F.W. 1948. The commonness, and rarity, of species. Ecology 29:254-283.

Preston F.W. 1962. The canonical distribution of commonness and rarity: part I. Ecology 43:185-215, part II. Ecology 43:410-431.

Provinciale Waterstaat Overijssel 1982. Project "Ecologie van het water". Een onderzoek ten behoeve van de ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel. Zwolle:57p.

Redeke H.C. 1948. Hydrobiologie van Nederland. Backhuys en Meesters Amsterdam (Reprint 1975):580p.

Reiss F. 1968. Ökologische und systematische Untersuchungen an Chironomiden (Dipt.) des Bodensees. Archiv Hydrobiol. 64:176-323.

Reynoldson T.B. 1978. A key to the British species of freshwater triclads. Freshw. Biol. Ass. Sc. Publ. 23:32p.(*)

Roback S.S. 1969. Notes on the food of Tanypodinae larvae. Ent. News 80:13-18.

Roon H.D. van 1973. Een onderzoek naar de huidige verspreiding van de boomkikker. Hyla arborea arborea (Linn.), in Twente. Lacerta 31/7:107-115.

Satija G.R. 1964. The structure of the alimentary canal and mouthparts of Trichoptera larvae with special reference to food and feeding habits. V.Res.Bull.Panjab Un.Sc.15:221-224.

Schleuter A. 1985. Untersuchung der Makroinvertebratenfauna stehender Kleingewässser des Naturparkes Kottenforst-Ville unter besonderer Berücksichtigung der Chironomidae. Diss. Rh. Fr.-Wilh. Un. Bonn:217p.

Schmitz W. 1980. Die Verfahren der biologischen Beurteilung des Gütezustandes der FlieBgewässer. Studiën zum Gewässerschutz Karlsruhe 5:125p.

Sladacek V. 1963. A guide to limnosaprobical organisms. Sbornik vys. skoly chem-techn. Praze, Technol. vody 7:543-612.

Sladacek V. 1973. System of waterquality from the biological point of vieuw. Archiv. Hydrobiol. Beiheft 7. Ergebnisse der Limnologeie:218p.

Southwood T.R.E. & Leston D. 1959. Land & water bugs of the Britsh Isles. London:436p.

Street M.S. & Titmus G. 1979. The colonisation of experimental ponds by Chironomidae (Dipt.). Aquatic Insects 1:233-244.

Stubbs A.E. 1972. A revieuw of information on the British species of Ptychoptera (Dipt.; Ptychopteridae. Ent.:23-38.

Thienemann A. 1941. Lappländische Chironomiden und ihre Wohngewaser. Arch. Hydrobiol. Suppl 17:1-253.

Thienemann A. 1974. Chironomus. Band XX, Die Binnengewässer. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart.

Tobias W. & Tobias D. 1981. Trichoptera Germania. Bestimmungstafeln für die Deutschen Möcherfliegen. Teil I: Imagines. Cour. Forsch-Inst Senckenberg 49:671p.

Tolkamp H.H. 1976. Determinatietabel voor het bepalen van familie, geslacht en soms zelfs soort der Europese, in het water levende Diptera-larven. Intern Rapp. LU Wageningen/NB:64p.(*)

Tolkamp, H.H. 1982. Tabel voor het onderscheiden van waterpissebedden (Asellidae) in Nederland. Wat. Zuiv. Sch. Limb.:6p.(*)

Tongeren O. van 1986. FLEXCLUS, an interactive program for classification and tabulation of ecological data. Acta Bot. Neerl. 35/3:137-142.

Torenbeek, R. 1985. Verwerking van de gegevens van twee macrofaunaonderzoeken, het tijdreeks- en het kunstsubstraatonderzoek en het maken van een macrofaunasoorten codelijst ten behoeve van een macrofauna ecotheek. Stageverslag RIN/LUW.

Tramper N.M. 1979. Veedrinkputten als instabiele aquatische oecosystemen. Een onderzoek naar de macrofauna en de daarop van invloed zijnde milieufactoren van Zeeuwse veedrinkputten. Delta Inst. Hydrobiol. Ond. Yerseke Studentenverslagen D2-1979:74p.

Vepsalainen K. 1974. The life cycles and wing lengths of Finnish Gerris Fabr. species (Het.;Gerr.). Acta Zoöl. Fenn. 141:1-73.

Verdonschot P.F.M. 1983. Ecologische karakterisering van oppervlaktewater in Overijssel. H2O 16/25:574-579.
Verdonschot P.F.M. 1984. The distribution of aquatic oligochaetes in the fenland area of N.W. Overijssel (the Netherlands). Hydrobiologia 115:215-222.
Verdonschot P.F.M. 1987a. Aquatic oligochaetes in ditches. Hydrobiologia 155:283-292.
Verdonschot P.F.M. 1987b. Typologie als meetlat-Voordracht symposium Biologische Waterbeoordeling. Concept Symposiumverslag RIN Leersum:10p.
Verdonschot P.F.M. & Schot J.A. 1987. Macrofaunal community types in helocrene springs. RIN Annual Report 1986 Arnhem:85-103.
Verstraete A.M. 1978. De verspreiding van water en oppervlaktewantsen in het noordwesten van de provincie Vlaanderen. Diss. R.U. Gent.
Walshe B.M. 1947. Function of haemoglobin in Tanytarsus (Dipt.). J. Exp. Biol. 24:343-351.
Walshe B.M. 1948. The oxygen requirements and thermal resistance of chironomid larvae from from flowing and from still waters. J. Exp. Biol. 25:35-44.
Walshe B.M. 1951. The feeding habits of certain chironomid larvae (subfamily Tendipedinae). Proc. Zool. Soc. London:63-79.
Wegl R. 1983. Index für die Limno-Saprobität. Wasser und Abwässer (26) Bundesanstalt für Wassergüte Wien.
Wesenberg Lund C. 1939. Biologie der Süsswassertiere. J. Springer Verlag Wenen:817p.
Whittaker R.H. 1975. The design and stability of plant communities. In: Unifying Concepts in Ecology (Ed. by W.H. van Dobben & R.H. Lowe-McConnel) Junk The Hague:161-181.
Whittaker R.H. (Ed.) 1978. Classification of plant communities. Junk Den Haag.
Wiggins G.B., Mackay R.J. & Smith I.M. 1980. Evolutionary and ecological strategies in annual temporary pools. Archiv Hydrobiol. Suppl. 58:97-206.
Williams D.D. 1983. The natural history of a neartic temporary pond in Ontario with remarks on continental variation in such habitats. Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 68:239-253.
Williams D.D. & Hynes H.B.N. 1976. The ecology of temporary streams I. The fauna of two Canadian streams. Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 61:761-787.
Williams W.T. 1971. Principles of clustering. Ann. Rev. Ecol. Syst. 2:303-326.
Zuiderwijk A.1983. Amfibieën en hun voorkeurspoelen. Samenvattingen voordrachten Poelendag, 8-10-1983. Werkgroep Amfibieën en Reptielen Nederland. Arnhem:11p.

BIJLAGE 1A

POEL 1	261.5 - 468.6	POEL 13	260.6 - 478.3
POEL 2	261.0 - 469.7	POEL 14	261.7 - 475.3
POEL 3	261.8 - 469.8	POEL 15	261.9 - 478.1
POEL 4	261.5 - 469.7	POEL 16	263.4 - 479.2
POEL 5	261.5 - 469.5	POEL 17	262.0 - 483.5
POEL 6	260.0 - 468.1	POEL 18	263.6 - 484.4
POEL 7	260.0 - 467.8	POEL 19	266.8 - 491.7
POEL 8	260.2 - 467.7	POEL 20	269.1 - 489.7
POEL 9	259.5 - 467.6	POEL 21	268.7 - 488.0
POEL 10	258.4 - 468.9	POEL 22	269.2 - 487.6
POEL 11	259.6 - 468.7	POEL 23	266.1 - 480.0
POEL 12	260.1 - 473.5	POEL 24	256.5 - 482.5

BIJLAGE 1A : COORDINATEN VAN DE MONSTERPUNTEN

BIJLAGE 1B KWANTITATIEVE MILIEUVARIABELEN

*********			********											
	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	0	1	2	3	4
TEMP	17.00	15.00	18.00	18.00	16.00	16.80	16.00	13.00	13.00	13.70	13.00	13.00	11.20	10.80
pH-veld	7.30	5.90	4.20	6.40	6.10	6.60	6.30	6.50	7.00	6.70	6.30	6.20	6.80	4.10
EGV-veld	417.00	163.00	50.00	238.00	381.00	144.00	199.00	217.00	423.00	133.00	178.00	173.00	364.00	66.00
pH	8.20	6.30	6.20	7.20	6.80	7.60	7.20	7.00	7.40	6.70	7.10	7.20	7.50	6.20
EGV	300.00	130.00	40.00	210.00	340.00	130.00	180.00	160.00	310.00	120.00	100.00	150.00	320.00	50.00
O2	6.60	1.40	9.70	5.40	2.40	9.50	1.70	2.40	1.90	4.20	3.10	2.80	5.00	9.20
O2%	68.40	13.90	102.50	57.10	24.30	98.40	17.20	22.80	18.00	40.80	29.40	26.60	46.40	83.50
kN	13.61	5.63	2.48	2.89	2.96	2.06	2.29	3.79	2.59	12.86	4.24	2.96	1.09	1.91
NH4+	11.19	1.95	.58	.25	.20	. 8	. 8	1.73	.76	5.32	2.20	.16	. 6	.16
NO2-	. 4	. 2	. 2	. 2	. 1	. 1	. 1	. 2	. 1	. 2	. 3	. 1	. 1	. 1
NO3-	.20	.13	.12	.25	. 6	. 5	. 7	.10	. 8	.13	.19	. 3	. 3	.13
o-P	.17	.22	. 2	.29	3.80	. 2	. 3	1.65	. 7	.25	. 9	.20	.50	.12
t-P	.39	.45	. 9	.49	4.01	. 8	.11	1.76	.15	2.06	.17	.24	.54	.15
Cl-	22.00	5.00	4.00	33.00	60.00	15.00	10.00	25.00	41.00	8.00	13.00	15.00	38.00	3.00
SO4--	3.00	3.00	3.00	3.00	6.00	3.00	10.00	3.00	3.00	4.00	3.00	5.00	37.00	9.00
Fe+++	.19	1.28	.38	.76	.44	.13	.21	.86	.13	.54	.10	.23	. 3	. 4
Na+	13.00	5.20	3.50	11.00	11.00	10.00	8.10	11.00	20.00	8.50	6.50	6.00	19.00	4.10
K+	20.00	8.80	3.30	23.00	48.00	9.00	14.00	19.00	17.00	13.00	22.00	11.00	4.20	1.60
Mg++	7.70	6.20	6.40	8.00	7.60	6.40	9.00	8.50	13.00	6.20	10.00	11.00	11.00	4.40
Ca++	57.00	18.00	4.90	21.00	34.00	19.00	29.00	25.00	51.00	5.60	20.00	22.00	14.00	6.90
HCO3-	164.70	67.10	24.40	85.40	91.50	61.00	92.60	73.20	103.70	42.70	91.50	79.30	109.80	18.30
COD	165.00	173.00	62.00	109.00	111.00	48.00	79.00	111.00	53.00	242.00	70.00	72.00	27.00	17.00
OPP	100.00	23.00	28.00	140.00	85.00	50.00	40.00	150.00	26.00	90.00	60.00	50.00	600.00	400.00
B	8.00	5.00	6.00	13.00	10.00	8.00	7.00	10.00	5.00	8.00	8.00	8.00	20.00	20.00
D	.60	2.00	.30	.80	2.00	2.00	2.00	.50	2.00	.30	.20	2.00	2.00	1.20
L	16.00	7.00	6.00	15.00	12.00	8.00	8.00	20.00	8.00	15.00	10.00	8.00	50.00	30.00
DOORZ	.40	.30	.30	.40	.50	.70	.50	.30	.80	. 5	.20	.40	1.00	1.20
D SAPR	.10	. 2	. 5	. 2	.10	.	.10	. 2	. 5	. 4	.10	.20	.	. 1
% FL	.	.	60.00	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
% DRIJF	1.00	100.00	.	95.00	100.00	5.00	100.00	40.00	.	.	1.00	5.00	30.00	2.00
% ONDER	.	.	40.00	.	.	40.00	1.00	20.00	.	.	1.00	.	.	90.00
% BOVEN	1.00	20.00	20.00	2.00	20.00	20.00	.	20.00	20.00	.	90.00	5.00	20.00	.
% TOT B	1.00	100.00	95.00	95.00	100.00	60.00	100.00	60.00	20.00	.	95.00	7.00	50.00	90.00
%MMBOV	60.00	40.00	50.00	40.00	30.00	40.00	20.00	40.00	80.00	.	50.00	40.00	25.00	.
%MMDRIJF	.	40.00	.	40.00	50.00	20.00	60.00	20.00	.	.	.	40.00	33.00	.
%MMONDER	20.00	.	30.00	.	.	20.00	.	20.00	.	.	.	.	9.00	80.00
%MMSLIB	10.00	20.00	.	20.00	.	.	20.00	20.00	10.00	100.00	25.00	10.00	8.00	.
%MMZAND	10.00	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	12.00	.
%MMVEEN	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	20.00
%MMKLEI	.	.	.	.	.	10.00	.	.	.	.	.	.	.	.
%MMDETR	.	.	20.00	.	20.00	10.00	.	.	10.00	.	25.00	10.00	8.00	.
B/D	13.33	2.50	20.00	16.25	5.00	4.00	3.50	20.00	2.50	26.67	40.00	4.00	10.00	16.67
IR	82.11	86.44	68.45	52.99	50.10	69.12	83.91	63.92	68.78	55.36	73.16	72.21	39.49	80.29
HH	9.74	3.94	2.16	4.78	6.50	4.13	6.12	5.45	10.12	2.21	5.10	5.61	4.49	1.98

*********	********									
	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2
	5	6	7	8	9	0	1	2	3	4
TEMP	13.20	13.00	11.90	13.00	11.00	10.00	13.00	13.00	13.00	10.90
pH-veld	5.80	6.60	6.30	7.00	4.10	4.20	5.20	7.70	8.30	7.00
EGV-veld	127.00	240.00	178.00	139.00	104.00	106.00	91.00	158.00	370.00	229.00
pH	6.10	7.20	6.90	7.80	4.20	4.30	5.60	8.50	8.30	7.30
EGV	110.00	210.00	150.00	120.00	80.00	50.00	80.00	50.00	260.00	220.00
O2	7.10	6.40	5.70	10.80	11.00	9.50	8.50	9.80	10.40	6.90
O2%	67.40	60.80	52.90	102.60	100.00	84.20	80.70	93.10	98.80	62.60
kN	1.35	5.14	2.18	1.76	.99	1.73	.68	.83	10.20	3.08
NH4+	.40	3.56	.44	.10	.24	1.29	. 9	.13	5.68	1.77
NO2-	. 1	. 2	. 2	. 2	. 2	. 1	.	. 1	. 5	. 5
NO3-	.11	. 3	.12	.25	.40	.35	. 8	.15	.12	.40
o-P	. 2	. 1	. 6	.10	. 3	. 1	. 1	. 1	. 9	. 4
t-P	. 4	. 2	.15	.15	. 4	. 2	. 4	. 2	.36	.13
Cl-	11.00	24.00	6.00	3.00	11.00	8.00	12.00	7.00	12.00	13.00
SO4--	25.00	3.00	3.00	3.00	20.00	15.00	6.00	3.00	3.00	9.00
Fe+++	. 3	. 2	. 9	. 2	. 2	. 1	. 2	. 1	. 3	.10
Na+	7.50	13.00	8.10	10.00	7.30	7.00	7.90	11.00	9.20	5.20
K+	4.00	24.00	6.70	5.70	2.80	2.70	4.00	2.60	23.00	40.00
Mg++	6.50	7.60	12.00	9.10	4.30	4.70	4.40	4.30	10.00	7.70
Ca++	13.00	12.00	18.00	14.00	6.40	5.00	6.20	20.00	31.00	16.00
HCO3-	24.40	103.70	97.60	73.20	12.20	12.20	12.20	54.90	152.50	91.50
COD	27.00	67.00	72.00	47.00	12.00	13.00	17.00	15.00	150.00	56.00
OPP	400.00	80.00	80.00	12.00	250.00	40.00	200.00	33.00	25.00	80.00
B	20.00	10.00	7.00	3.00	40.00	6.00	10.00	6.00	4.00	10.00
D	2.00	1.00	2.00	.40	2.00	1.50	2.00	1.50	.50	1.00
L	30.00	10.00	15.00	5.00	40.00	10.00	25.00	8.00	10.00	10.00
DOORZ	1.50	.40	.60	.40	2.00	1.50	1.50	1.50	.20	1.00
D SAPR	.	. 1	. 2	.	. 1	. 4	. 2	. 2	. 4	.15
% FL	.	10.00	.	80.00	.	50.00	.	.	.	.
% DRIJF	1.00	60.00	100.00	2.00	.	.	1.00	20.00	.	1.00
% ONDER	100.00	.	.	.	50.00	2.00	80.00	100.00	.	.
% BOVEN	10.00	1.00	20.00	20.00	.	3.00	10.00	5.00	10.00	10.00
% TOT B	100.00	60.00	100.00	80.00	50.00	5.00	80.00	100.00	10.00	11.00
%MMBOV	40.00	20.00	25.00	50.00	20.00	.	60.00	10.00	80.00	80.00
%MMDRIJF	20.00	40.00	41.00	30.00	.	20.00	.	10.00	.	.
%MMONDER	40.00	20.00	.	.	60.00	60.00	20.00	60.00	.	.
%MMSLIB	.	20.00	.	.	.	.	.	10.00	20.00	20.00
%MMZAND	.	.	.	.	10.00	.	10.00	10.00	.	.
%MMVEEN	20.00	.	.	.	.	.	.	.	.	.
%MMKLEI	.	.	17.00	20.00	.	.	.	.	.	.
%MMDETR	.	.	17.00	.	10.00	20.00	10.00	.	.	.
B/D	10.00	10.00	3.50	7.50	20.00	4.00	5.00	4.00	8.00	10.00
IR	67.67	55.65	84.16	89.21	50.76	52.54	47.79	83.50	82.07	68.56
HH	3.31	4.13	5.28	4.05	1.88	1.78	1.88	3.78	6.63	4.01

TEMP - TEMPERATUUR [°C]
pH-veld - pH, VELDWAARDE [-]
EGV-veld - EGV, VELDWAARDE [µS/cm]
pH - pH, LAB.WAARDE [-]
EGV - EGV, LAB.WAARDE [uS/cm]
O2 - ZUURSTOFCONCENTRATIE [mg/l]
O2% - ZUURSTOFVERZADIGINGS-PERCENTAGE [-]
kN - TOTAAL STIKSTOF [mg N/l]
NH4+ - AMMONIUM [mg N/l]
NO2- - NITRIET [mg N/l]
NO3- - NITRAAT [mg N/l]
o-P - ORTHOFOSFAAT [mg P/l]
t-P - TOTAAL FOSFAAT [mg P/l]
Cl- - CHLORIDE [mg/l]
SO4-- - SULFAAT [mg/l]
Fe+++ - IJZER(III) [mg/l]
Na+ - NATRIUM [mg/l]
K+ - KALIUM [mg/l]

Mg++ - MAGNESIUM [mg/l]
Ca++ - CALCIUM [mg/l]
HCO3- - HYDROCARBONAAT [mg/l]
COD - CHEMISCH O2-VERBRUIK [mg/l]
B - BREEDTE [m]
D - DIEPTE [m]
L - LENGTE [m]
DOORZ - DOORZICHT [m]
D SAPR - DIKTE SAPROPELIUM-LAAG [m]
% FL - % FLAP [-]
% DRIJF - % DRIJVENDE VEGETATIE [-]
% ONDER - % ONDERWATER VEGETATIE [-]
% BOVEN - % BOVENWATER VEGETATIE [-]
% TOT B - % TOTALE BEDEKKING VEGETATIE [-]

B/D - BREEDTE/DIEPTE-VERHOUDING [-]
IR - IONEN-RATIO [-]
HH - HARDHEID [°D]

%MM**** - % MICROMILIEU, D.W.Z. HET PERCENTAGE VAN HET MONSTER DAT TOT EEN BEPAALD MICROMILIEU BEHOORT.

BIJLAGE 1B : KWANTITATIEVE MILIEUVARIABELEN

BIJLAGE 1C NOMINALE MILIEUVARIABELEN

********* TABLE ********	P 0 0 1	P 0 0 2	P 0 0 3	P 0 0 4	P 0 0 5	P 0 0 6	P 0 0 7	P 0 0 8	P 0 0 9	P 0 1 0	P 0 1 1	P 0 1 2	P 0 1 3	P 0 1 4	P 0 1 5	P 0 1 6	P 0 1 7	P 0 1 8	P 0 1 9	P 0 2 0	P 0 2 1	P 0 2 2	P 0 2 3	P 0 2 4
VORMON						1	1	1		1			1		1							1	1	
VORMRE	1	1		1	1				1			1				1	1	1	1	1	1			1
OMRAST		1			1	1		1	1	1						1	1					1		
OMRASTNT	1		1	1			1				1	1	1	1	1			1	1	1	1		1	1
WATW														1				1	1	1	1		1	1
WATWGEEN	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1					1		
KWEL	1	1																						
KWELGEEN			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
KLLOOS													1	1	1			1	1	1		1		
KLGEEL			1	1	1	1	1		1			1					1							1
KLBRUIN	1	1						1			1					1					1			
KLGROEN																							1	
KLGRZW										1														
INJGETR	1			1			1			1											1		1	
INGETRNT		1	1		1	1		1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1		1
HELDERH		1	1	1	1	1	1	1	1		1		1	1	1		1	1	1	1	1	1		1
HELDERM												1				1								
HELDERTR	1									1													1	
VERONT										1													1	
VERONTNT	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1
ONDERH	1																							
ONDERHNT		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
BODEMZA	1		1	1	1			1		1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1
BODEMKL		1				1	1		1				1					1						
SBKAZA													1											
SBKAKL																		1						
SBFDV		1	1			1													1	1				
SBSL	1						1	1		1						1	1					1	1	
SBFDVSL				1	1				1		1			1	1						1	1		
SBGDBSL												1	1											
TALHONR			1								1													
TALHZWGL										1			1										1	
TALHMAGL				1				1																
TALHSTGL	1						1					1		1	1	1	1	1	1	1		1		1
TALHLOOD		1			1	1			1				1								1			
SCHADU								1			1	1	1	1	1				1	1	1			1
SCHADUNT	1	1	1	1	1	1	1		1	1						1	1	1				1	1	
OEVERBOS													1	1					1	1	1			
OEVERHEI			1												1									
OEVERAKK					1																			1
OEVERWEI	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1				1	1	1			1	1	1	
ISOL		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
ISOLNIET	1																					1		
NAHCTYPE	1								1															
MENGTYPE		1	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1

VORMON - VORM ONREGELMATIG
VORMRE - VORM REGELMATIG
OMRAST - OMRASTERD
OMRASTNT - NIET OMRASTERD
WATW - INDICATIE WATERSTANDSWISSELING
WATWGEEN - GEEN INDICATIE WATERSTANDSWISSELING
KWEL - KWELINDICATIE
KWELGEEN - GEEN KWELINDICATIE
KLLOOS - KLEURLOOS (WATER)
KLGEEL - GELE KLEUR (WATER)
KLBRUIN - BRUINE KLEUR (WATER)
KLGROEN - GROENE KLEUR (WATER)
KLGRZW - GRIJSZWARTE KLEUR (WATER)
INGETR - INGETRAPT (OEVER)
INGETRNT - NIET INGETRAPT (OEVER)
HELDERH - HELDER (WATER)
HELDERM - MATIG HELDER (WATER)
HELDERTR - TROEBEL (WATER)
VERONT - VERONTREINIGING
VERONTNT - GEEN VERONTREINIGING
ONDERH - INDICATIE ONDERHOUD
ONDERHNT - GEEN INDICATIE ONDERHOUD
BODEMZA - ZANDBODEM
BODEMKL - KLEIBODEM
SBKAZA - SUBSTRAAT KAAL ZAND
SBKAKL - SUBSTRAAT KALE KLEI
SBFDV - SUBSTRAAT FIJNE DETRITUS EN VEEN
SBSL - SUBSTRAAT SLIB
SBFDVSL - SUBSTRAAT FIJNE DETRITUS, VEEN EN SLIB
SBGDBSL - SUBSTRAAT GROVE DETRITUS, BLAD EN SLIB
TALHONR - TALUDHELLING ONREGELMATIG
TALHZWGL - TALUDHELLING ZWAK GLOOIEND (0° - 30°)
TALHMAGL - TALUDHELLING MATIG GLOOIEND (30° - 45°)
TALHSTGL - TALUDHELLING STEIL GLOOIEND (45° - 60°)
TALHLOOD - TALUDHELLING VRIJWEL LOODRECHT (60° - 90°)
SCHADU - BESCHADUWING
SCHADUNT - GEEN BESCHADUWING
OEVERBOS - OEVERGEBRUIK BOS
OEVERHEI - OEVERGEBRUIK HEI
OEVERAKK - OEVERGEBRUIK AKKER
OEVERWEI - OEVERGEBRUIK WEILAND
ISOL - GEISOLEERD
ISOLNIET - NIET GEISOLEERD
NAHCTYPE - NATRIUMCARBONAATTYPE (WATER)
MENGTYPE - MENGTYPE (WATER)

BIJLAGE 2

AUTECOLOGIE

De autoecologie van de kenmerkende soorten van de clusters ($ 3.1) wordt hier besproken.

UITSCHIETER MONSTERPUNT 2

-Chironomus is een algemeen verspreid geslacht, in vrijwel alle watertypen. Het geslacht is vaak talrijk in verontreinigd water, de dominantie wijst op een relatief sterke afbraak van organische materiaal (Moller-Pillot 1984, Hynes 1960)

-Culex pipiens komt voor in allerlei kleine wateren en heeft een voorkeur voor kleine, neutrale, beschaduwde wateren (Harksen et al. 1976). De soort is tolerant t.o.v. verontreiniging (Mohrig 1969).

CLUSTER 1

-Microvelia reticulata is een carnivoor, algemeen in dichte vegetatie (Macan 1965). Ook andere auteurs wijzen op het belang van vegetatie (Nieser 1968, Bernhardt 1985). Cuppen et al. (1979) vonden de soort ook in poelen.

-Holocentropus dubius leeft vrij op de bodem of in vlak trechtervormige spinsels op submerse waterplanten (Redeke 1948) in kleine stilstaande wateren (Lepneva 1966) met goed ontwikkelde vegetatie (Lepneva 1966, Tobias & Tobias 1981). Volgens de laatsten heeft de soort een voorkeur voor schoon water, volgens Leuven et al. (1987) vooral voorkomend in zuur, zacht water.

-Arrenurus neumani heeft een voorkeur voor voedselarm water (Besseling 1959), parasiteert op Zygoptera en komt vooral in vennen voor (Davids 1979). Volgens de laatste leeft de soort in de vegetatie dicht bij de bodem. Soorten van het genus Arrenurus komen veel in vegetatie van poelen voor (Kreuzer 1940, Berg 1948).

-Ablabesmyia monilis komt in veel watertypen voor (Wiederholm 1983, Moller-Pillot 1984). Thienemann (1974) vond de soort in poelen, tussen algen, vegetatie en in slib, bij verschillende pH (traject 4-9). De soort heeft een optimum in licht verontreinigd water (Moller-Pillot 1971) en is volgens Mauch (1976) b-mesosaproob.

-Psectrocladius gr sordidellus komt volgens Moller-Pillot (1984) voor in vele typen stilstaand water, op velerlei substraten. Het is een kokerbewonende detritus eter, die in niet al te zeer belaste wateren voorkomt (Moller-Pillot & Krebs 1981).

-Phryganea bipunctata komt voornamelijk in stilstaand water met veel vegetatie voor (Lepneva 1966, Tobias & Tobias 1981). Mauch (1976) beschrijft de soort als oligo- tot b-mesosaproob.

-Hesperocorixa castanea is algemeen in vennen met een rijke Sphagnumgroei (Nieser 1982) en heeft een voorkeur voor zuur water (Bernhardt 1985). De soort komt voor in oligo- en mesotrofe wateren (Cuppen et al. 1979), volgens Macan (1965) in water met een geringe hoeveelheid basen.

-Tanytarsus is een geslacht dat in alle zoetwatertypen voorkomt (Klink 1981). Het komt weinig voor in sterk verontreinigd water (Moller-Pillot 1971), enkele soorten hebben een grote zuurstofbehoefte (Walshe 1947, 1948).
-Agrypnia varia is een soort die veel in kleine wateren, zoals poelen, voorkomt (Hickin 1967). Volgens Mauch (1976) b-mesosaproob.
-Gerris lacustris is zeer algemeen in stilstaand water (Nieser 1982, Bernhardt 1985). De soort is niet selectief m.b.t. organische verontreiniging (Moller-Pillot 1971, Mauch 1976).
-Gerris odontogaster vaak samen met G. lacustris voor, ook in poelen (Macan 1965, Higler & van Putten 1971) en is algemeen in Nederland (Nieser 1982).
-Hydrodroma despiciens is een algemene soort, behorend tot de vegetatiefauna. Ze komt in oligotroof water voor (Besseling 1959).
-i-1 -Notonecta obliqua is algemeen in oligotrofe milieu's (Redeke 1948, Southwood & Leston 1959), volgens recentere gegevens ook in mesotrofe wateren (Nieser 1982, Bernhardt 1985). -i-1 -Chaoborus obscuripes komt voor in kleine, ondiepe wateren (Parma 1969). Het geslacht Chaoborus is oligo- tot b-mesosaproob (Sladacek 1963, Mauch 1976) en is volgens Parma (1969) tolerant m.b.t. fysisch-chemische condities.

TAXA INTERMEDIAIR TUSSEN CLUSTER 1 EN CLUSTER 2
-Procladius komt in allerlei habitats (Fittkau & Murray 1986)in vele typen stil- staand water voor (Moller-Pillot 1984). Volgens Fittkau & Roback (1983) is het een slibbewoner die vooral in sloten en kleine meren voorkomt. Het is een eurysaproob geslacht dat vaak in dynamische situaties voorkomt (Moller-Pillot 1971, Moller-Pillot & Krebs 1981).
-Polypedilum gr nubeculosum is algemeen in Nederland in veel watertypen (Moller-Pillot 1984). De vorm P. cf uncinatum, die in dit onderzoek niet duidelijk te onderscheiden was van P. cf nubeculosum, heeft een voorkeur voor een zuur milieu (Moller-Pillot & Krebs 1981).
-Polypedilum gr sordens komt voor in stilstaand, vaak eutroof water, op de stengels, bladeren en wortels van waterplanten (Moller-Pillot 1984).
-Coryneura gr scutellata is een algemeen taxon, vooral op stengel en blad van waterplanten voorkomend. Volgens Mauch (1976) oligo- tot b-mesosaproob.
-Hesperocorixa linnei komt voor in voedselrijk wateren met veel vegetatie (Macan 1965) die organisch belast zijn (slib/detrituslaag) (Nieser 1982, Bernhardt 1985). Bij toenemende organische belasting is waargenomen dat Sigara striata wordt verdrongen door H. linnei en die vervolgens door H. sahlbergi (Macan 1965).
-Notonecta viridis komt volgens Nieser (1982) in het binnenland voor in voedselarme wateren met een kale zandbodem , volgens Bernhardt (1982) in temporaire kleine wateren en veenplassen.

Cluster 2 : DE GROEP WEILANDDRINKPOELEN
-Xenopelopia is een genus dat veel voorkomt in semipermanente, voedselrijke wateren, vaak met rottend bladmateriaal. Algemeen in poelen en sloten (Moller-Pillot & Krebs 1981, Moller-Pillot 1984).
-Acroloxus lacustris komt in vele habitats voor (Jansen & de Vogel 1965). Het is een hard-water soort (Macan 1977), b-mesosaproob (Mauch 1976).

-Gyraulus albus is te vinden in alle zoetwatertypen (Macan 1977), op een vast substraat (Jansen & de Vogel 1965). Moller-Pillot (1971) vond de soort bij geringe verontreiniging en stelde een binding van de soort met vegetatie vast. Volgens Mauch (1976) b-mesosaproob.
-Erpobdella testacea is soms abundant in dichte moerasvegetatie van eutrofe plassen (Elliot & Mann 1979). De soort is tolerant voor vervuiling (Jansen & Monnikendam 1982) en is redelijk bestand tegen lage O2-gehalten (Dresscher & Higler 1982).
-Hippeutis complenata komt in water met een rijke vegetatie voor (Jansen & de Vogel 1965). Het is een hard-water soort (Macan 1977), b-mesosaproob (Mauch 1976).
-Stagnicola glabra is een soort uit kleine wateren (Gloer et al. 1980) met veel vegetatie (Jansen & de Vogel 1965). Vaak samen met Aplexa hypnorum voorkomend, o.a in droogvallende poelen (Jansen & de Vogel 1965).
-Tubificidae zonder haren. Wanneer deze abundant voorkomen wijst dat op organische veerontreiniging (Verdonschot 1988 mond. med.).
-Metriocnemus hirticollis agg. is een aggregaat van soorten waarvan sommige terrestrisch of semi-terrestrisch zijn. Er zijn soorten bij die alleen in oeverzones of mosvegetaties voorkomen (Moller-Pillot 1984).
-Helobdella stagnalis is een algemene soort die als substraat macrofyten boven stenen en die weer boven modderbodems prefereert (Elliot & Mann 1979). Ze zijn vaak abundant in eutrofe en organische belaste wateren, maar hebben geen duidelijke voorkeur voor een bepaalde trofie- of saprobiegraad (Bennike 1943, Moller-Pillot 1971, Elliot & Mann 1979).
-Endochironomus gr dispar is een mineerder van waterplanten en dode plantedelen, veel gevonden in meso- en eutrofe sloten en plassen met veel vegetatie (Moller-Pillot 1984). Het geslacht Endochironomus heeft een voorkeur voor kleine eutrofe wateren (Pinder & Reiss 1983).
-Chaoborus crystallinus komt voor in klein ondiep water (Parma 1969). Zie verder bij C. obscuripes (cluster 1).
-Dero digitata is door Verdonschot (1987) aangetroffen in sloten waarin vegetatie aanwezig was. De soort voedt zich voornamelijk met detritus (Pfannkuche 1977).
-Cyclorrapha is een groep van verschillende Diptera-families (de taxa waren niet nader te determineren). Er zijn geen autoecologische gegevens van deze grote groep te geven.
-Chaoborus flavicans is een soort die in wateren van verschillende dimensie voorkomt (Parma 1969). Zie verder C. obscuripes (cluster 1).

SUBCLUSTER 5
-Ptychoptera is een detrivoor, die in modderbodems met slib, detritus of bladpakketten voorkomt (Moller-Pillot 1971, Stubbs 1972). De soort is zowel in schoon als in vuil water te vinden (Stubbs 1972) en tolerant t.o.v. hoge organische belasting (Brindle 1962).
-Culiseta annulata komt voor in kleine wateren bij een pH variërend van 5,4 tot 8,1. De soort is tolerant t.o.v. verontreiniging en heeft een voorkeur voor N-verontreinigd water (N tot 60 mg/l), i.t.t. andere culiciden (Marshall 1938, Mohrig 1969).
-Eristalis is een detrivoor geslacht, dat veel in kleine wateren voorkomt (Redeke 1948, Moller-Pillot 1971). Het geslacht heeft een voorkeur voor sterk verontreinigd water, met veel rottend organisch materiaal. Het geslacht is ongevoelig voor hoge H2S- en NH3-concentraties (Hynes 1960, Sladacek 1963, Moller-Pillot 1971).

-Sepedon is een geslacht dat bekend is van littorale zones van stilstaande wateren alsmede van tijdelijke poelen. Er zijn prederende, bodembewonende soorten, maar ook soorten die parasiteren op slakken (Merrit & Cummins 1978).
-Segmentina nitida is een hard water soort (Macan 1977), algemeen in wateren met een rijke vegetatie. De soort graast op planten (Redeke 1948, Jansen & de Vogel 1965).
-Polycelis tenuis komt voor in meren en poelen op oeverstenen maar ook in dichte vegetatie. De soort kan dominant voorkomen in eutrofe meren (Reynoldson 1978) en heeft als voedselpreferentie oligochaeten (Higler 1977). De soort heeft een voorkeur voor lichte verontreiniging (Moller-Pillot 1971), volgens Mauch (1976) b-mesosaproob.

SUBCLUSTER 4
-Theromyzon tessulatum komt in allerlei watertypen voor. De jonge individuen zijn op planten te vinden. De soort parasiteert op watervogels, vooral eenden. Moller-Pillot vond de soort voornamelijk in matig verontreinigde beken, Mauch (1976) klassificeert de soort als b-mesosaproob.
-Asellus aquaticus komt voor in wateren met rottend organisch materiaal op de bodem, de soort eet algen en rottend blad (Redeke 1948, Higler 1977). Volgens Williams (1962) komt de soort voor bij een pH hoger dan 6, hij vindt een correlatie tussen voorkomen en hoge calcium- en EGV-waarden. Volgens Moller-Pillot (1971) is het optimale milieu bij matige verontreiniging, Mauch (1976) klassificeert de soort als b- tot a-mesosaproob.
-Sphaerium-soorten zijn slibbewoners die detritus eten (Redeke 1948). Moller-Pillot (1971) vond ze in beken die gering tot matig verontreinigd waren.
-Glossiphonia heteroclita is voornamelijk bekend uit meren en vijvers, levend in de vegetatie of onder stenen (Redeke 1948, Moller-Pillot 1971). De soort komt voor in middelmatig verontreinigd water, ze is niet bestand tegen langdurige afwezigheid van zuurstof (Moller-Pillot 1971). Volgens Mauch (1976) b- tot a-mesosaproob.
-Plea minutissima is een algemene wants, die in de vegetatie (Macan 1965) leeft en is soms talrijk in niet vervuilde eutrofe wateren. De soort leeft in dieper water en verdraagt een bedekking van het water met kroos (Verstraete 1978, Nieser 1982). Volgens Mauch (1976) oligo- tot b-mesosaproob.
-Arrenurus cuspidator behoort tot de vegetatiefauna en parasiteert uitsluitend Zygoptera (1968).

SUBCLUSTER 3
-Psectrotanypus varius komt voor in kleine wateren, o.a. in poelen (Thienemann 1974, Fittkau & Roback 1983), bij voorkeur in een bodem met organisch materiaal (Moller-Pillot 1984). De soort is goed bestand tegen organische verontreiniging (Higler 1979) en komt met name voor in instabiele dynamische milieu's (Moller-Pillot & Krebs 1981) en in nutrïentrijk water (Fittkau 1983).
-Tubificidae met haren. Deze juveniele tubificiden komen n het algemeen in minder slibrijk water voor dan de Tubificidae zonder haren (Verdonschot 1988 mond. med.).
-Callicorixa praeusta leeft in nutrïentrijke wateren met veel vegetatie (Macan 1965). De soort kan talrijk zijn in instabiele milieu's (Nieser 1968) en ook bij dierlijke vervuiling (Moller-Pillot 1971).

-Cricotopus gr sylvestris is een algemene soort, die vooral in wateren met veel plantengroei voorkomt. De soort is tolerant t.o.v. aanzienlijke verontreiniging (Moller-Pillot 1984) en komt voor in wateren uiteenlopend van oligo- tot eutroof (Moller-Pillot & Krebs 1981).
-Limnodrilus hoffmeisteri heeft een wijde ecologische amplitudo, de soort komt zowel in schoon als in sterk organisch belast water voor (Moller-Pillot 1971, Pfannkuche 1977, Dumnicka 1978). Volgens Mauch (1976) a-mesosaproob tot polysaproob.
-Clinotanypus nervosus is een algemene soort in vele typen stilstaand water (Moller-Pillot 1984). Komt voor in zacht, modderig sediment (Fittkau 1983), ook in organisch substraat (Thienemann 1974, Moller-Pillot & Krebs 1981).
-Sigara lateralis komt voor in kleine, ondiepe, eutrofe/guanotrofe poelen met weinig vegetatie (Macan 1965, Nieser 1982, Bernhardt 1985). Volgens Higler (1967) in door vee bezochte drinkpoelen.
-Piona carnea behoort tot een geslacht dat algemeen is in stilstaand water, behoort tot de vegetatiefauna en ook in temporaire milieu's voorkomt (Davids 1979).
-Anatopynia plumipes leeft in modderige oeverzones van stilstaand water met veel vegetatie (Fittkau 1962, Moller-Pillot 1984). Volgens Mauch (1976) a-mesosaproob.
-Radix peregra heeft een brede ecologische tolerantie betreffende trofie (van Benthem-Jutting 1959), saprobie (Mauch 1976, Kolkwitz 1950) en droogvalling (den Hartog 1963). Meestal voorkomend in water met rijke vegetatie (Jansen & de Vogel 1965) bij een pH boven de 5,6 (Boycott 1936).
-Paramerina cingulata komt voor in vele typen water van allerlei dimensies (Fittkau & Roback 1983), ook wanneer deze niet permanent zijn (Ketelaars 1986).
-Arrenurus buccinator behoort tot de vegetatiefauna (Konstantinov 1961).
-Arrenurus muelleri is in poelen gevonden, behoort tot de vegetatiefauna (Davids 1979).
-Monopelopia tenuis komt voor in kleine wateren, o.a. in moerassige poelen tussen mos en rottend bladmateriaal (Moller-Pillot 1984). Volgens Fittkau & Roback (1983) in zure moerassige biotopen.
-Einfeldia gr insulita en E. gr pagana komen voor in modderbodems in kleine, ondiepe, stilstaande wateren (Moller-Pillot 1984). De soorten hebben een voorkeur voor een eutroof milieu (Moller-Pillot & Krebs 1981, Fittkau & Roback 1983).
-Hydrellia is een geslacht dat mineert, volgens Redeke (1948) in Lemna-blad.
-Arrenurus sinuator is een algemeen voorkomende soort (Davids 1968).
-Microtendipes gr chloris is bekend uit littorale en sublittorale sedimenten in grotere wateren (Pinder & Reiss 1983), in Nederland uit vele typen stilstaand water (Moller-Pillot 1984). Volgens Mauch (1976) b-mesosaproob.
-Cryptochironomus is een geslacht dat in veel watertypen van verschillende afmetingen, op allerlei substraat voorkomt (Pinder & Reiss 1983, Moller-Pillot 1984). Het zijn obligate rovers (Konstantinov 1961), die sterke verontreiniging mijden (Moller-Pillot 1971).

-Anopheles gr maculipennis komt voor in kleine wateren, waar de vegetatie boven water uitsteekt. De larven houden zich m.b.v. haren vast aan de planten (Mohrig 1969). Ze komen voor in water van verschillende trofiegraad (Havelka 1978, Albrecht 1980). Volgens Mauch b-mesosaproob.
-Dero obtusa komt voor in zavelig/kleiig zand (Chèkanovskaya 1962). Volgens Mauch (1976) a-mesosaproob.
-Trianodes bicolor is een herbivoor (Higler 1977), die in de vegetatie leeft (Lepneva 1966). De soort komt veel voor in ondiepe plassen en poelen met veel vegetatie (Redeke 1948, Tobias & Tobias 1981) op een diepte van 0,2 tot 1,5 m (Lepneva 1966). Volgens Mauch (1976) oligo- tot a-mesosaproob.
-Zavreliella marmorata is een plantebewoner (Moller-Pillot 1984), mobiel in submerse vegetatie in kleine stilstaande wateren (Fittkau & Roback 1983).
-Lymnea stagnalis is een hardwater-soort (Macan 1977), die water met een rijke vegetatie prefereert (Janssen & de Vogel 1965). Volgens Mauch (1976) b-mesosaproob.
-Athripsodes aterrinus is herbivoor en komt voor in de vegetatie van stilstaande en langzaam stromende wateren (Lepneva 1966). De soort is b-mesosaproob volgens Sladacek (1963).
-Gerris thoracicus is een algemene wants met een grote ecologische amplitudo (Bernhardt 1985). De soort houdt de mogelijkheid om te kunnen vliegen (Vepsaläinen 1974). Moller-Pillot (1971) trof de soort zowel in zuivere als verontreinigde beken aan.

BIJLAGE 3

Het EKOO-projekt

1 Aanleiding van het EKOO-projekt

Het waterkwaliteitsbeheer in Nederland wordt op landelijk nivo uitgevoerd door Rijkswaterstaat en op provinciaal nivo door de Provinciale Waterstaten, die zelf het beheer uitvoeren of delegeren aan regionale beheerders zoals zuiveringschappen en waterschappen.

Voor 1970 voerde elk van die instanties het beheer op eigen wijze uit. Door de Wet Verontreiniging Oppervlaktewater (W.V.O.) uit 1970 wordt het beleid landelijk gestruktureerd. Deze wet schrijft voor dat elke vijf jaar een Indikatief Meerjaren Plan (IMP) vastgesteld moet worden voor de bestrijding van de verontreiniging van het oppervlaktewater in Nederland (zie Higler (1983) voor een uitgebreid kommentaar). Zo'n IMP is een richtinggevend programma dat een overkoepeling voorstelt van alle provinciale en regionale aktiviteiten op het gebied van de waterkwaliteit. Het bevat hoofdlijnen en beginselen die van belang zijn voor het landelijk te voeren beleid .

Het eerste IMP, voor de jaren 1975-1979, was hoofdzakelijk gericht op het saneren van organische lozingen, met andere woorden korte-termijn beleid. In dit IMP wordt een systeem voor de bepaling van de vervuilingsgraad van wateren beschreven, gebaseerd op zuurstofhuishouding, biochemisch zuurstofverbruik en ammonium-stikstofgehalte. De gemeten waarden worden op een bepaalde manier bewerkt en in een van de vijf elkaar opvolgende vervuilingsklassen gepast, van sterk organisch verontreinigd tot weinig organisch verontreinigd water. In dit IMP zijn voorlopige grenswaarden opgesteld, de waterkwaliteitsnormen voor de korte termijn, die in de loop der tijd tot streefwaarden bijgesteld kunnen worden. Deze streefwaarden zouden een goede waterkwaliteit moeten karakteriseren.

Dit systeem is praktisch ongewijzigd overgenomen in het tweede IMP (1980-1984). Tot op heden wordt in Nederland voornamelijk waterkwaliteit gemeten volgens het IMP-systeem. De resultaten hiervan worden in vijf-kleuren kaartjes, de vijf klassen voorstellend, weergegeven. Deze manier van waterkwaliteit beoordelen resulteert wel in een gemakkelijk te interpreteren kaart voor de beleidsmaker, maar geeft geen betrouwbaar beeld van de waterkwaliteit omdat de parameters niet voldoende gevoelig, noch betrouwbaar zijn voor het meten van processen in het ekosysteem (Provinciale Waterstaat Overijssel, 1982). Biologische systemen fluktueren immers en variabelen die slechts een momentopname geven beschrijven het systeem niet goed. Bovendien worden de invloeden van toxische en fysische beinvloedingen over het hoofd gezien.

De opstellers van het tweede IMP realiseerden zich wel dat water meer is dan H2O alleen en dat het ekosysteem meer is dan de som der delen. Dat het waterekosysteem funktioneert impliceert dat waterkwaliteit c.q. waterverontreiniging dient te worden gerelateerd aan de kenmerken van het waterekosysteem (Verdonschot, 1983). In het tweede IMP is dan ook een aanzet gegeven tot het formuleren van ekologische doelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren.
Er worden drie nivo's onderscheiden (IMP 1980-1984, 1981):

* Het laagste nivo, de basiskwaliteit. Het oppervlaktewater mag geen overlast voor de omgeving veroorzaken, mag er niet vervuild uitzien en moet en aanvaardbaar milieu vormen voor een aerobe levensgemeenschap, waarin ook grote vissoorten zich kunnen handhaven en voortplanten. Al het oppervlaktewater moet minstens aan deze norm voldoen.
* Het middelste nivo. Een bepaalde mate van beïnvloeding en verandering van het ekosysteem ten opzichte van de natuurlijke situatie wordt geaccepteerd.
* Het hoogste nivo. Het ekosysteem moet in zijn 'natuurlijke staat' blijven of teruggebracht worden en mag in het geheel niet beïnvloed worden.

In het tweede IMP is verder een twee-sporenbeleid beschreven dat nog steeds door de huidige politiek gevolgd wordt:

- voortzetting van het saneringsbeleid
- introduktie en ontwikkeling van waterkwaliteitsdoelstellingen, onderverdeeld in basiskwaliteit, mensgerichte en ekologische waterkwaliteitsdoelstellingen in relatie tot de funkties van oppervlaktewateren.

De basiskwaliteit en de mensgerichte waterkwaliteitsdoelstellingen zijn slechts ingevuld met enkele chemische normen. De ekologische waterkwaliteitsdoelstellingen zijn nog niet ingevuld. De waterkwaliteitsbeheerders hebben er tot nu toe alleen naar gestreefd om de basiskwaliteit te bereiken. Het gevolg van dit beleid is dat organisch sterk verontreinigde wateren vooruit gegaan zijn in kwaliteit. Wateren die relatief weinig beïnvloed waren, met andere woorden, wateren met een meestal goede kwaliteit, verslechterden door onder andere verdergaande intensivering van de landbouw en eutrofiëring. Het gevolg van het gevoerde beleid is een nivellering van de waterkwaliteit (Verdonschot, 1983). Om te voorkomen dat alle oppervlaktewateren een gelijke minimum-kwaliteit krijgen is een algehele kwaliteitsverbetering nodig.

In 1981 is ten behoeve van het invullen van de ekologische waterkwaliteits doelstellingen het regionale projekt 'Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel' geformuleerd.

Vanaf 1981 is door de CUWVO (Commissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewater) gewerkt aan het opstellen van een rapport met ekologische kwaliteitsdoelstellingen voor voorlopig een 15-tal typen Nederlandse oppervlaktewateren. In dit rapport wordt aan elk type een uitgebreid hoofdstuk gewijd met een definiëring, gegevens over subtypen, gebruiksfunkties,

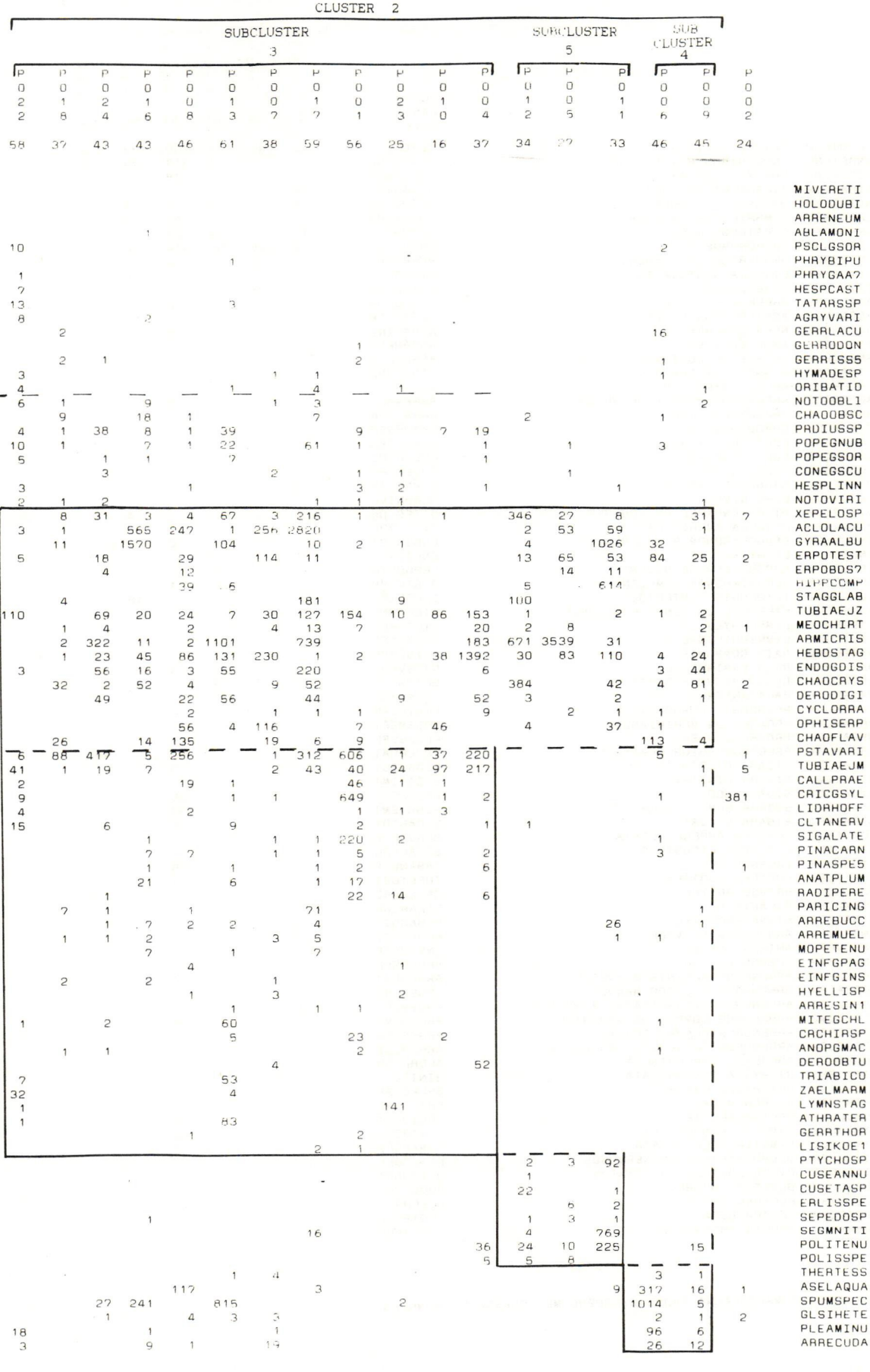
hydrologische, morfologische, chemische en fysische gegevens, een beschrijving van de bij het type behorende levensgemeenschap (zowel naar systeemkenmerken als naar soortensamenstelling) en tenslotte de inhoud van de kwaliteitsdoelstellingen voor het betreffende type. Per type worden zowel een hoogste, middelste en laagste nivo aangegeven.
In het derde IMP (1985-1989) wordt een samenvatting van het (concept) rapport gegeven bestaande uit definitie en kwaliteitsdoelstellingen per type.

BIJLAGE 4

CLUSTER 1

		******** TABLE ********					
		P	P	P	P	P	P
		0	0	0	0	0	0
		1	2	1	2	1	0
		9	0	4	1	5	3
	TOTAAL AANTAL TAXA	25	24	21	59	40	32
MIVERETI	MICROVELIA RETICULATA	MIVERETI	4	1		223	180	
HOLODUBI	HOLOCENTROPUS DUBIUS	HOLODUBI	125	3	21	33	25	
ARRENEUM	ARRENURUS NEUMANI	ARRENEUM	12	4		237		
ABLAMONI	ABLABESMYIA MONILIS	ABLAMONI	306	24	1051	483	129	113
PSCLGSOR	PSECTROCLADIUS GR SORDIDELLUS	PSCLGSOR	3	63	20	28	24	
PHRYBIPU	PHRYGANEA BIPUNCTATA	PHRYBIPU	32					
PHRYGAA?	PHRYGANEIDAE JUVENIEL	PHRYGAA?	6	1			1	
HESPCAST	HESPEROCORIXA CASTANEA	HESPCAST	1	29		49		
TATARSSP	TANYTARSUS SP	TATARSSP		155	7	225	112	23
AGRYVARI	AGRYPNIA VARIA	AGRYVARI	13			24	10	
GERRLACU	GERRIS LACUSTHIS	GERRLACU			1	3	1	
GERRODON	GERRIS ODONTOGASTER	GERRODON				2	16	1
GERRISS5	GERRIS SP NYMPHE	GERRISS5		1		3	3	8
HYMADESP	HYDRODROMA DESPICIENS	HYMADESP			2	46	24	
ORIBATID	ORIBATIDA	ORIBATID	3	22		142	58	
NOTOOBLI	NOTONECTA OBLIQUA	NOTOOBLI	4	11	1	23	6	
CHAOOBSC	CHAOBORUS OBSCURIPES	CHAOOBSC		60	4	1	8	15
PROIUSSP	PROCLADIUS SP	PROIUSSP	3	112	47	59	54	360
POPEGNUB	POLYPEDILUM GR NUBECULOSUM	POPEGNUB	1	39	4	31	30	425
POPEGSOR	POLYPEDILUM GR SORDENS	POPEGSOR			1	44	394	
CONEGSCU	CORYNONEURA GR SCUTELLATA	CONEGSCU		5		1		1
HESPLINN	HESPEROCORIXA LINNEI	HESPLINN		1		1	2	
NOTOVIRI	NOTONECTA VIRIDIS	NOTOVIRI				2	3	1
XEPELOSP	XENOPELOPIA SP	XEPELOSP						
ACLOLACU	ACROLOXUS LACUSTRIS	ACLOLACU						
GYRAALBU	GYRAULUS ALBUS	GYRAALBU						
ERPOTEST	ERPOBDELLA TESTACEA	ERPOTEST						
ERPOBDS?	ERPOBDELLA SP JUVENIEL	ERPOBDS?						
HIPPCOMP	HIPPEUTIS COMPLANATUS	HIPPCOMP						
STAGGLAB	STAGNICOLA GLABRA	STAGGLAB						
TUBIAEJZ	TUBIFICIDAE JUV. ZONDER HAREN	TUBIAEJZ				2		
MEOCHIRT	METRIOCNEMUS HIRTICOLLIS	MEOCHIRT			3			
ARMICRIS	ARMIGER CRISTA	ARMICRIS			1	1		
HEBDSTAG	HELOBDELLA STAGNALIS	HEBDSTAG			1	2		
ENDOGDIS	ENDOCHIRONOMUS GR DISPAR	ENDOGDIS				2		
CHAOCRYS	CHAOBORUS CRYSTALLINUS	CHAOCRYS						40
DERODIGI	DERO DIGITATA	DERODIGI					17	
CYCLORRA	CYCLORRAPHA SP	CYCLORRA						1
OPHISERP	OPHIDONAIS SERPENTINA	OPHISERP					1	
CHAOFLAV	CHAOBORUS FLAVICANS	CHAOFLAV						
PSTAVARI	PSECTROTANYPUS VARIUS	PSTAVARI				16		
TUBIAEJM	TUBIFICIDAE JUV. MET HAREN	TUBIAEJM				2		
CALLPRAE	CALLICORIXA PRAEUSTA	CALLPRAE	1					37
CRICGSYL	CRICOTOPUS GR SYLVESTRIS	CRICGSYL						2
LIDRHOFF	LIMNODRILUS HOFFMEISTERI	LIDRHOFF						
CLTANERV	CLINOTANYPUS NERVOSUS	CLTANERV						
SIGALATE	SIGARA LATERALIS	SIGALATE						
PINACARN	PIONA CARNEA	PINACARN						
PINASPES	PIONA NYMPHE	PINASPES						
ANATPLUM	ANATOPYNIA PLUMIPES	ANATPLUM						
RADIPERE	RADIX PEREGRA	RADIPERE						
PARICING	PARAMERINA CINGULATA	PARICING						
ARREBUCC	ARRENURUS BUCCINATOR	ARREBUCC						
ARREMUEL	ARRENURUS MUELLERI	ARREMUEL				1		
MOPETENU	MONOPELOPIA TENUICALCAR	MOPETENU						
EINFGPAG	EINFELDIA GR PAGANA	EINFGPAG						
EINFGINS	EINFELDIA GR INSOLITA	EINFGINS						
HYELLISP	HYDRELLIA SP	HYELLISP						
ARRESIN1	ARRENURUS SINUATOR MANNETJE	ARRESIN1						
MITEGCHL	MICROTENDIPES GR CHLORIS	MITEGCHL						
CRCHIRSP	CRYPTOCHIRONOMUS SP	CRCHIRSP				2		
ANOPGMAC	ANOPHELES GR MACULIPENNIS	ANOPGMAC						
DEROOBTU	DERO OBTUSA	DEROOBTU						
TRIABICO	TRIAENODES BICOLOR	TRIABICO						
ZAELMARM	ZAVRELIELLA MARMORATA	ZAELMARM						
LYMNSTAG	LYMNAEA STAGNALIS	LYMNSTAG						
ATHRATER	ATHRIPSODES ATERRIMUS	ATHRATER						
GERRTHOR	GERRIS THORACICUS	GERRTHOR						
LIS1KOE1	LIMNESIA KOENIKEI MANNETJE	LIS1KOE1						
PTYCHOSP	PTYCHOPTERA SP	PTYCHOSP						
CUSEANNU	CULISETA ANNULATA	CUSEANNU						
CUSETASP	CULISETA SP	CUSETASP						
ERLISSPE	ERISTALIS SP	ERLISSPE						
SEPEDOSP	SEPEDON SP	SEPEDOSP						
SEGMNIT1	SEGMENTINA NITIDA	SEGMNIT1						
POLITENU	POLYCELIS TENUIS	POLITENU					3	
POLISSPE	POLYCELIS SP	POLISSPE						
THERTESS	THEROMYZON TESSULATUM	THERTESS						
ASELAQUA	ASELLUS AQUATICUS	ASELAQUA						
SPUMSPEC	SPHAERIUM SP	SPUMSPEC						
GLSIHETE	GLOSSIPHONIA HETEROCLITA	GLSIHETE						
PLEAMINU	PLEA MINUTISSIMA	PLEAMINU				11	2	
ARRECUDA	ARRENURUS CUSPIDATOR	ARRECUDA				3		

BIJLAGE 4 : MACROFAUNA TABEL GEORDEND MET FLEXCLUS EN NODES


CLUSTER 2
SUBCLUSTER 3
SUBCLUSTER 5
SUB CLUSTER 4
MIVERETI
HOLODUBI
ARRENEUM
ABLAMONI
PSCLGSOR
PHRYBIPU
PHRYGAA?
HESPCAST
TATARSSP
AGRYVARI
GERRLACU
GERRODON
GERRISSS
HYMADESP
ORIBATID
NOTOOBL1
CHAOOBSC
PRDIUSSP
POPEGNUB
POPEGSOR
CONEGSCU
HESPLINN
NOTOVIRI
XEPELOSP
ACLOLACU
GYRAALBU
ERPOTEST
ERPOBDS?
HTPPCOMP
STAGGLAB
TUBIAEJZ
MEOCHIRT
ARMICRIS
HEBDSTAG
ENDOGDIS
CHAOCRYS
DERODIGI
CYCLORRA
OPHISERP
CHAOFLAV
PSTAVARI
TUBIAEJM
CALLPRAE
CRICGSYL
LIDRHOFF
CLTANERV
SIGALATE
PINACARN
PINASPES
ANATPLUM
RADIPERE
PARICING
ARREBUCC
ARREMUEL
MOPETENU
EINFGPAG
EINFGINS
HYELLISP
ARRESIN1
MITEGCHL
CRCHIRSP
ANOPGMAC
DEROOBTU
TRIABICO
ZAELMARM
LYMNSTAG
ATHRATER
GERRTHOR
LISIKOE1
PTYCHOSP
CUSEANNU
CUSETASP
ERLISSPE
SEPEDOSP
SEGMNITI
POLITENU
POLISSPE
THERTESS
ASELAQUA
SPUMSPEC
GLSIHETE
PLEAMINU
ARRECUDA

CLUSTER 1

******** TABLE ********

		P 0 1 9	P 0 2 0	P 0 1 4	P 0 2 1	P 0 1 5	P 0 0 3
	TOTAAL AANTAL TAXA	25	24	21	59	40	32
GLTOTESP	GLYPTOTENDIPES SP	2	694	11	100	33	3
ENDOTEND	ENDOCHIRONOMUS TENDENS			1	317	126	2
CORIPUNC	CORIXA PUNCTATA				18	7	11
SIGANIGH	SIGARA NIGROLINEATA	12	10		1		
NOTOGLAU	NOTONECTA GLAUCA	1	2	2	7	16	7
LUCUVARI	LUMBRICULUS VARIEGATUS				43	2	1
CEPOGOAE	CERATOPOGONIDAE	15		82	25	61	5
CHIRONSP	CHIRONOMUS SP	3	148	100	314	42	96
HESPSAHL	HESPEROCORIXA SAHLBERGI	2	12		10	2	
DIXEAEST	DIXELLA AESTIVALIS		7		11	8	
DIXELLSP	DIXELLA SP		2				
ARREGLOB	ARRENURUS GLOBATOR				2	2	
ACRILUCE	ACRICOTOPUS LUCENS						
NEPACINE	NEPA CINEREA				5		
ANOPHESP	ANOPHELES SP						
ANSULESP	ANISUS LEUCOSTOMA/SPIRORBIS						
PINACONG	PIONA CONGLOBATA						
APLEHYPN	APLEXA HYPNORUM						
ARREMAC2	ARRENURUS MACULATOR VROUWTJE				2		
BRRA 4	BRACHYCERA POP						
CHAOBOSP	CHAOBORUS SP						4
CORIXIA5	CORIXIDAE NYMPHE						11
CULEPIPI	CULEX PIPIENS						
CULEXSP4	CULEX SP POP						
CYRNFLAV	CYRNUS FLAVIDUS	8					
DERONIVE	DERO NIVEA						
DITEGLOB	DICROTENDIPES GR LOBIGER					4	
DIXEAMPH	DIXELLA AMPHIBICA						
ENDOALBI	ENDOCHIRONOMUS ALBIPENNIS				2		
ENEIDAE	ENCHYTRAEIDAE	1					6
ERPOOCTO	ERPOBDELLA OCTOCULATA						
GLSICOMP	GLOSSIPHONIA COMPLANATA				1		
ILCOCIMI	ILYOCORIS CIMICOIDES					15	
KIEFTEND	KIEFFERULUS TENDIPEDIFORMIS						
LIESSPEC	LIMNOPHYES SP						2
LILIDAE?	LIMNEPHILIDAE JUV					1	
NAISCOMM	NAIS COMMUNIS					2	
NAISVARI	NAIS VARIABILIS				4		
OLTRSTRI	OLIGOTRICHA STRIATA		13	2			
PATANYSP	PARATANYTARSUS SP						
PLBIPLAN	PLANORBIS PLANORBIS						
PROAMERI	PROASELLUS MERIDIANUS						
PROASESP	PROASELLUS SP						
PSCLPLAT	PSECTROCLADIUS PLATYPUS						583
SIGADIST	SIGARA DISTINCTA				3		3
SIGALIMI	SIGARA LIMITATA						1
SIGASCOT	SIGARA SCOTTI				25		
SIGASEMI	SIGARA SEMISTRIATA				39		7
SIGASTRI	SIGARA STRIATA				5		
SLAVAPPE	SLAVINA APPENDICULATA						
STLALACU	STYLARIA LACUSTRIS						
TABANUSP	TABANUS SP				5		
TUFETUBI	TUBIFEX TUBIFEX				1		
ORCLADAE	ORTHOCLADIINAE						50
PILARISP	PILARIA SP						
PINACOCC	PIONA COCCINEA						
ANOPCLAV	ANOPHELES CLAVIGER						
ANSUVOTE	ANISUS VORTEX						
APHROSSP	APHROSYLUS SP						
ARREAFF1	ARRENURUS AFFINIS MANNETJE				2		
ARREALB1	ARRENURUS ALBATOR MANNETJE						
ARREBIC1	ARRENURUS BICUSPIDATOR MANNETJE	3					
ARRECOM2	ARRENURUS COMPACTUS VROUWTJE				5		
ARRECRAS	ARRENURUS CRASSICAUDATUS						
ARREPUG2	ARRENURUS PUGIONIFER VROUWTJE						
AUDRPLUR	AULODRILUS PLURISETA						
BINITENT	BITHYNIA TENTACULATA						
BRDEUTSP	BRACHYDEUTERA SP					1	
CHIRONAE	CHIRONOMIDAE						
CORIDENT	CORIXA DENTIPES				2		
CYMABONS	CYMATIA BONSDORFFI				22		
CYMACOLE	CYMATIA COLEOPTRATA				12		
DITEGNER	DICROTENDIPES GR NERVOSUS						
DITEGNOT	DICROTENDIPES GR NOTATUS						
DUGELUGU	DUGESIA LUGUBRIS						
ELEPHASP	ELEPHANTOMYIA SP						
ELGIRUFA	ELGIRA RUFA						
GERRARGE	GERRIS ARGENTATUS					8	

BIJLAGE 4 : MACROFAUNA TABEL GEORDEND MET FLEXCLUS EN NODES

CLUSTER 2

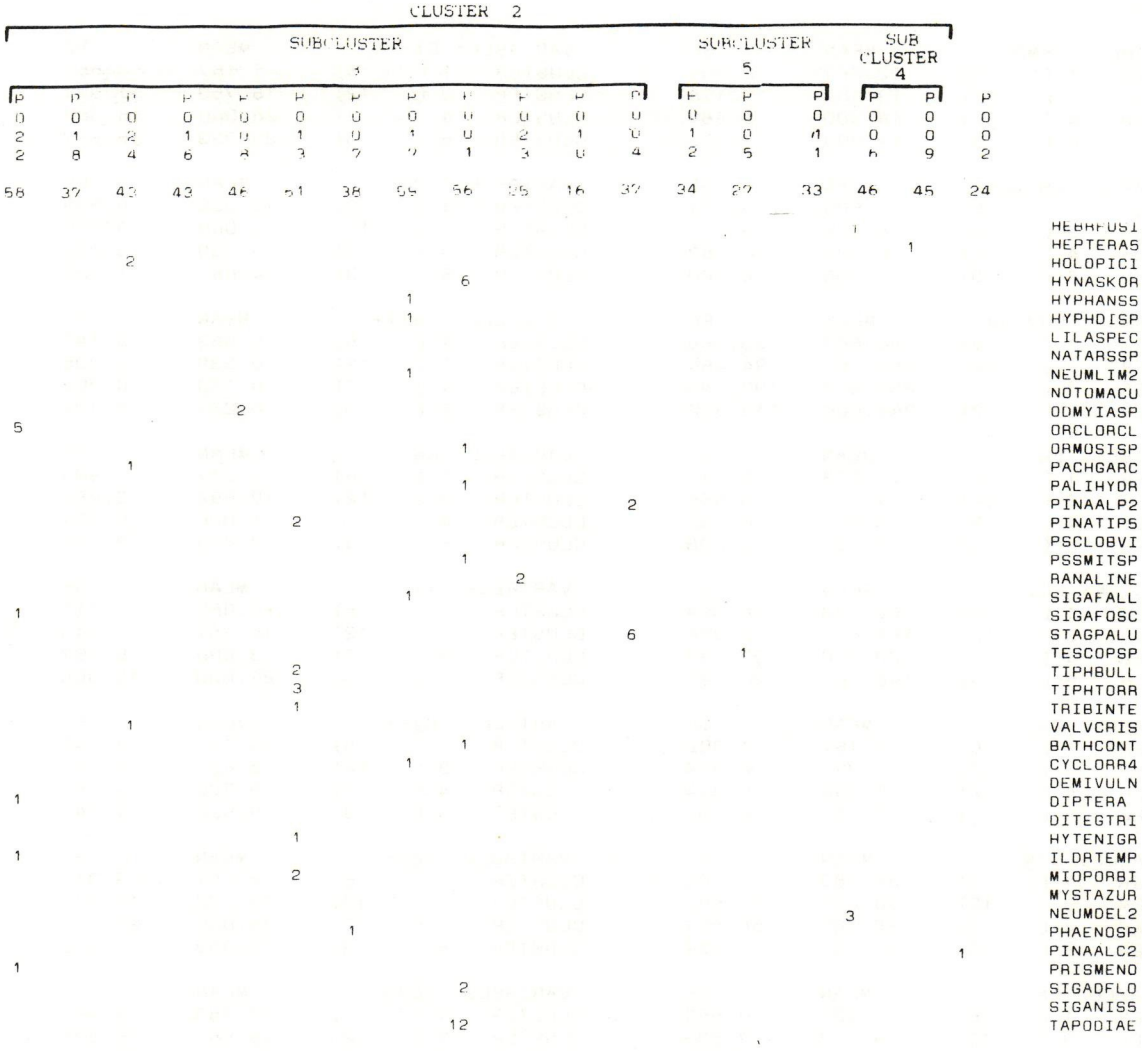
SUBCLUSTER 1												SUBCLUSTER 5			SUB CLUSTER 4			
P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
2	1	2	1	0	1	0	1	0	2	1	0	1	0	4	0	0	0	
2	8	4	6	8	3	2	7	1	3	0	4	2	6	1	6	9	2	
58	39	43	43	45	51	38	55	56	35	16	39	34	27	33	46	45	24	
6	5	30	21	27	50	1	27	297	26	9	303				11	4		GLTOTESP
	17	6	10	3	1	1	25	22	41		7				6	8		ENDOTEND
23	8		4	15		1	3	1	6		8				1			CORIPUNC
1	3						2		1									
9	21	41	1	4	2	18		21	9				4	12	6	3		NOTOGLAU
	1	163	8	16	132	17		2		191	1469	58	24	4	7		2099	LUCUVARI
18	61	3	93	18	40	40	34	14		5	204	163	31	242	8	4	3	CEPOGOAE
383	38	328	101	161	11	66	372	282	219	9	98	45	3		58	410	50	CHIRONSP
8	4	1	1	6	2		4	1				3		19	1			HESPSAHL
4	37	52		6	2		3				3	2			21	7		DIXEAEST
1	1	13													3	5		DIXELLSP
1	1	1			16		5					1		6	65	13		ARREGLOR
			38											2				ACRILUCE
		1					1						1	1		1		NEPACINE
	3														1	1		ANOPHESP
			2								294						3	ANSULESP
											1		1			1		PINACONG
			1				13							30				APLEHYPN
3						2	1								2			ARREMAC2
											1	4						BRRA 4
				1								3					1	CHAOBOSP
				1				308										CORIXIAS
								9									263	CULEPIPI
										2							200	CULEXSP4
					5													CYRNFLAV
1				1								1						DERONIVE
					2													DITEGLOB
		3														1		DIXEAMPH
								2										ENDOALBI
1																		ENEIDAE
2													1					ERPOOCTO
		3			1								3					GLSICOMP
			1												2			ILCOCIMI
1							3									4		KIEFTEND
						3												LIESSPEC
																11		LILIDAE7
						1	2											NAISCOMM
							1											NAISVARI
			1	1	1		1				1	1						OLTRSTRI
							4									1		PATANYSP
											391		76			2		PLBIPLAN
														354		864	4	PROAMERI
								1				1						PROASESP
								1										PSCLPLAT
					1			1			1							SIGADIST
								1										SIGALIMI
6																		
6																		SIGASCOT
1															4			SIGASEMI
1					2		1	1			1							SIGASTRI
												3						SLAVAPPE
				1	18													STLALACU
					1		1										2	TABANUSP
11	4																	TUFETUBI
1								4						1			221	ORCLADAE
3					1													PILARISP
					1	1									1			PINACOCC
					1													ANOPCLAV
	3																	ANSUVOTE
3																		APHROSSP
																		ARREAFF1
					1													ARREALB1
																		ARREBIC1
					7													ARRECOM2
																		ARRECRAS
													1					ARREPUG2
5																		AUDAPLUR
																	1	BINITENT
								1										BRDEUTSP
																		CHIRONAE
																		CORIDENT
																		CYMABONS
					3													CYMACOLE
		2																DITEGNER
																		DITEGNOT
							1										8	DUGELUGU
																		ELEPHASP
													3					ELGIRUFA
																		GERRARGE

BIJLAGE 4

CLUSTER 1

			P 0 1 9	P 0 2 0	P 0 1 4	P 0 2 1	P 0 1 5	P 0 0 3
		TOTAAL AANTAL TAXA	25	24	21	59	40	32
HEPTERAS	HETEROPTERA NYMPHE	HEPTERAS						
HOLOPICI	HOLOCENTROPUS PICICORNIS	HOLOPICI						
HYNASKOR	HYDRACHNA SKORIKOWI	HYNASKOR						
HYPHANSS	HYDROPHANTES NYMPHE	HYPHANSS						
HYPHDISP	HYDROPHANTES DISPAR	HYPHDISP						
LILASPEC	LIMNOPHILA SP	LILASPEC						1
NATARSSP	NATARSIA SP	NATARSSP					1	
NEUMLIM2	NEUMANIA LIMOSA VROUWTJE	NEUMLIM2						
NOTOMACU	NOTONECTA MACULATA	NOTOMACU						1
ODMYIASP	ODONTOMYIA SP	ODMYIASP						
ORCLORCL	ORTHOCLADIUS ORTHOCLADIUS	ORCLORCL	-					
ORMOSISP	ORMOSIA SP	ORMOSISP						
PACHGARC	PARACHIRONOMUS GR ARCUATIS	PACHGARC						
PALIHYDR	PARALIMNOPHYES HYDROPHILUS	PALIHYDR						
PINAALP2	PIONA ALPICOLA VROUWTJE	PINAALP2						
PINATIPS	PIONA/TIPHIS NYMPHE	PINATIPS						
PSCLOBVI	PSECTROCLADIUS OBVIUS	PSCLOBVI			16			
PSSMITSP	PSEUDOSMITTIA SP	PSSMITSP						
RANALINE	RANATRA LINEARIS	RANALINE						
SIGAFALL	SIGARA FALLENI	SIGAFALL						
SIGAFOSC	SIGARA FOSSARUM/SCOTTI NYMPHE	SIGAFOSC						
STAGPALU	STAGNICOLA PALUSTRIS	STAGPALU						
TESCOPSP	TELMATOSCOPUS SP	TESCOPSP						
TIPHBULL	*** niet gevonden ***	TIPHBULL						
TIPHTORR	TIPHYS TORRIS	TIPHTORR						
TRIBINTE	TRIBELOS INTEXTUS	TRIBINTE						
VALVCRIS	VALVATA CRISTATA	VALVCRIS						
BATHCONT	BATHYOMPHALUS CONTORTUS	BATHCONT						
CYCLORR4	CYCLORRAPHA SP POP	CYCLORR4						
DEMIVULN	DEMICRYPTOCHIRONOMUS VULNERATUS	DEMIVULN	1					
DIPTERA	DIPTERA	DIPTERA						
DITEGTRI	DICROTENDIPES GR TRITOMUS	DITEGTRI	1					
HYTENIGR	HYGROBATES NIGROMACULATUS	HYTENIGR						
ILDRTEMP	ILYODRILUS TEMPLETONI	ILDRTEMP						
MIOPORBI	MIDEOPSIS ORBICULARIS	MIOPORBI						
MYSTAZUR	MYSTACIDES AZUREA	MYSTAZUR				2		
NEUMDEL2	NEUMANIA DELTOIDES VROUWTJE	NEUMDEL2						
PHAENOSP	PHAENOPSECTRA SP	PHAENOSP						
PINAALC2	PIONA ALPICOLA/COCCINEA VROUWTJE	PINAALC2						
PRISMENO	PRISTINA MENONI	PRISMENO						
SIGADFLO	SIGARA DISTINCTA/FALLENI/LONGIPALIS LARVE	SIGADFLO						
SIGANISS	SIGARA SEMISTRIATA/NIGROLINEATA NYMPHE	SIGANISS						1
TAPODIAE	TANYPODINAE	TAPODIAE						

BIJLAGE 4 : MACROFAUNA TABEL GEORDEND MET FLEXCLUS EN NODES


CLUSTER 2
SUBCLUSTER 3
SUBCLUSTER 5
SUB CLUSTER 4
58 37 43 43 48 51 38 55 56 25 16 37 34 22 33 46 45 24
HEBRFOSI
HEPTERA5
HOLOPIC1
HYNASKOR
HYPHANS5
HYPHDISP
LILASPEC
NATARSSP
NEUMLIM2
NOTOMACU
ODMYIASP
ORCLORCL
ORMOSISP
PACHGARC
PALIHYDR
PINAALP2
PINATIP5
PSCLOBVI
PSSMITSP
RANALINE
SIGAFALL
SIGAFOSC
STAGPALU
TESCOPSP
TIPHBULL
TIPHTORR
TRIBINTE
VALVCRIS
BATHCONT
CYCLORR4
DEMIVULN
DIPTERA
DITEGTRI
HYTENIGR
ILDRTEMP
MIOPORBI
MYSTAZUR
NEUMOEL2
PHAENOSP
PINAALC2
PRISMENO
SIGADFLO
SIGANIS5
TAPODIAE

BIJLAGE 5

VARIABLE: TEMP		MEAN	SE
CLUSTER 1 (6)		12.667	2.906
CLUSTER 3 (12)		13.683	2.178
CLUSTER 4 (2)		14.900	2.687
CLUSTER 5 (3)		14.000	1.732

VARIABLE: pH-veld		MEAN	SE
CLUSTER 1 (6)		4.600	0.724
CLUSTER 3 (12)		6.908	0.607
CLUSTER 4 (2)		6.800	0.283
CLUSTER 5 (3)		6.200	0.100

VARIABLE: EGV-veld		MEAN	SE
CLUSTER 1 (6)		90.667	28.268
CLUSTER 3 (12)		240.167	94.464
CLUSTER 4 (2)		283.500	197.283
CLUSTER 5 (3)		244.000	118.672

VARIABLE: pH		MEAN	SE
CLUSTER 1 (6)		5.433	0.944
CLUSTER 3 (12)		7.483	0.586
CLUSTER 4 (2)		7.500	0.141
CLUSTER 5 (3)		7.033	0.208

VARIABLE: EGV		MEAN	SE
CLUSTER 1 (6)		68.333	26.394
CLUSTER 3 (12)		191.667	78.374
CLUSTER 4 (2)		220.000	127.279
CLUSTER 5 (3)		196.667	126.623

VARIABLE: O2		MEAN	SE
CLUSTER 1 (6)		9.167	1.302
CLUSTER 3 (12)		6.275	2.914
CLUSTER 4 (2)		5.700	5.374
CLUSTER 5 (3)		2.767	0.351

VARIABLE: O2%		MEAN	SE
CLUSTER 1 (6)		86.383	13.045
CLUSTER 3 (12)		60.292	27.503
CLUSTER 4 (2)		58.200	56.851
CLUSTER 5 (3)		26.767	2.554

VARIABLE: kN		MEAN	SE
CLUSTER 1 (6)		1.523	0.653
CLUSTER 3 (12)		4.972	4.583
CLUSTER 4 (2)		2.325	0.375
CLUSTER 5 (3)		3.387	0.739

VARIABLE: NH4+		MEAN	SE
CLUSTER 1 (6)		0.460	0.443
CLUSTER 3 (12)		2.526	3.415
CLUSTER 4 (2)		0.420	0.481
CLUSTER 5 (3)		0.853	1.166

VARIABLE: NO2-		MEAN	SE
CLUSTER 1 (6)		0.014	0.005
CLUSTER 3 (12)		0.024	0.014
CLUSTER 4 (2)		0.010	0.000
CLUSTER 5 (3)		0.017	0.012

VARIABLE: NO3-		MEAN	SE
CLUSTER 1 (6)		0.198	0.139
CLUSTER 3 (12)		0.154	0.106
CLUSTER 4 (2)		0.065	0.021
CLUSTER 5 (3)		0.093	0.085

VARIABLE: o-P		MEAN	SE
CLUSTER 1 (6)		0.035	0.042
CLUSTER 3 (12)		0.267	0.459
CLUSTER 4 (2)		0.045	0.035
CLUSTER 5 (3)		1.363	2.111

VARIABLE: t-P		MEAN	SE
CLUSTER 1 (6)		0.063	0.048
CLUSTER 3 (12)		0.515	0.677
CLUSTER 4 (2)		0.115	0.049
CLUSTER 5 (3)		1.473	2.197

VARIABLE: Cl-		MEAN	SE
CLUSTER 1 (6)		8.167	3.869
CLUSTER 3 (12)		16.750	11.371
CLUSTER 4 (2)		28.000	18.385
CLUSTER 5 (3)		29.333	26.577

VARIABLE: SO4--		MEAN	SE
CLUSTER 1 (6)		13.000	8.509
CLUSTER 3 (12)		7.000	9.720
CLUSTER 4 (2)		3.000	0.000
CLUSTER 5 (3)		4.667	1.528

VARIABLE: Fe+++		MEAN	SE
CLUSTER 1 (6)		0.083	0.146
CLUSTER 3 (12)		0.239	0.305
CLUSTER 4 (2)		0.130	0.000
CLUSTER 5 (3)		0.257	0.172

VARIABLE: Na+		MEAN	SE
CLUSTER 1 (6)		6.217	1.904
CLUSTER 3 (12)		10.592	3.450
CLUSTER 4 (2)		15.000	7.071
CLUSTER 5 (3)		7.833	2.754

VARIABLE: K+		MEAN	SE
CLUSTER 1 (6)		3.067	0.911
CLUSTER 3 (12)		16.267	10.815
CLUSTER 4 (2)		13.000	5.657
CLUSTER 5 (3)		27.000	19.000

VARIABLE: Mg++		MEAN	SE
CLUSTER 1 (6)		5.117	1.042
CLUSTER 3 (12)		8.425	2.057
CLUSTER 4 (2)		9.700	4.667
CLUSTER 5 (3)		9.533	1.747

VARIABLE: Ca++		MEAN	SE
CLUSTER 1 (6)		7.067	3.013
CLUSTER 3 (12)		22.300	12.940
CLUSTER 4 (2)		35.000	22.627
CLUSTER 5 (3)		25.333	7.572

VARIABLE: HCO3-		MEAN	SE
CLUSTER 1 (6)		17.283	5.997
CLUSTER 3 (12)		95.567	35.505
CLUSTER 4 (2)		82.350	30.193
CLUSTER 5 (3)		87.433	7.044

VARIABLE: COD		MEAN	SE
CLUSTER 1 (6)		24.667	19.044
CLUSTER 3 (12)		95.000	64.950
CLUSTER 4 (2)		50.500	3.536
CLUSTER 5 (3)		84.333	23.116

VARIABLE: OPP		MEAN	SE
CLUSTER 1 (6)		219.667	164.538
CLUSTER 3 (12)		119.167	157.379
CLUSTER 4 (2)		38.000	16.971
CLUSTER 5 (3)		65.000	18.028

VARIABLE: B		MEAN	SE
CLUSTER 1 (6)		17.000	12.946
CLUSTER 3 (12)		8.833	4.469
CLUSTER 4 (2)		6.500	2.121
CLUSTER 5 (3)		8.667	1.155

VARIABLE: D		MEAN	SE
CLUSTER 1 (6)		1.500	0.675
CLUSTER 3 (12)		1.050	0.659
CLUSTER 4 (2)		2.000	0.000
CLUSTER 5 (3)		1.400	1.039

VARIABLE: L		MEAN	SE
CLUSTER 1 (6)		23.500	13.019
CLUSTER 3 (12)		15.167	11.769
CLUSTER 4 (2)		8.000	0.000
CLUSTER 5 (3)		10.000	2.000

VARIABLE: DOORZ		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	1.333	0.568
CLUSTER	3 (12)	0.563	0.409
CLUSTER	4 (2)	0.750	0.071
CLUSTER	5 (3)	0.367	0.153

VARIABLE: D SAPR		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.026	0.018
CLUSTER	3 (12)	0.052	0.048
CLUSTER	4 (2)	0.027	0.032
CLUSTER	5 (3)	0.133	0.058

VARIABLE: % FL		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	55.000	7.071
CLUSTER	3 (12)	45.000	49.497

VARIABLE: % DRIJF		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	1.333	0.577
CLUSTER	3 (12)	44.900	41.326
CLUSTER	4 (2)	5.000**********	
CLUSTER	5 (3)	35.333	56.039

VARIABLE: % ONDER		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	60.333	36.779
CLUSTER	3 (12)	40.333	52.539
CLUSTER	4 (2)	40.000**********	
CLUSTER	5 (3)	1.000**********	

VARIABLE: % BOVEN		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	10.750	6.994
CLUSTER	3 (12)	10.900	8.452
CLUSTER	4 (2)	20.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	38.333	45.369

VARIABLE: % TOT B		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	70.000	36.469
CLUSTER	3 (12)	60.636	38.604
CLUSTER	4 (2)	40.000	28.284
CLUSTER	5 (3)	67.333	52.310

VARIABLE: %MMBOV		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	42.500	17.078
CLUSTER	3 (12)	40.909	24.168
CLUSTER	4 (2)	60.000	28.284
CLUSTER	5 (3)	40.000	10.000

VARIABLE: %MMDRIJF		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	20.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	34.250	15.050
CLUSTER	4 (2)	20.000**********	
CLUSTER	5 (3)	45.000	7.071

VARIABLE: %MMONDER		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	48.333	22.286
CLUSTER	3 (12)	25.800	19.703
CLUSTER	5 (2)	20.000**********	

VARIABLE: %MMSLIB		MEAN	SE
CLUSTER	3 (12)	24.800	26.902
CLUSTER	4 (2)	10.000**********	
CLUSTER	5 (3)	17.500	10.607

VARIABLE: %MMZAND		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	10.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	12.333	4.041

VARIABLE: %MMVEEN		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	20.000	0.000

VARIABLE: %MMKLEI		MEAN	SE
CLUSTER	3 (12)	18.500	2.121
CLUSTER	4 (2)	10.000**********	

VARIABLE: %MMDETR		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	15.000	5.774
CLUSTER	3 (12)	12.500	6.364
CLUSTER	4 (2)	10.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	18.333	7.638

VARIABLE: B/D		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	12.611	7.274
CLUSTER	3 (12)	11.063	7.040
CLUSTER	4 (2)	3.250	1.061
CLUSTER	5 (3)	16.333	20.502

VARIABLE: IR		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	61.251	12.830
CLUSTER	3 (12)	70.060	16.269
CLUSTER	4 (2)	68.978	0.272
CLUSTER	5 (3)	65.153	13.049

VARIABLE: HH		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	2.166	0.576
CLUSTER	3 (12)	5.056	1.879
CLUSTER	4 (2)	7.124	4.236
CLUSTER	5 (3)	5.735	0.710

VARIABLE: VORMZO		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.333	0.516
CLUSTER	3 (12)	0.000	0.000
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.333	0.577

VARIABLE: VORMON		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.167	0.408
CLUSTER	3 (12)	0.500	0.522
CLUSTER	4 (2)	0.500	0.707
CLUSTER	5 (3)	0.000	0.000

VARIABLE: VORMRE		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.500	0.548
CLUSTER	3 (12)	0.500	0.522
CLUSTER	4 (2)	0.500	0.707
CLUSTER	5 (3)	0.667	0.577

VARIABLE: OMRAST		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	0.417	0.515
CLUSTER	4 (2)	1.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.333	0.577

VARIABLE: OMRASTNT		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	1.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	0.583	0.515
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.667	0.577

VARIABLE: WATW		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.667	0.516
CLUSTER	3 (12)	0.250	0.452
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.000	0.000

VARIABLE: WATWGEEN		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.333	0.516
CLUSTER	3 (12)	0.750	0.452
CLUSTER	4 (2)	1.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	1.000	0.000

VARIABLE: KWEL		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	0.083	0.289
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000
CLUSTER	5 (0)	0.000	0.000

VARIABLE: KWELGEEN		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	1.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	0.917	0.289
CLUSTER	4 (2)	1.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	1.000	0.000

VARIABLE: KLLOOS		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.667	0.516
CLUSTER	3 (12)	0.250	0.452
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.000	0.000

VARIABLE: KLGEEL		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.167	0.408
CLUSTER	3 (12)	0.333	0.492
CLUSTER	4 (2)	1.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.667	0.577

VARIABLE: KLBRUIN		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.167	0.408
CLUSTER	3 (12)	0.250	0.452
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.333	0.577

VARIABLE: KLGROEN		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	0.083	0.289
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.000	0.000

VARIABLE: KLGRZW		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	0.083	0.289
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.000	0.000

VARIABLE: INGETR		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.167	0.408
CLUSTER	3 (12)	0.417	0.515
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.000	0.000

VARIABLE: INGETRNT		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.833	0.408
CLUSTER	3 (12)	0.583	0.515
CLUSTER	4 (2)	1.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	1.000	0.000

VARIABLE: HELDERH		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	1.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	0.667	0.492
CLUSTER	4 (2)	1.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.667	0.577

VARIABLE: HELDERM		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	0.083	0.289
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.333	0.577

VARIABLE: HELDERTR		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	0.250	0.452
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.000	0.000

VARIABLE: VERONT		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	0.167	0.389
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.000	0.000

VARIABLE: VERONTNT		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	1.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	0.833	0.389
CLUSTER	4 (2)	1.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	1.000	0.000

VARIABLE: ONDERH		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	0.083	0.289
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.000	0.000

VARIABLE: ONDERHNT		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	1.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	0.917	0.289
CLUSTER	4 (2)	1.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	1.000	0.000

VARIABLE: BODEMZA		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	1.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	0.833	0.389
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000

VARIABLE: BODEMKL		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.000	0.000
CLUSTER	3 (-12)	0.250	0.452
CLUSTER	4 (2)	1.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.000	0.000

VARIABLE: SBKAZA		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	0.083	0.289
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.000	0.000

VARIABLE: SBKAKL		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	0.083	0.289
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.000	0.000

VARIABLE: SBFDV		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.500	0.548
CLUSTER	3 (12)	0.000	0.000
CLUSTER	4 (2)	0.500	0.707
CLUSTER	5 (3)	0.000	0.000

VARIABLE: SBSL		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	0.667	0.492
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.000	0.000

VARIABLE: SBFDVSL		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.500	0.548
CLUSTER	3 (12)	0.167	0.389
CLUSTER	4 (2)	0.500	0.707
CLUSTER	5 (3)	0.667	0.577

VARIABLE: SBGDBSL		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	0.083	0.289
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.333	0.577

VARIABLE: TALHONR		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.167	0.408
CLUSTER	3 (12)	0.000	0.000
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.333	0.577

VARIABLE: TALHZWGL		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	0.250	0.452
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.000	0.000

VARIABLE: TALHMAGL		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	0.167	0.389
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.000	0.000

VARIABLE: TALHSTGL		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.667	0.516
CLUSTER	3 (12)	0.583	0.515
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.333	0.577

VARIABLE: TALHLOOD		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.167	0.408
CLUSTER	3 (12)	0.083	0.289
CLUSTER	4 (2)	1.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.333	0.577

VARIABLE: SCHADU		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.833	0.408
CLUSTER	3 (12)	0.250	0.452
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.667	0.577

VARIABLE: SCHADUNT		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.167	0.408
CLUSTER	3 (12)	0.750	0.452
CLUSTER	4 (2)	1.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.333	0.577

VARIABLE: OEVERBOS		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.667	0.516
CLUSTER	3 (12)	0.083	0.289
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.000	0.000

VARIABLE: OEVERHEI		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.333	0.516
CLUSTER	3 (12)	0.000	0.000
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.000	0.000

VARIABLE: OEVERAKK		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	0.083	0.289
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.333	0.577

VARIABLE: OEVERWEI		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.167	0.408
CLUSTER	3 (12)	0.833	0.389
CLUSTER	4 (2)	1.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	1.000	0.000

VARIABLE: ISOL		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	1.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	0.917	0.289
CLUSTER	4 (2)	1.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	1.000	0.000

VARIABLE: ISOLNIET		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	0.083	0.289
CLUSTER	4 (2)	0.000	0.000
CLUSTER	5 (3)	0.000	0.000

VARIABLE: NAHCTYPE		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	0.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	0.167	0.389
CLUSTER	4 (2)	0.500	0.707
CLUSTER	5 (3)	0.000	0.000

VARIABLE: MENGTYPE		MEAN	SE
CLUSTER	1 (6)	1.000	0.000
CLUSTER	3 (12)	0.833	0.389
CLUSTER	4 (2)	0.500	0.707
CLUSTER	5 (3)	1.000	0.000

BIJLAGE 5 : GEMIDDELDE WAARDEN EN STANDAARDDEVIATIES
VAN DE MILIEUVARIABELEN PER CLUSTER.

BIJLAGE 6

DCA

GRADIENTLENGTE	3.74	2.24	1.99	1.67
EIGENWAARDE	0.47	0.23	0.16	0.11
	AS 1	AS 2	AS 3	AS 4

BIJLAGE 6 : GRADIENTLENGTE EN EIGENWAARDE VAN DE DCA-ORDINATIE (CANOCO; MONSTERPUNTEN 23, SOORTEN 202, DETRENDING BY 4TH ORDER POLY-NOMIALS NO RESCALING, DOWNWEIGHTING OF RARE SPECIES, TRANSFORMED DATA).

BIJLAGE 7

DCCA

GRADIENTLENGTE	3.75	2.21	2.04	1.39	
EIGENWAARDE	0.47	0.23	0.16	0.11	2.53
% VERKLAARDE VARIANTIE	18.5	9.0	6.3	4.1	
	AS 1	AS 2	AS 3	AS 4	TOTAAL

CORRELATIEMATRIX (INTRA- EN INTERSETCORRELATIES)

	SPEC AX1	SPEC AX2	SPEC AX3	SPEC AX4	ENVI AX1	ENVI AX2	ENVI AX3	ENVI AX4
SPEC AX1	1.0000							
SPEC AX2	-0.0003	1.0000						
SPEC AX3	0.0004	-0.0016	1.0000					
SPEC AX4	-0.0003	0.0010	-0.0016	1.0000				
ENVI AX1	1.0000	0.0000	0.0000	0.0000	1.0000			
ENVI AX2	0.0000	0.9995	0.0000	0.0000	0.0000	1.0000		
ENVI AX3	0.0000	0.0000	0.9988	0.0000	0.0000	0.0000	1.0000	
ENVI AX4	0.0000	0.0000	0.0000	0.9994	0.0000	0.0000	0.0000	1.0000
pH	-0.6416	0.0398	-0.0021	0.0218	-0.6417	0.0398	-0.0021	0.0218
EGV	-0.6607	-0.1420	0.1638	-0.1519	-0.6607	-0.1421	0.1640	-0.1520
02%	0.6588	0.0059	0.1289	-0.0081	0.6589	0.0059	0.1291	-0.0081
kN	-0.4661	-0.5043	-0.3087	-0.1295	-0.4661	-0.5046	-0.3091	-0.1296
NO3-	0.2276	-0.3184	-0.0867	0.2146	0.2276	-0.3186	-0.0868	0.2147
t-P	-0.4357	-0.4307	0.0658	-0.1688	-0.4357	-0.4310	0.0658	-0.1689
SO4--	0.4001	0.0795	0.5299	-0.0727	0.4001	0.0795	0.5305	-0.0727
OPP	0.2761	-0.1192	0.4740	-0.1776	0.2761	-0.1193	0.4746	-0.1777
D	0.2321	0.3922	0.2258	-0.0215	0.2321	0.3924	0.2261	-0.0215
DOORZ	0.7435	0.3103	0.2412	0.0770	0.7436	0.3105	0.2415	0.0770
D SAPR	-0.4263	-0.3339	-0.0356	-0.1288	-0.4264	-0.3341	-0.0356	-0.1289
% DRIJF	-0.4809	-0.0109	0.0907	-0.0047	-0.4809	-0.0109	0.0908	-0.0047
% ONDER	0.7104	0.2594	-0.0959	-0.0804	0.7104	0.2595	-0.0960	-0.0804
% BOVEN	-0.2859	0.4145	0.1746	-0.0136	-0.2859	0.4147	0.1748	-0.0136
INGETR	0.0715	-0.5420	-0.3059	0.2162	0.0715	-0.5423	-0.3063	0.2163
BODEMKL	-0.2421	0.5531	0.1553	0.0017	-0.2421	0.5534	0.1555	0.0017
TALHLOOD	-0.0013	0.3880	0.3892	-0.0483	-0.0013	0.3882	0.3897	-0.0484
SCHADU	0.3090	0.1212	0.2873	-0.0726	0.3090	0.1213	0.2877	-0.0726
OEVERBOS	0.5893	0.1032	0.4039	0.1122	0.5893	0.1032	0.4043	0.1123
OEVERHEI	0.4285	-0.0964	0.0936	-0.2718	0.4286	-0.0965	0.0937	-0.2720

	pH	EGV	02%	kN	NO3-	t-P	SO4--	OPP
pH	1.0000							
EGV	0.4879	1.0000						
02%	-0.1463	-0.4850	1.0000					
kN	0.3911	0.4482	-0.2019	1.0000				
NO3-	-0.2219	-0.1838	0.3205	0.0819	1.0000			
t-P	0.1168	0.4081	-0.4756	0.3396	-0.1619	1.0000		
SO4--	-0.4178	0.0303	0.0299	-0.4461	0.0417	-0.0693	1.0000	
OPP	-0.3069	0.1449	0.0102	-0.2263	-0.1562	0.1655	0.6356	1.0000
D	-0.2405	0.0699	-0.0556	-0.6214	-0.3454	-0.2037	0.4714	0.2901
DOORZ	-0.4619	-0.3792	0.3999	-0.7433	0.1727	-0.4239	0.5970	0.3802
D SAPR	0.1671	0.2250	-0.4207	0.3831	0.2033	0.1039	-0.1115	-0.2984
% DRIJF	0.3028	0.3504	-0.3375	-0.0847	-0.3455	0.3179	-0.1098	0.1414
% ONDER	-0.3563	-0.7103	0.4103	-0.5345	-0.1148	-0.2387	0.1323	0.2431
% BOVEN	0.1178	0.0228	-0.1324	-0.2397	-0.1493	0.0938	-0.0991	-0.0991
INGETR	0.0371	0.1537	0.0413	0.2968	0.0281	0.0518	-0.1490	0.0828
BODEMKL	0.2968	0.3181	-0.1925	-0.2332	-0.3016	-0.0975	0.2049	-0.1552
TALHLOOD	-0.0509	0.2390	-0.0758	-0.3886	-0.4686	0.1404	0.2079	0.2324
SCHADU	-0.5064	-0.2100	-0.0695	-0.3504	0.1511	-0.0505	0.6036	0.5682
OEVERBOS	-0.5991	-0.2698	0.2727	-0.5118	0.0218	-0.1565	0.5990	0.5274
OEVERHEI	-0.2575	-0.3309	0.2234	-0.1536	-0.0765	-0.1765	0.2709	0.1481

	D	DOORZ	D SAPR	% DRIJF	% ONDER	% BOVEN	INGETR	BODEMKL
D	1.0000							
DOORZ	0.6577	1.0000						
D SAPR	-0.1251	-0.2926	1.0000					
% DRIJF	0.2172	-0.2346	-0.1682	1.0000				
% ONDER	0.1961	0.5709	-0.4111	-0.2700	1.0000			
% BOVEN	-0.0651	-0.1012	-0.0366	-0.0732	0.0258	1.0000		
INGETR	-0.1204	-0.1409	0.0649	-0.0326	-0.0706	-0.4605	1.0000	
BODEMKL	0.2854	-0.0036	-0.1910	0.0703	-0.1669	0.1645	-0.1028	1.0000
TALHLOOD	0.5226	0.2995	-0.2120	-0.0429	0.1326	0.3499	0.0374	0.5114
SCHADU	0.1144	0.4367	0.1244	-0.3261	0.2973	0.2016	-0.2107	-0.2008
OEVERBOS	0.3637	0.6265	-0.3098	-0.2208	0.2857	-0.1158	0.0946	0.0677
OEVERHEI	-0.0407	0.1361	-0.1578	-0.2878	0.4349	0.1356	-0.1838	-0.1634

	TALHLOOD	SCHADU	OEVERBOS	OEVERHEI
TALHLOOD	1.0000			
SCHADU	0.0787	1.0000		
OEVERBOS	0.4365	0.5691	1.0000	
OEVERHEI	-0.1781	0.0889	-0.1600	1.0000

BIJLAGE 7 : GRADIENTLENGTE, EIGENWAARDE, PERCENTAGE VERKLAARDE VARIANTIE, INTRA- EN INTERSETCORRELATIES VAN DE DCCA-ORDINATIE (CANOCO; MONSTERPUNTEN 23, SOORTEN 202, DETRENDING BY 4TH ORDER POLYNOMIALS, NO RESCALING, DOWNWEIGHTING OF RARE SPECIES, TRANSFORMED DATA)