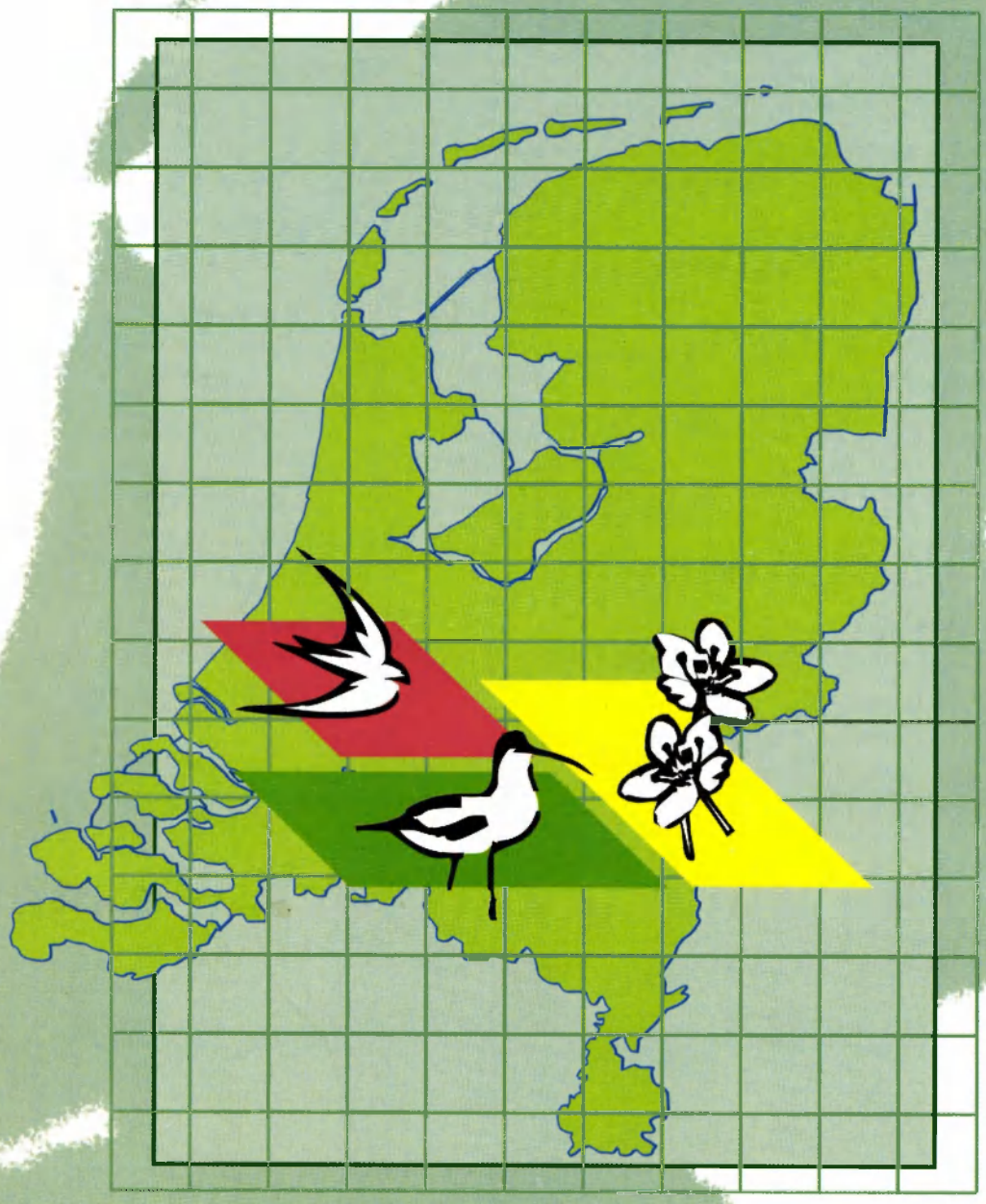
Rebi Nijboer

Habitatsystemen als graadmeter voor natuur in de zoete rijkswateren



Natuurverkenning '97

Achtergronddocument 2B

HABITATSYSTEMEN ALS GRAADMETER VOOR NATUUR IN ZOETE RIJKSWATEREN

ACHTERGRONDDOCUMENT NVK-DEELPROJECT 2b

R.C. Nijboer
P.F.M. Verdonschot



IKC
natuur
beheer

Wageningen, 1997
Informatie- en KennisCentrum Natuurbeheer

ACHTERGRONDRAPPORT 2b - NATUURVERKENNING '97
Wageningen 1997

Deze uitgave is tot stand gekomen in het kader van het Project Natuurverkenning '97.

Deze uitgave kan telefonisch of schriftelijk worden besteld bij het IKC Natuurbeheer.
De kosten bedragen f. 20,- per exemplaar. Een verzoek tot betaling wordt bijgevoegd.

Overname en gebruik van tekstdelen is toegestaan, mits met bronvermelding.

Projectleider:
C.M. Bisseling

Vormgeving, opmaak:
Q! reklame-delft

Drukwerk:
Judels en Brinkman b.v., Delft

Productie:
Informatie- en KennisCentrum Natuurbeheer
Bezoekadres: Marijkeweg 24, Wageningen
Postadres: Postbus 30, 6700 AA Wageningen
Telefoon: 0317 - 474 801
Fax: 0317 - 427 561

VOORWOORD

Het IKC-Natuurbeheer, het Staring Centrum (SC-DLO), het Instituut voor Bos- en Natuur onderzoek (IBN-DLO), en het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) voeren gezamenlijk het project Natuurverkenning 1997 (NVK '97), een opdracht van het ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (LNV), uit. Het doel van dit project is de produktie van het hoofddocument 'Natuurverkenning 1997'. In dit hoofddocument wordt de signalering, evaluatie en verkenning van het beleidsveld natuur, bos en landschap beschreven. De bedoeling van het document is de ondersteuning van de strategische beleidsvoering op de genoemde beleidsvelden.

Het project NVK '97 is opgedeeld in dertien deelprojecten. Eén daarvan is het deelproject 'Water', waarvan de projectleiding bij het IKC Natuurbeheer lag. Dit deelproject is nader opgesplitst in drie onderdelen, 'regionale wateren', 'zoete rijkswateren' en 'zoute rijkswateren', welke ieder geresulteerd hebben in een eigen NVK-achtergronddocument.
Dit rapport betreft het achtergronddocument dat behoort bij het onderdeel zoete rijkswateren. Eind september 1997 werd het definitieve projectplan door het projectteam NVK vastgesteld en ging het deelproject van start. Tijdens de uitvoering is verscheidene malen intensief overleg gepleegd met vertegenwoordigers van het RIZA. Het IBN, afdeling Aquatische Ecologie heeft de deelopdracht voor de 'zoete rijkswateren' uitgevoerd.

Dit achtergronddocument vormt de toelichting op en de wetenschappelijke verantwoording van de betreffende onderdelen in het NVK-hoofddocument. Bij het verkennen van de natuur in de Nederlandse rijkswateren is de aandacht vooral gericht geweest op de aquatische natuur van de grote rivieren. Daarbij is vooral aandacht besteed aan het beschrijven van de toestanden en trends over de laatste eeuw met een nadruk op de ontwikkelingen over de laatste twee decennia ('signalering').
Voor de grote rivieren zijn habitatsystemen beschreven in termen van toestanden van habitats en de daarbij aanwezige macrofauna. Met deze benadering is een aanzet gegeven voor de nadere invulling van de waternatuur in de rijkswateren op gemeenschapsniveau.

We bedanken het RIZA en de LUW (E. Peeters) voor het beschikbaar stellen van gegevens. Daarnaast willen we iedereen, die een bijdrage heeft geleverd aan dit rapport bedanken voor hun inzet en enthousiasme. Onze discussiepartners van het RIZA:
E. Reinhold, W. Laane, P. Latour, P. Jesse en R. Postma hebben door deelname in een begeleidingscommissie het proces begeleid en het rapport becommentarieerd. De begeleidingscommissie is voorgezeten door C. Bisseling van het IKC Natuurbeheer.
Kaarten en een deel van de teksten over de stilstaande rijkswateren zijn aangeleverd en bewerkt door P.J.T.M. van Puijenbroek van het RIVM.
De vele data zijn ingevoerd en bewerkt door M. van den Hoorn en C. van Rhenen (IBN). Tj-H. van de Hoek (IBN) is behulpzaam geweest bij het opzoeken van informatie over de soorten. S. Janssen (IBN) tenslotte bedanken we voor haar hulp bij het verwerken van de analyseresultaten.

INHOUDSOPGAVE

Samenvatting 9
Grote rivieren 9
Stilstaande wateren 11

Leeswijzer 13

1 Zoete rijkswateren: algemene beschrijving 15
1.1 Grote rivieren 16
1.1.1 Inleiding 16
1.1.2 Referentiebeeld 16
1.1.3 Ontwikkelingen 17
1.1.4 Huidige waternatuur 19
1.2 Stilstaande wateren 20
1.2.1 Inleiding 20
1.2.2 Referentiebeeld 20
1.2.3 Ontwikkelingen 21
1.2.4 Huidige waternatuur 21

2 Onderzoeksopzet 25
2.1 Achtergrond en doelstelling 25
2.1.2 Habitatsystemen 25
2.1.2 Macrofauna 26
2.1.3 Doelstelling 26
2.2 Data 26
2.3 Methode 30
2.3.1 Stap 1: Voorbewerking van data 31
2.3.2 Stap 2: Multivariate analysetechnieken 31
2.3.3 Stap 3: Karakterisering van actuele habitatsystemen 32
2.3.4 Stap 4: Analyse van trends over de periode 1975-1995 34
2.3.5 Stap 5: Opbouw van een referentiebeeld 34
2.3.6 Stap 6: Analyse van trends over de periode 1900-1995 35

3 Actuele habitatsystemen 37
3.1 Clusters resulterend uit multivariate analyse 37
3.1.1 Gegevensbestand 1: Maas 1981 (Smit, 1982) 37
3.1.2 Gegevensbestand 2: Grensmaas 1984 (Klink, 1985) 38
3.1.3 Gegevensbestand 3: Maas 1986 (Peeters, 1988) 39
3.1.4 Gegevensbestand 4: Maas '92/Rijn '88 en '90 (MWTL) 40
3.1.5 Gegevensbestand 5: Rijn '95 (MWTL) 41
3.2 Habitatsystemen 43
3.2.1 Habitatsystemen in de Rijn 43
3.2.2 Habitatsystemen in de Maas 46
3.2.3 Habitatsystemen in de Grensmaas 49
3.2.4 Habitatsystemen in de Delta 52

4 Trends in de periode 1975-1995 en knelpunten 55
4.1 Trends en knelpunten 55
4.1.1 Rijn 55
4.1.2 Maas 58
4.1.3 Grensmaas 59
4.1.4 Delta 60
4.1.5 IJssel 61
4.2 Waterkwaliteit 63
4.2.1 Rijn 63
4.2.2 Maas 64
4.3 Overzicht van de belangrijkste trends en knelpunten 64

5 Trends in de periode 1900-1995 65
5.1 Taxonomische hoofdgroepen 65
5.2 Stromingspreferenties 66
5.2 Habitatpreferenties 67
5.4 Functionele voedingsgroepen 69
5.5 Conclusies 70

6 Herstelmogelijkheden 71
6.1 Grote rivieren 71
6.1.1 Randvoorwaarden voor ecologisch herstel 71
6.1.2 Mogelijke herstelmaatregelen 71
6.1.3 Ecologisch herstel: Scheiding of verweving van functies? 72
6.1.4 Terugdringen van uitheemse soorten 76
6.1.5 Verbeteren van water- en bodemkwaliteit 76
6.1.6 Aanvullende herstelmaatregelen in de zoete Delta 77
6.2 Stilstaande wateren 77
6.2.1 Een natuurlijk peilverloop 77
6.2.2 Aanleggen van vooroevers en ondiepe delen 78
6.2.3 Beperken van eutrofiëring 78
6.2.4 Regulatie van de visserij 78

7 Aanbevelingen voor onderzoek 81
7.1 Bemonstering van actuele habitatsystemen 81
7.1.1 Soorten 81
7.1.2 Habitatvariabelen 82
7.2 Referentie-habitatsystemen 82
7.3 Opbouw van een netwerk 83
7.4 Experimenteel onderzoek 85

Referenties 87

Bijlagen 93

Bijlage 1: Habitatvariabelen 93
Bijlage 2: Ordinatiemethodiek en -resultaten 97
Bijlage 3: Clusteringsmethodiek 102
Bijlage 4: Soortenlijst Rijn 103
Bijlage 5: Soortenlijst Maas (inclusief Grensmaas) 109
Bijlage 6: Typerende soorten in Rijn, Maas en Grensmaas 117
Bijlage 7: Typerende soorten in de Delta 123
Bijlage 8: Biotische karakteristieken van typerende soorten in de Rijn. 127
Bijlage 9: Biotische karakteristieken van typerende soorten in de Maas. 129
Bijlage 10: Biotische karakteristieken van typerende soorten in de Grensmaas. 131
Bijlage 11: Biotische karakteristieken van typerende soorten in de Delta. 133
Bijlage 12: Soorten omstreeks 1900 gevonden in de Rijn 135
Bijlage 13: Soorten omstreeks 1900 gevonden in de Maas 139
Bijlage 14: Project Natuurverkenning '97 145

SAMENVATTING

Grote rivieren

Van de oorspronkelijk zeer rijke waternatuur in de grote rivieren is slechts een zeer klein deel over. Normalisatie, kanalisatie en regulatie van de rivieren aan het begin van deze eeuw hebben geleid tot een sterke afname van de variatie aan habitats. Vegetatie en verschillende diergroepen ondervinden hiervan hinder. Waterplanten kunnen zich niet ontwikkelen door het gebrek aan rustige delen en door de oeververdediging. Voor vissen betekent het ontbreken van habitats een gebrek aan paaiplaatsen. Voor macrofauna, de soortenrijkste diergroep in de rivieren zorgde de afname van habitats voor het verdwijnen van vele soorten. Naast het verdwijnen van habitats was de slechte waterkwaliteit een oorzaak voor de lage biodiversiteit in de rivieren. Nadat de kwaliteit van het rivierwater weer verbeterd is, zijn sommige soorten teruggekeerd. Deze toename van soorten stagneert echter, door het gebrek aan geschikt habitat.

Om de actueel aanwezige habitatsystemen (eenheid van habitat en levensgemeenschap) in beeld te brengen is een onderzoek uitgevoerd naar de aanwezigheid van deze systemen in de grote rivieren. Hiertoe zijn verschillende datasets (uit de periode 1975-1995) geanalyseerd met multivariate analysetechnieken. De habitatsystemen zijn gekarakteriseerd aan de hand van het habitat (habitatvariabelen) en de macrofaunagemeenschap (soortensamenstelling, typerende soorten en biotische karakteristieken van deze soorten). Uit deze analyse is gebleken dat de rivieren Rijn, Maas en Grensmaas ieder karakteristieke habitatsystemen herbergen. De belangrijkste factoren die de verschillen tussen de habitatsystemen uitmaken zijn substraat, stroomsnelheid en diepte. In de Rijn zijn daarnaast nog twee brakwater-habitatsystemen aangetroffen. Habitatsystemen uit de Delta (Reinhold & Den Besten, 1997) zijn apart geanalyseerd, ook in dit gebied komen enkele karakteristieke habitatsystemen voor.

De afgelopen twintig jaar heeft zich een aantal trends voorgedaan. Uit gegevens van macrofauna op stenen in de IJssel blijkt dat de dichtheid en soortenrijkdom van macrofauna op stenen in de IJssel vanaf 1975 is toegenomen. Ook in sommige habitats in de Rijn is het aantal soorten toegenomen. Deze toename bestaat echter vooral uit niet karakteristieke en uitheemse soorten.
Veel van de kritische soorten keren nog niet terug ondanks de verbeterende waterkwaliteit. Waarschijnlijk is het gebrek aan habitatdiversiteit hiervoor de belangrijkste oorzaak. In de ondiepe delen is weinig variatie door het ontbreken van stroming een de aanwezigheid van oeververdediging. Door de lage stroomsnelheid bezinkt slib in dit deel van de rivier. Verslibbing leidt tot nivellering van habitats. Stenenhabitats gaan wat betreft hun bewoners lijken op een slibhabitat. Verslibbing wordt nog eens versterkt door de massale ontwikkeling van de Kaspische slijkgarnaal, een uitheemse soort die slijkkokertjes op stenen bouwt en tevens slib invangt. De diepe delen staan onder invloed van de zuig- en golfwerking van de scheepvaart.

Door de onnatuurlijke afvoer is de stroomsnelheid hier te hoog. In de diepe delen van de rivier zijn de habitatsystemen dan ook soortenarm.
In de Maas en Grensmaas is geen duidelijke toename van het aantal soorten geconstateerd. Waarschijnlijk zijn gedurende de afgelopen twintig jaar nog gevoelige, stromingsminnende soorten verdwenen. In deze rivier is de waterkwaliteit slechter dan in de Rijn. Met name de hoge organische belasting is hier een probleem. In de Grensmaas is hierdoor het zuurstofgehalte periodiek te laag voor de overleving van kritische soorten. Bovendien zijn de afvoerfluctuaties in dit deel van de Maas soms zo hoog dat de rivier droogvalt. Ook dit maakt veel habitats ongeschikt. Na de Grensmaas neemt de stroomsnelheid af, waardoor het organisch materiaal uit het water bezinkt. Ook in de Maas is dus sprake van verslibbing. In deze rivier is de Kaspische slijkgarnaal eveneens in grote aantallen aangetroffen. Waarschijnlijk zal deze soort ook in de Maas de inheemse soorten gaan verdringen.
Ook de macrofauna in de Delta heeft met een aantal problemen te kampen. Ook hier is gebrek aan variatie. De stroomsnelheid is zeer laag. Door de afsluiting van het Haringvliet zijn de natuurlijke stromingspatronen, de getijde-invloed en de overgang van zoet naar zout verdwenen. Naast de afwezigheid van habitatdiversiteit hindert de slechte waterbodemkwaliteit de ontwikkeling van een soortenrijke levensgemeenschap.

Uit de vergelijking van de huidige soortenlijsten van Rijn en Maas met de lijsten van soorten die omstreeks 1900 gevonden zijn, blijkt dat veel soorten en habitats verdwenen zijn. Met name de gevoelige groepen, zoals de steenvliegen en de groepen die een habitat bewonen dat (vrijwel) niet meer aanwezig is, zijn verdwenen. Dit betreft vooral soorten van snel stromend water, dood hout, vegetatie, zand/grindbanken en lemige oevers. Soorten van stilstaand water en slibsoorten hebben zich het beste kunnen handhaven. Deze habitats hebben zich in deze eeuw uitgebreid.

Om de natuurlijke biodiversiteit in de grote rivieren te herstellen hebben inrichtingsmaatregelen de grootste kans van slagen. De rivieren hebben ruimte nodig om te meanderen en zo nieuwe habitats te vormen. Variatie in stroomsnelheid is van belang bij het vormen van verschillende structuren. Inrichtingsmaatregelen moeten plaatsvinden in het gehele stroomgebied, zowel in de rivier zelf als in de zijrivieren en beken. Hiervoor zijn internationale afspraken van belang. Door behalve de rivier zelf ook de wateren in het stroomgebied te laten meanderen wordt de berging vergroot. Hierdoor ontstaat een natuurlijk afvoerpatroon en grote variatie in stroomsnelheid.
Naast hydrologische inrichtingsmaatregelen is de aanleg van natuurvriendelijke oevers eveneens een optie die de habitatdiversiteit vergroot.
Inrichtingsmaatregelen kunnen een gunstige invloed hebben op afvoerfluctuaties, zodat de veiligheid bevorderd wordt. Om deze maatregelen mogelijk te maken, is een bepaalde mate van functiescheiding onvermijdelijk, omdat de scheepvaart van dergelijke inrichtingsmaatregelen hinder ondervindt. Op dit moment zijn in het kader van verschillende natuurontwikkelingsprojecten al nevengeulen aangelegd. Deze zijn echter vaak te klein en vastgelegd, zodat natuurlijke dynamiek niet mogelijk is. Verbetering van deze geulen is mogelijk door ze grootschaliger te maken en dynamiek toe te laten. Ideaal voor ontwikkeling van de waternatuur is het aanleggen van een 'natuurgeul' over de gehele lengte van de rivier of het toekennen van de functie natuur aan een gehele riviertak. Kortom: de rivier heeft meer ruimte nodig.

Om de waternatuur in de grote rivieren completer in beeld te brengen is nauwkeuriger onderzoek nodig. Hierbij is het van belang de verschillende onderzoeken en monitoringsprogramma's op elkaar af te stemmen wat betreft bemonsterings- en verwerkingsmethode van biota en de te meten habitatvariabelen. Om de toestand van de waternatuur te kunnen beoordelen is een beoordelingssysteem nodig. Hiervoor is een netwerk dat ingevuld wordt met habitatsystemen en de verschillende toestanden waarin ze kunnen voorkomen een geschikte optie.

Stilstaande wateren

De stilstaande rijkswateren zijn alle gevormd door afdamming van getijdegebieden of zeearmenen verzoeting. De meren, die zo zijn ontstaan, verschillen onderling wat betreft grootte, diepte en substraat. De waternatuur in deze meren is arm. Er komen vooral veel algemene soorten voor. Karakteristieke soorten zijn weinig aanwezig.

Een aantal knelpunten hindert een optimale ecologische ontwikkeling van de meren.
De geringe peilverschillen zorgen ervoor dat het water telkens op dezelfde hoogte tegen de oever slaat. Op de meeste plaatsen veroorzaakte dit constante peil oevererosie. Daarom is het grootste deel van de oevers nu verdedigd. Hierdoor is de variatie aan habitats op de overgang van water naar land verdwenen.
Een ander probleem, wat met het voorgaande te maken heeft, is het gebrek aan ondiepe delen. Dit speelt vooral in IJsselmeer en Markermeer, waar de ondiepe delen zijn ingepolderd en oevers zijn bedijkt. Verder is een specifiek probleem voor deze meren de overbevissing. Hierdoor is de visstand niet evenwichtig meer.
De belangrijkste oorzaak voor de lage diversiteit in de meren is eutrofiëring. Door de hoge nutriëntengehalten ontwikkelen algen zich sterk en neemt het doorzicht af. Troebelheid neemt extra toe door de aanwezigheid van veel bodemwoelende vissoorten. Het slechte doorzicht voorkomt de vorming van een waterplantenvegetatie. Waterplanten zijn belangrijk als voedsel, habitat en schuilplaats voor veel fauna.
In het Veluwemeer en het Wolderwijd herstelt de waternatuur, als gevolg van maatregelen ter beperking van de instroom van nutriënten. Hier neemt de helderheid weer toe en ontstaan kranswiervelden en andere waterplantenvegetaties. In deze vegetaties vestigen zich specifieke macrofaunagemeenschappen. Door het verbeterde doorzicht en de schuilmogelijkheden die de vegetatie biedt, kunnen roofvissen weer in aantal toenemen.

Om de ecosystemen in de meren een kans te geven, is een aantal maatregelen van belang. Ten eerste is het belangrijk natuurlijke peilfluctuaties te creëren. De oevererosie zal hierdoor verminderen. Het vervangen van de huidige oeververdediging door natuurvriendelijke oeververdediging of de aanleg van vooroevers zal leiden tot een forse toename van de diversiteit aan habitats in de oeverzone. In het IJsselmeer en Markermeer kan het aanleggen van ondiepe delen of meerbegeleidende moerassen veel natuurwinst opleveren. De negatieve effecten van eutrofiëring kunnen teruggedrongen worden door het nutriëntengehalte te doen afnemen. Daarnaast kan actief biologisch beheer het ecosysteem een zetje in de goede richting geven. De ontwikkelingen in het Veluwemeer en het Wolderwijd laten zien dat herstel wel degelijk mogelijk is. Tenslotte is een juist beheer van de visstand met name in IJsselmeer en Markermeer van belang om zorg te dragen voor een duurzame vispopulatie.

Voor de stilstaande rijkswateren zou eenzelfde onderzoek uitgevoerd kunnen worden als voor de grote rivieren is gedaan. Ook in de meren zijn habitatsystemen aan te duiden. Met behulp van deze systemen kan een netwerk opgesteld worden om de situatie in de meren te kunnen beoordelen.

LEESWIJZER

In dit rapport is een overzicht gegeven van de aquatische natuur in de zoete rijkswateren. In het eerste hoofdstuk is voor alle zoete rijkswateren een algemene beschrijving opgenomen. Deze beschrijvingen geven een beeld van de huidige milieu-omstandigheden en de waternatuur in de verschillende wateren.
Voor het onderdeel rivieren is een onderzoek uitgevoerd naar habitatsystemen om een beeld te geven van de veranderingen die zijn opgetreden ten opzichte van de oorspronkelijke situatie en de trends die zich nu voordoen. De stilstaande rijkswateren zijn in dit onderzoek niet meegenomen. De volgende hoofdstukken geven een beschrijving van dit onderzoek.
Hoofdstuk 2 bevat de onderzoeksmethode. In de hoofdstukken 3 en 4 zijn de resultaten weergegeven: hoofdstuk 3 beschrijft de actueel aanwezige habitatsystemen, hoofdstuk 4 geeft de trends en knelpunten weer die in deze systemen een rol spelen. In hoofdstuk 5 zijn de veranderingen ten opzichte van de situatie in het begin van deze eeuw weergegeven.
In het hoofdstuk 'Herstelmogelijkheden (6), zijn voor zowel de grote rivieren als voor de stilstaande rijkswateren mogelijke beheersmaatregelen gegeven. Hoofdstuk 7 tenslotte bevat mogelijkheden en aanbevelingen voor het uitvoeren van onderzoek om een beter beeld te krijgen van de waternatuur in de zoete rijkswateren.

1 ZOETE RIJKSWATEREN: ALGEMENE BESCHRIJVING



Figuur 1.1 Overzichtskaart van de zoete rijkswateren.

1.1 Grote rivieren

1.1.1 Inleiding

De rivieren inclusief de zoete delta beslaan circa 200 km2 van het oppervlak van Nederland. De Rijn, de Maas en de Schelde, zijn grote rivieren waarvan de benedenloop door Nederland stroomt (figuur 1.1). Alleen de Grensmaas, het deel van de Maas dat de grens vormt met België, is een middenloop. Binnen een stroomgebied stroomt al het water via de bodem of oppervlaktewateren af naar de rivier en tenslotte de Noordzee. Met het water wordt ook een grote hoeveelheid (bodem)materiaal en opgeloste stoffen meegevoerd.
De Rijn wordt voor een deel door regenwater en voor een deel door smeltwater gevoed. De Maas daarentegen is een echte regenrivier. De afvoerfluctuaties in de Maas zijn hierdoor veel groter. De Schelde wordt in dit rapport buiten beschouwing gelaten.
De grote rivieren zijn samenhangende en dynamische eenheden van water, waterbodem, oevers, uiterwaarden, grondwater en biologische componenten. Wat betreft waternatuur zijn de Nederlandse grote rivieren van nationale en internationale betekenis. Ze beslaan en beïnvloeden een groot oppervlak van het land en herbergden karakteristieke riviergemeenschappen. Van deze levensgemeenschappen is slechts een klein deel nog aanwezig. Rivieren vormen een produktief ecosysteem; de biomassa (vooral fauna) onder water is hoog. Hiervan profiteren weer andere dieren, zoals vogels. Rivieren vormen eveneens een ecologische verbinding tussen stroomgebieden onderling en tussen zoet en zout water. Dit laatste is bijvoorbeeld van belang voor trekvissen. Benedenstroomse stuwen hinderen de migratie van deze vissen van en naar de bovenstrooms gelegen paaigebieden. Ook omgekeerd geldt dat benedenstroomse levensgemeenschappen afhankelijk zijn van bovenstroomse processen (Vannote et al., 1980). De stroomgebieden strekken zich uit over meerdere landen. Beheersplannen voor de rivieren dienen stroomgebiedsdekkend en daarmee op internationaal niveau te worden opgesteld.

1.1.2 Referentiebeeld

De Nederlandse riviersystemen bestonden oorspronkelijk uit een hoofdstroom met een aantal ondiepe, brede en smalle stroomgeulen, afgesneden armen en brede overstromings vlakten. De rivier vormde één geheel met de uiterwaarden en slingerde door het landschap. Een natuurlijke rivier vormt continu nieuwe habitats (Fittkau & Reiss, 1983). Door de kracht van het water worden meanders gevormd en afgesneden. Niet alleen in het lengte-, maar ook in het dwarsprofiel vinden sedimentatie- en erosieprocessen plaats. In de bochten ontstaat een grote variatie aan habitats. In binnenbochten is de stroomsnelheid langzaam en sedimenteert fijn materiaal. In de buitenbocht is sprake van een sterke stroming waardoor erosie plaatsvindt. Door de variatie in stroomsnelheid op verschillende plaatsen in het dwarsprofiel ontstaat een mozaïekpatroon aan structuren. Deze structuren vormen tal van habitats, bijvoorbeeld, zand- of grindbanken, lemige oevers en steiloevers (Smit, 1985).
De uiterwaarden van natuurlijke rivieren zijn grotendeels begroeid met ooibos. Ooibos zorgt voor organisch materiaal in de rivier. Dode stukken hout bieden een habitat aan tal van macrofaunasoorten. Voor andere soorten dient het organisch materiaal, afkomstig van de bossen, als voedsel (Sedell and Frogatt, 1984).
Behalve dynamische delen bevinden zich in natuurlijke rivieren rustige delen zoals nevengeulen. In deze delen komen dichte waterplantenvegetaties voor. Planten worden door veel diersoorten als substraat, schuilplaats of voedsel gebruikt. Oeverplanten vormen in natuurlijke riviersystemen een geleidelijke overgang van water naar land.

De oorspronkelijke waternatuur in de Nederlandse rivieren was zeer divers: een rijke macrofauna, vele soorten (trek)vissen en waterplanten. De onderlinge relaties tussen genoemde planten- en diergroepen leiden tot een rijk gestructureerd netwerk van levensgemeenschappen in rivierbedding en uiterwaarden. Gevoelige soorten zoals haften, libellen, steenvliegen, kokerjuffers en riviertrekvissen zijn in natuurlijke rivieren algemeen.
Ook in de Nederlandse rivieren kwamen deze karakteristieke riviersoorten vroeger in grote aantallen voor (Albarda, 1889; Uyttenboogaart, 1918).

1.1.3 Ontwikkelingen

Sinds de Middeleeuwen is de mens bezig de rivieren te beteugelen. Door bedijking veranderden riviersystemen in een enkele hoofdgeul met een zomerdijk, uiterwaarden en een winterdijk. Later werden de rivieren belangrijk als scheepvaartroute. Daarvoor moesten de rivieren overal ongeveer even breed en diep gemaakt worden (normalisatie) en werden te scherpe bochten verwijderd (kanalisatie). Om de inmiddels kunstmatige rivierloop vast te leggen en om oevererosie tegen te gaan, werden de oevers vastgelegd door kribben, strekdammen en stortstenen (Smit, 1985). Meer dan drie kwart van de oevers langs de rivieren is inmiddels verdedigd. Om voldoende diepte voor scheepvaart te garanderen, werden stuwen aangelegd (regulatie), zodat in grote delen van de rivieren het waterpeil beter geregeld kon worden. In 1920 zijn normalisatie en kanalisatie van de Rijntakken en van de benedenloop van de Maas voltooid (de Bruin, 1982).
Door de beperking van de natuurlijke dynamiek in de rivieren, verdween de variatie in stroomsnelheid in zowel lengte- als dwarsprofiel. In de huidige vaargeul is de stroomsnelheid steeds hoog. Maatregelen ter verbetering van de afvoer leidden in de afgelopen 100 jaar tot een sterk uitgeschuurde bodem. Bij Lobith daalt de bodem gemiddeld met 2 centimeter per jaar (Breukel, 1993). In de delen tussen de kribben is de natuurlijke stroming geheel verdwenen. Er is slechts enige turbulentie. Met de aanleg van de oeververdediging is de natuurlijke overgang van water naar land verdwenen. Door de afname van variatie in stroomsnelheid en de aanwezige oeververdediging is ook de diversiteit aan structuren afgenomen. Behalve structuurvariatie in het lengteprofiel, is het mozaïekpatroon van structuren dat met name in de meanders voorkwam, nu niet meer aanwezig. De grote veranderingen in de rivieren aan het begin van deze eeuw hebben samenvattend geleid tot een sterke afname van de variatie aan habitats in de rivieren (Smit, 1985). Dood hout, dichte waterplantenvegetaties, grind- en zandbanken, steiloevers en flauwe oevertaluds zijn in de rivieren niet meer terug te vinden. Waar nog wel oorspronkelijke habitats aanwezig zijn, zijn deze vaak niet meer geschikt voor de vestiging van macrofauna of als paaiplaats voor vissen. Dit wordt veroorzaakt door de sterke golf- en zuigwerking als gevolg van scheepvaart of door slechte waterkwaliteit. Een ander probleem is de onbereikbaarheid van geschikte habitats, bijvoorbeeld door stuwen. Lozingen van huishoudelijk en industrieel afvalwater zorgden voor een hoge organische belasting en verontreinigingen met zware metalen en organische microverontreinigingen (zoals PCB's) in de rivieren. Tussen 1960 en 1970 bereikte de waterkwaliteit, zowel wat betreft microverontreinigingen als wat betreft eutrofiërende stoffen een dieptepunt. Sinds 1970 is door maatregelen een verbetering van de situatie opgetreden. Na een sterke verbetering in de jaren zeventig en het begin van de jaren tachtig, gaat de vooruitgang nu minder snel. De oorzaak hiervan is dat bij afnemende waterverontreiniging steeds geavanceerdere zuiveringstechnieken nodig zijn om relatief kleine verbeteringen tot stand te brengen. Bovendien wordt nu een relatief groot aandeel van de verontreiniging veroorzaakt door moeilijker aan te pakken oorzaken, zoals de diffuse verontreinigingsbronnen (Breukel, 1993).

Door slechte waterkwaliteit en het verdwijnen van habitats zijn veel soorten uit de Nederlandse rivieren verdwenen. Al rond 1920, toen kanalisatie-, normalisatie- en regulatiewerkzaamheden voltooid waren, was het grootste deel van de karakteristieke rivierfauna verdwenen (Smit, 1985). Niet alleen riviertrekvissen zijn sterk achteruitgegaan. Ook in de macrofauna hebben zich grote veranderingen voorgedaan. Sommige groepen, bijvoorbeeld de steenvliegen, zijn waarschijnlijk geheel uit de Nederlandse grote rivieren verdwenen. Ook van de eendagsvliegen (haften) en de libellen zijn de meeste soorten verdwenen. Dit geldt eveneens voor de kokerjuffers. Binnen deze groep hebben veel verschuivingen plaatsgevonden, slechts enkele niet kritische soorten komen nu nog voor in de Nederlandse rivieren (Smit, 1985). In tekstblok 1 zijn als voorbeeld de gevolgen van habitatverlies voor het oeveraas (een vroeger karakteristieke riviersoort) beschreven.

Een bekend geslacht binnen de eendagsvliegen, dat vroeger massaal voorkwam, is het oeveraas (Palingenia sp.). De soorten behorende tot dit geslacht leven als larve in gangen in lemige oevers. Als de dieren volwassenen zijn vliegen ze vrijwel allemaal tegelijk uit, een bijzondere eigenschap van eendagsvliegen. Dit verschijnsel wordt ook wel 'zomersneeuw' genoemd
(zie figuur).
Door normalisatie zijn lemige oevers grotendeels verdwenen. In 1907 is het oeveraas voor het laatst in Nederland waargenomen (Smit, 1985).



Massaal uitvliegen van het Gewoon oeveraas *Palingenia horaria* (Brehm).

Na de zeventiger jaren namen dichtheid en soortenrijkdom van macrofaunagemeenschappen in de rivieren weer toe (Van Urk, 1981; Van den Brink et al., 1990). Enkele typische riviersoorten zoals de kokerjuffer Hydropsyche contubernalis en de eendagsvlieg Ephoron virgo (Van Urk, 1984; Bij de Vaate et. al., 1992) zijn na een lange periode van afwezigheid weer in de rivieren aangetroffen.

1.1.4 Huidige waternatuur

Rijn

Op dit moment is de Rijn is wat betreft de biotische componenten uniform. Tussen de verschillende Rijntakken komen de verschillen in hydrologie en morfologie nauwelijks tot uiting in de levensgemeenschappen. De diversiteit is laag. De vis- en macrofaunagemeenschappen bestaan vooral uit indifferente soorten. Stromingsminnende soorten lijken in opmars te zijn, maar zijn nog steeds slechts in kleine aantallen aanwezig.
Door de hoge dynamiek komen in de Waal en de IJssel vrijwel geen waterplantenvegetaties voor. In de Nederrijn-Lek komt in de benedenstroomse en de gestuwde delen een zeer beperkte bedekking met waterplanten voor. De sluizen en stuwen in de Nederrijn en Lek vormen een barrière voor migratie van organismen. In de Nederrijn worden trekvissen dan ook nog nauwelijks aangetroffen. Het aantal stromingsminnende vissoorten gevangen in de IJssel is relatief hoog. Dit komt waarschijnlijk door de gunstigere stromingscondities (Bakker et al., in prep.).

Maas

Ook in grote delen van de Maas lijken de levensgemeenschappen op elkaar (Kerkhofs & Prins 1995). De Grensmaas is het meest natuurlijke riviertraject in Nederland. Dit traject van de Maas (van Borgharen tot Linne) is ondiep, onbedijkt en ongestuwd. Het traject wordt gekenmerkt door een hoge stroomsnelheid en een bedding met grind. Oorspronkelijk werd dit riviertraject gekenmerkt door stromingsminnende levensgemeenschappen.
Het gebrek aan habitats en de ongeschiktheid van overgebleven habitats veroorzaakt door de slechte waterkwaliteit en de hoogfrequente afvoerfluctuaties, leidde ertoe dat nu nog voornamelijk vervuilingstolerante en indifferente ongewervelde dieren worden aangetroffen. Stromingsminnende vissen worden in de Grensmaas nog steeds gevonden. Soorten die elders in Nederland niet voorkomen zijn bijvoorbeeld bronforel, vlagzalm, sneep en rivierprik. Waterplanten ontbreken vrijwel geheel in de Grensmaas (De Boer, 1992) door de hoge stroomsnelheid en het gebrek aan rustige delen, kortom, opnieuw gebrek aan geschikt habitat.
Ook in de Gestuwde Maas, het traject tussen Eijsden en Borgharen en dat tussen Linne en Lith, worden weinig waterplanten aangetroffen. Het beperkte doorzicht, het gebrek aan ondiepe delen in het zomerbed en de door de scheepvaart veroorzaakte golfslag en zuigwerking, zijn hiervan de oorzaak. Planten die voorkomen zijn gele plomp en ijle vegetaties van schede- en rivierfonteinkruid.
De waterkwaliteit is in dit deel van de rivier beter dan in de Grensmaas. Dit wordt geïllustreerd door terugkerende macrofaunasoorten zoals de eendagsvlieg Caenis luctuosa.
De stroomsnelheid is in de Gestuwde Maas lager dan in de Grensmaas. In dit deel komen vissen voor die zwakstromende of stilstaande wateren prefereren, zoals hondsvis en zonnebaars. De vlagzalm is een soort die van stromend water afhankelijk is. De blankvoorn en de brasem, indifferente vissoorten, maken echter het grootste deel van de biomassa uit.

De Getijdemaas, het Maastraject vanaf Lith, heeft dezelfde levensgemeenschappen als de Gestuwde Maas. Karakteristieke macrofaunasoorten die afhankelijk zijn van getij-invloed komen nauwelijks nog voor. Wel zijn in dit traject mariene vissoorten te vinden, zoals diklipharder en grote marene. Blankvoorn en brasem bepalen echter, evenals in de Gestuwde Maas, het grootste deel van de vis-biomassa. Het areaal aan water- en oeverplanten is in de Getijdemaas relatief groot.

1.2 Stilstaande wateren

1.2.1 Inleiding

Onder de stilstaande rijkswateren worden verstaan grote meren (Randmeren, IJsselmeer, Markermeer en Volkerak-Zoommeer), kanalen (Noordzeekanaal, Amsterdam-Rijnkanaal, Twentekanalen, Kanaal van Gent naar Terneuzen) en de Maasplassen (figuur 1.1). Van de zoete stilstaande rijkswateren hebben de randmeren en het IJsselmeer het grootste oppervlak, namelijk 2000 km2. De overige wateren leveren nog eens een oppervlak van 400 km2 aan water.
Regionale kanalen zijn beschreven door Verdonschot et al. (1997). Aangezien er weinig verschil is tussen de regionale kanalen en de kanalen behorende tot de rijkswateren, zullen kanalen in dit rapport niet opgenomen worden. Hetzelfde geldt voor de Maasplassen. Deze zijn vergelijkbaar met de rivierbegeleidende wateren, die eveneens in het genoemde rapport zijn opgenomen. Dit rapport beperkt zich wat betreft de stilstaande rijkswateren tot de grote meren.
De grote zoete meren zijn door de mens gecreëerd. De Zuiderzee en een aantal zeearmen zijn deze eeuw door aanleg van dammen van de zee afgesloten en verzoet (figuur 1.1).
De meren verschillen wat betreft grootte, diepte en substraat. De Randmeren zijn ondiep, terwijl het IJsselmeer diep is. Het substraat bestaat over het algemeen uit zand.
Waar de rivieren uitmonden, bijvoorbeeld in het IJsselmeer, vindt bezinking van slib plaats. De overige sturende factoren zijn de morfologische kenmerken van bodem en oever, en de trofiegraad van het water.
De grote meren zijn voor een aantal soorten van nationaal en internationaal belang. Wat betreft de vissen gaat het om de rivierdonderpad (Cottus gobio), een beschermde diersoort, en de bot (Pleuronectus flesus). Deze bereiken hun grootste dichtheid in het IJsselmeer. Voor andere soorten zijn het IJsselmeer, Ketelmeer en Volkerak/Krammer van belang als verbinding tussen de grote rivieren en de zee. De grote meren zijn eveneens belangrijk vanwege de grote aantallen watervogels die er gebruik maken van het grote voedselaanbod. Tevens nemen ze binnen het netwerk van Europese wetlands een bijzondere plaats in door de grootte, de voedselrijkdom en de geografische ligging.
In de Randmeren en het Volkerak-Zoommeer komen kranswiervelden voor. Deze karakteristieke vegetatie bevat een kenmerkende macrofaunagemeenschap. In een groot deel van Europa is deze levensgemeenschap bedreigd door eutrofiëring.

1.2.2 Referentiebeeld

De huidige stilstaande, zoete rijkswateren zijn allemaal door de mens gevormd. Er kan dus geen historisch referentiebeeld voor geschetst worden. Wel is het mogelijk de situatie te schetsen die volgt uit een optimale ecologische ontwikkeling van deze wateren, binnen de

huidige geografische omstandigheden en door de mens gecreëerde systeemvoorwaarden. De meest optimale situatie voor de deze wateren is: een groot, ondiep, helder, zoet meer met een matig eutroof karakter en natuurlijke peilfluctuaties (hoge waterstanden in de winter en lagere waterstanden in de zomer). Vooroeververdedigingen beschermen de oeverzones tegen verdere erosie. Er is een sterke ontwikkeling van water- en oeverplanten, maar door de werking van wind en golfslag blijft het water toch open. De visgemeenschap bestaat uit het snoekzeelttype. Watervogels gebruiken het gebied als foerageer- en ruigebied (Bal et al., 1995).

1.2.3 Ontwikkelingen

In het IJsselmeer en het Markermeer kunnen vegetaties en macrofauna zich niet optimaal ontwikkelen door het gebrek aan ondiepe delen. Beide meren zijn diep (gemiddeld 4.5m). Het ondiepe areaal is klein door de inpoldering en het grootste deel van de oevers is bedijkt. In alle grote meren dragen de geringe peilverschillen bij aan de uniformiteit van de levensgemeenschappen. Om oevererosie te voorkomen zijn de grote delen van de oevers voorzien van oeververdediging met basaltblokken. Later is overgegaan op de aanleg van vooroeververdedigingen, wat een meer natuurlijke ontwikkeling van de oever zelf mogelijk maakte. Eutrofiëring is één van de belangrijkste factoren, die herstel van deze ecosystemen belemmeren. De grote meren zijn eutroof of hypertroof. In de jaren zeventig waren de fosfaatgehalten in de grote meren het hoogst en was er veel algenbloei. Door het geringe doorzicht konden waterplantenvegetaties zich niet ontwikkelen. Nu herstellen vegetaties weer in sommige van de meren. Verder worden de meren gekenmerkt door een zeer eenzijdige samenstelling van macrofauna- en visgemeenschappen. Karakteristieke soorten komen vrijwel niet voor. De dominante soorten zijn algemeen voorkomend en tolerant voor eutrofiëring en verontreiniging. Voor de ontwikkeling van algemene macrofauna- en vissoorten, zoals driehoeksmossel en baars is de aanwezigheid van veel algen gunstig. Door de hoge productie van algemene en eenzijdige macrofauna- en vissoorten zijn er veel watervogels aanwezig. Het fosfaatgehalte in de Rijn is na het nemen van maatregelen weer afgenomen, zodat ook het gehalte in randmeren en IJsselmeer afneemt. In de Maas lijkt de daling van het fosfaatgehalte de laatste jaren te stagneren. Dit belemmert de afname van de eutrofiëring in het Volkerak-Zoommeer (hier wordt water uit het Hollands Diep ingelaten).
Een ander probleem dat een rol speelt in deze watersystemen is verontreiniging met zware metalen en organische microverontreinigingen. De milieukwaliteitsnorm van deze stoffen, zoals kwik, PCB en DDT, wordt op veel plaatsen overschreden (Eys, 1996). De gehalten aan microverontreinigingen in de rivieren nemen langzaam af. In de meren waar veel slib uit de rivieren is bezonken, zal de bodem echter nog jarenlang verontreinigd zijn en zorgen voor nalevering.
In het IJsselmeer heeft de visserij grote invloed op de ontwikkeling van de levensgemeenschappen door overbevissing van snoekbaars en baars en door sterfte van jonge en kleine vis in fuiken. De visstand wordt hierdoor gekenmerkt door een onevenwichtige soortensamenstelling en leeftijdsopbouw (Rijkswaterstaat & Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1996).

1.2.4 Huidige waternatuur

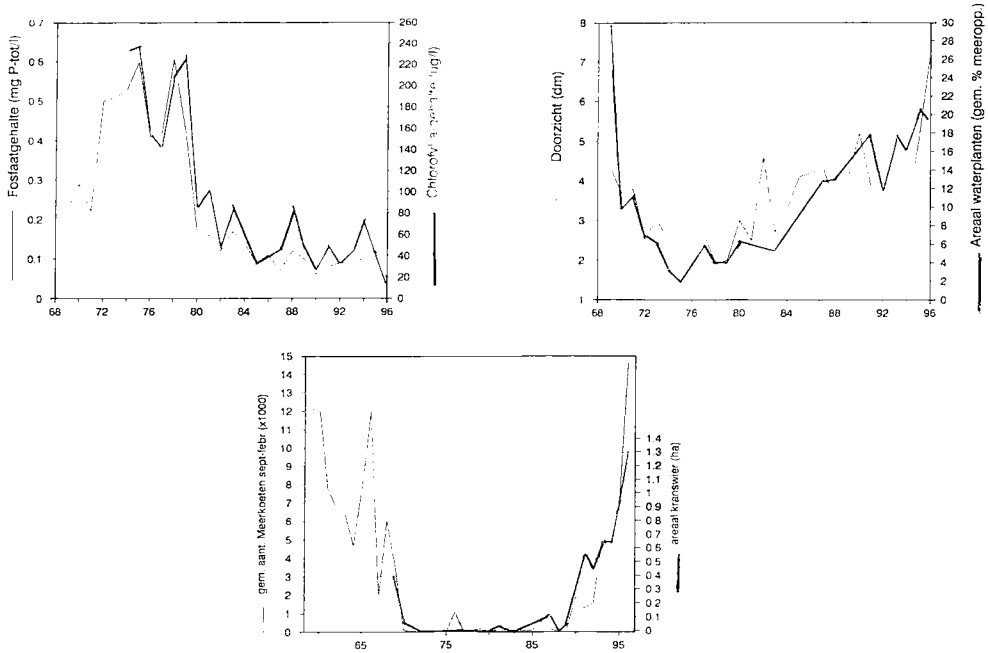
Van drie gebieden (Randmeren, IJsselmeer/Markermeer en Volkerak-Zoommeer) zijn meer uitgebreide beschrijvingen van de huidige waternatuur opgenomen op basis van: Prins et al.,

(1995); Breukers et al., (1996); Van den Berg et al., (1997) en Coops et al., (1997), omdat deze verder in het rapport alleen nog in het hoofdstuk 'herstelmogelijkheden' aan de orde komen.

Randmeren

In het Veluwemeer hebben herstelmaatregelen (het geloosde afvalwater werd gedefosfateerd en de meren met water uit de polder doorspoeld) na circa 10-15 jaar geleid tot toename van het doorzicht en enig herstel van het biologisch evenwicht. Het water is weer helder geworden, vooral in gebieden waar kranswiervelden of andere waterplantenvegataties zich ontwikkelen.

Deze ontwikkeling kan zichzelf versterken, doordat de planten bodemmateriaal vastleggen (dit voorkomst troebeling) en met de algen concurreren om voedingsstoffen (Scheffer et al., 1993). Figuur 1.2 illustreert het effect van de afname van nutriënten en toename van het doorzicht op de ontwikkeling van waterplanten en vogels in het Veluwemeer.



Figuur 1.2 De relatie tussen fosfaatgehalte, chlorophylgehalte en waterplanten in het Veluwemeer (Noordhuis, 1997).

Bijzonder zijn de nu aanwezige kranswiervelden, die zich nog steeds uitbreiden. Deze plantengemeenschap is soortenarm en kenmerkend voor meer voedselarme, heldere, zoete of brakke wateren. Kranswieren zijn in vergelijking met de andere waterplanten het meest toegenomen. Deze planten herbergen een karakteristieke macrofaunagemeenschap, die afwijkt van macrofaunagemeenschappen in andere vegetaties. De gemeenschap in de kranswiervelden wordt gekenmerkt door slakjes, zoals Valvata piscinalis en dansmuggelarven zoals Endochironomus sp. Ook vissoorten, zoals de kleine modderkruiper en de driedoornige stekelbaars, kunnen in de kranswiervegetatie schuilen. Hogere dieren profiteren van de kranswieren. Indirect door de toename van met kranswier geassocieerde fauna of direct door de kranswieren zelf als voedsel op te nemen, zoals de krooneend.

Ook andere vegetatietypen zoals de fonteinkruidvegetatie hebben zich hersteld. Hierin komt een andere macrofaunagemeenschap voor, met bijvoorbeeld de kenmerkende mug Einfeldia dissidens.

In het Veluwemeer en het Wolderwijd is ecologisch herstel in gang gezet. Eveneens in de aangrenzende meren nemen de nutriëntengehalten in het water af. De concentraties zijn echter nog hoger dan in het Veluwemeer en het Wolderwijd. Van ecologisch herstel is nog nauwelijks sprake. Aan het Veluwemeer en het Wolderwijd is echter te zien dat herstel mogelijk is door afname van nutriëntengehalten eventueel gecombineerd met actief biologisch beheer.

IJsselmeer en Markermeer
Water- en oeverplantenvegetaties zijn in deze meren slecht ontwikkeld. Door eutrofiëring en golfslag worden de voor waterplanten geschikte gebieden onvolledig benut. Het doorzicht is slecht. Sinds 1980 neemt de bedekking met waterplanten (vooral fonteinkruiden), vooral in het Markermeer, geleidelijk toe. Oeverplanten (biezen en riet) kunnen zich in de meeste delen niet vestigen vanwege de verharde oevers en het onnatuurlijke peilbeheer.
Het grootste deel van de primaire produktie komt voor rekening van algen, die zich als gevolg van eutrofiëring goed kunnen ontwikkelen. In het grootste deel van het jaar domineren groenalgen. Van de grote hoeveelheden algen profiteren zoöplanktonsoorten en filterende ongewervelde dieren, zoals de driehoeksmossel die massaal voorkomt. In het Markermeer gaat deze soort achteruit door verslibbing van de bodem. De soort heeft namelijk hard substraat nodig om zich op te vestigen. Dominante vissoorten zijn planktonetende en bodemfauna-etende soorten, zoals spiering en brasem. Deze vissen vormen weer het voedsel voor roofvissen, zoals baars en snoekbaars. Watervogels profiteren indirect van de eutrofiëring door het eten van vis. Voor herbivore vogels zijn deze meren van ondergeschikt belang.

Volkerak-Zoommeer
Het ecosysteem in dit gebied bevindt zich nog in een pioniersstadium. Het heeft zich vooral in de eerste jaren zeer snel ontwikkeld. Aanvankelijk ontwikkelde het zoöplankton zich massaal. Het water was hierdoor helder (zoöplankton leeft van algen), ondanks een hoog fosfaatgehalte. Dichte waterplantenvegetaties konden zich ontwikkelen. De vegetaties beperken zich tot de ondiepe delen (tot 4m). Behalve fonteinkruiden, ruppia en sterrekroos komen er kranswieren voor.
Na 1992 zijn deze vegetaties weer afgenomen door een afname van het doorzicht. Dit werd veroorzaakt door een grote graasdruk van zoöplankton-etende vis op het zoöplankton. Hierdoor konden algen zich massaal ontwikkelen. Het systeem dreigt nu om te slaan naar een troebele evenwichtssituatie (zie kader 2) door voortdurende aanvoer van nutriënten vanuit de Brabantse beken en het Hollands Diep.
De oevervegetatie vormt een smalle strook, bestaande uit onder andere riet en grote lisdodde. De ontwikkeling verloopt na een snelle vestiging traag door oevererosie, vraat en ontziltingsprocessen in de bodem. De rol van de oeverplanten is marginaal.
Algen (kiezelwieren en blauwalgen) nemen het grootste deel van de primaire produktie voor hun rekening. Macrofauna wordt gedomineerd door dansmuggen, zoals Cladotanytarsus sp. Deze soorten hebben het gebied snel gekoloniseerd en leven van algen in de bodem en het water. Ook oligochaeten, bijvoorbeeld Potamothrix moldaviensis, zijn snel in aantal toegenomen, waarschijnlijk door de toename van detritus in de bodem. Afhankelijk van de diepte en het biotoop (stenen, bodem of planten) verschuift de soortensamenstelling van de macrofaunagemeenschap. Vooral op de stenen zijn veel karakteristieke soorten gevonden die in de andere biotopen niet voorkwamen, zoals platwormen van het geslacht Dugesia sp. en een aantal bloedzuigers.

In de eerste jaren kwamen in het Volkerak-Zoommeer nog enkele brakwatersoorten voor. Deze zijn nu verdwenen. Ook de driehoeksmossel heeft zich in het gebied gevestigd. Deze soort is een belangrijke voedselbron voor vogels, zoals de kuifeend. Ook plantenetende vogels komen voor, zoals meerkoet en knobbelzwaan.

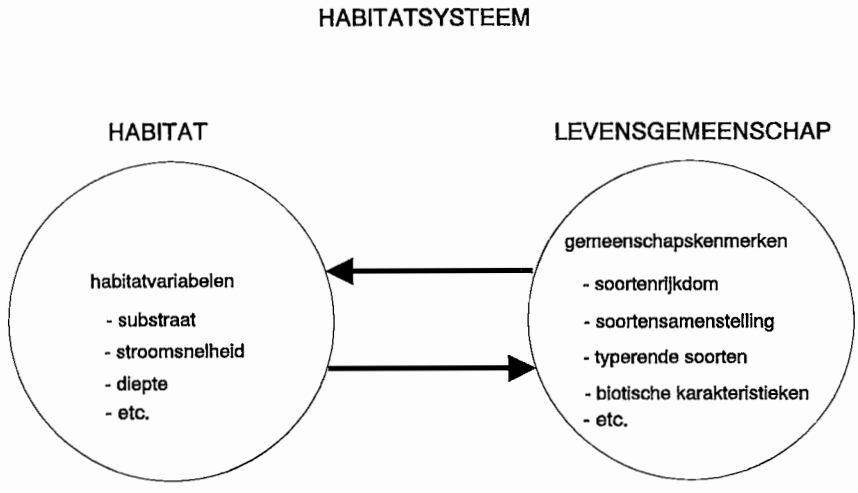
2 ONDERZOEKSOPZET

Om de waternatuur in de grote rivieren in beeld te brengen, is een onderzoek uitgevoerd. De achtergrond van dit onderzoek (paragraaf 2.1), de gebruikte datasets (paragraaf 2.2) en de onderzoeksmethode (paragraaf 2.3) zijn in dit hoofdstuk achtereenvolgens beschreven. Voor de stilstaande wateren is een dergelijk onderzoek niet uitgevoerd. Het onderzoek van de grote rivieren kan echter als voorbeeld dienen voor een onderzoek in de stilstaande wateren. De stilstaande wateren komen in hoofdstuk 6 ('Herstelmogelijkheden') weer aan de orde.

2.1 Achtergrond en doelstelling

2.1.2 Habitatsystemen

Tot op heden is er relatief weinig aandacht besteed aan waternatuur ten opzichte van andere natuurwaarden. Met name de grote diversiteit aan onderwaterhabitats en bijbehorende levensgemeenschappen komt minder of niet aan de orde. Dit onderzoek richt zich specifiek op de relatie tussen deze aquatische habitats en hun bewoners: de zogenaamde habitatsystemen. Een habitatsysteem is een samenhangend geheel van het habitat en de levensgemeenschap die het habitat bewoont. Het habitat kan nader getypeerd worden aan de hand van de habitatvariabelen, zoals substraat, stroomsnelheid, diepte etc. Alle habitatvariabelen tezamen vormen het habitat. De levensgemeenschap in een habitat wordt gekarakteriseerd door soortenrijkdom, soortensamenstelling, typerende soorten (soorten die het verschil tussen de betreffende levensgemeenschap en andere levensgemeenschappen uitmaken) en biotische karakteristieken van de soorten (bijvoorbeeld de preferentie voor een bepaalde stroomsnelheid). In figuur 2.1 wordt de omschrijving van de term habitatsysteem geïllustreerd.



Figuur 2.1 Opbouw van een habitatsysteem.

2.1.2 Macrofauna

Het onderzoek beperkt zich tot de macrofauna. Macrofauna is uitermate geschikt gebleken als indicator voor beoordeling van veranderingen in het milieu (Hellawell, 1986). Deze ongewervelde dieren vertegenwoordigen een grote range van ecologische omstandigheden. Een klein verschil in een habitatvariabele kan al een andere macrofaunagemeenschap opleveren. De macrofaunagemeenschap is vaak kenmerkend voor duidelijk omschreven habitattypen (Bergers, 1991). Dit komt, doordat macrofauna sterk plaatsgebonden is (Smit & Van Urk, 1987) en een redelijke generatietijd kent (Verdonschot, 1990b). Dit laatste wil zeggen dat de levensduur van macrofauna lang genoeg is om beïnvloed te worden door relevante veranderingen in het milieu zonder zich door dagelijkse fluctuaties te laten verstoren en kort genoeg om geen effect te ondervinden van lange termijn naijlingseffecten.

Daarbij komt dat macrofauna een belangrijke rol speelt in het rivierecosysteem. Het aantal soorten en individuen dat voorkomt in de rivieren is in vergelijking met andere diergroepen zeer groot. Deze ongewervelde dieren vormen een schakel tussen fyto- en zoöplankton enerzijds en hogere organismen zoals vogels en vissen anderzijds (Cummins, 1992). Voor vissen bijvoorbeeld is macrofauna de belangrijkste voedselbron (Ryder & Pesendorfer, 1989).

2.1.3 Doelstelling

Het doel van dit onderzoek is het in beeld brengen van de veranderingen en de onderliggende factoren, waardoor veel habitatsystemen afgenomen, gewijzigd of uit de grote rivieren verdwenen zijn. Het betreft niet alleen veranderingen ten opzichte van het begin van deze eeuw maar ook de ontwikkelingen, die zich de laatste twintig jaar hebben voorgedaan. Tevens zullen mogelijke herstelmaatregelen worden aangegeven.

2.2 Data

Voor de analyse zijn verschillende gegevensbestanden, bestaande uit macrofaunabemonsteringen van habitats in verschillende riviertrajecten gebruikt. De onderzoeken zijn uitgevoerd tussen 1975 en 1996. In tabel 2.1 zijn de gebruikte gegevensbestanden weergegeven. Hierin is per dataset gegeven: wanneer, op hoeveel locaties, welke habitats en hoeveel maal bemonsterd is. De bemonsterde locaties die gedurende verschillende jaren (tussen 1975 en 1996) bemonsterd zijn, zijn per habitat in de kaarten (figuur 2.2) opgenomen. In bijlage 1 zijn de in de analyse meegenomen habitatvariabelen per gegevensbestand vermeld. De verschillen tussen de gegevensbestanden zijn groot (zie tabel 2.1 en bijlage 1). De onderzoeken verschillen op de volgende punten:

1) Het bemonsterde traject: sommige onderzoeken betreffen een hele rivier, zoals de MWTL van de Rijn uit 1995, andere slechts één riviertraject, zoals het onderzoek van Klink (1985) in de Grensmaas.
2) Het aantal bemonsterde habitats: in het ene onderzoek wordt slechts één habitat bemonsterd, bijvoorbeeld de stenen in de IJsselreeks, terwijl in andere onderzoeken meer habitats, zoals planten, bodem en stenen in de MWTL van de Rijn in 1995, bemonsterd zijn.
3) Het niveau waarop habitats onderscheiden worden: Terwijl in het ene onderzoek een steen in zijn geheel als habitat beschouwd wordt (MWTL), worden in het andere onderzoek de boven- en onderkant van een steen als een apart habitat beschouwd (zoals in Smit, 1982).

4) Het totaal aantal monsters en het aantal monsters per locatie: Het aantal bemonsterde locaties per habitat varieert van 2 (Klink, 1985) tot 26 (MWTL, Rijn 1995). Het aantal monsters per habitat en locatie per jaar loopt uiteen van 1 tot 10 (MWTL).
5) De bemonsteringsmethode: Door verschillende bemonsteringsmethoden worden sommige diergroepen in het ene onderzoek wel en in het andere niet meegenomen. Een voorbeeld zijn de oligochaeten, die bij gebruik van een net of zeef met te grote maaswijdte niet worden bemonsterd (MWTL).
6) Het determinatieniveau: In de IJsselreeks, vooral in de eerste jaren, wordt vaak het familieniveau (bijvoorbeeld bloedzuigers) gebruikt, terwijl deze familie in een ander onderzoek tot op soort wordt gedetermineerd. Ook determinatie van muggen verschilt per onderzoek.
7) Het aantal gemeten habitatvariabelen: In het MWTL onderzoek bijvoorbeeld is slechts de variabele diepte meegenomen, in het Maasonderzoek van Peeters (1988) zijn ook stroomsnelheid en korrelgrootte gemeten.
8) Nauwkeurigheid van bepaling van habitatvariabelen: Een variabele zoals diepte kan nauwkeurig gemeten worden (Peeters, 1988) of slechts in twee klassen worden ingedeeld: diep en ondiep (MWTL).

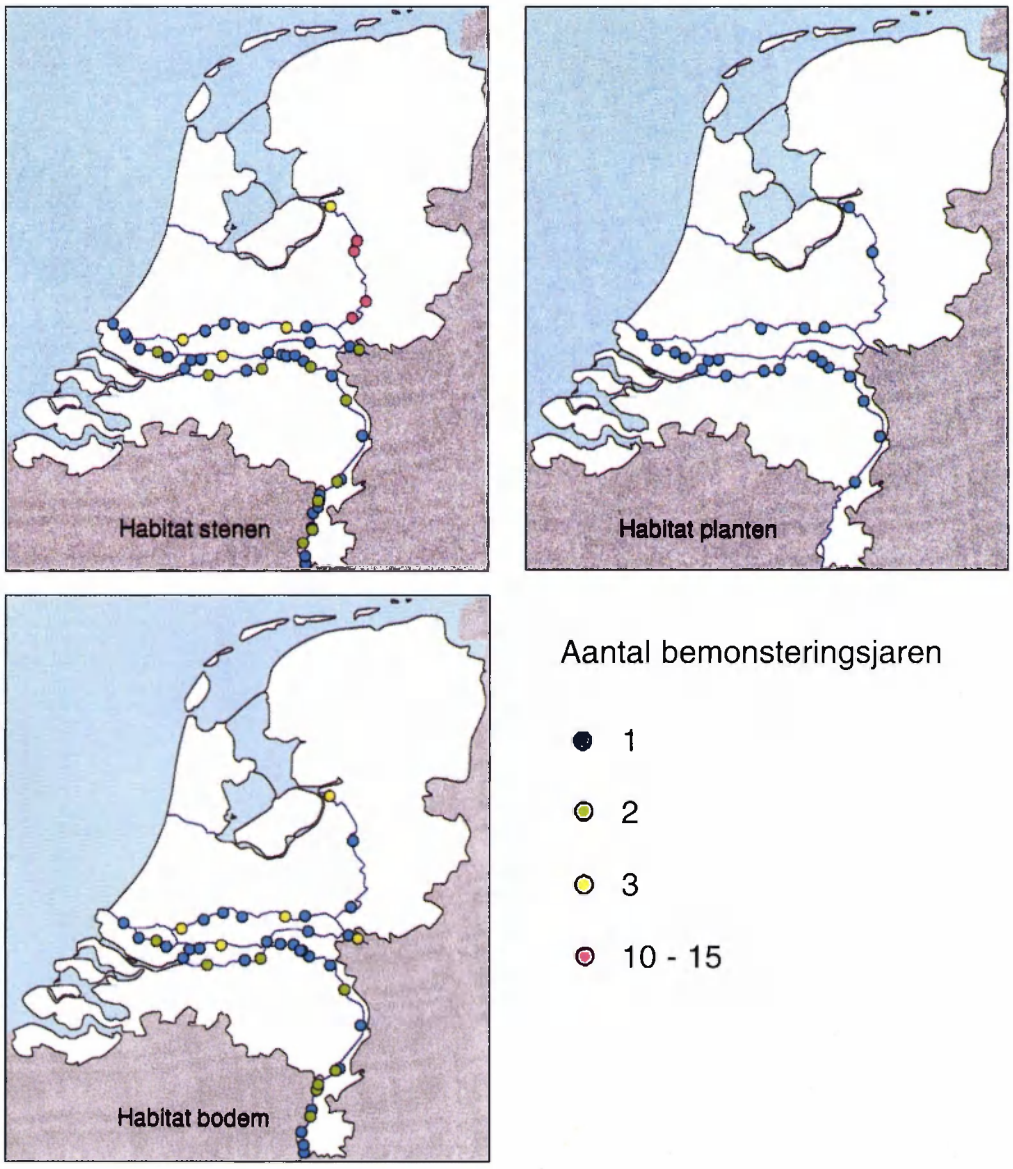
Door deze verschillen tussen de onderzoeken was het onmogelijk om de onderzoeksgegevens samen te voegen tot één bestand en dit in z'n geheel automatisch te analyseren. De belangrijkste afstemming die daarvoor nodig zou zijn, is afstemming op taxonomisch niveau. Dit wil zeggen dat indien een soortengroep in het ene onderzoek wel en in het andere niet is uitgedetermineerd tot soortsniveau, het hogere niveau, bijvoorbeeld geslacht of soms zelfs familie gebruikt moet worden. Hierdoor gaat zeer veel informatie verloren. Daarom is gekozen de bestanden apart te analyseren en de resultaten (in termen van habitatsystemen) op basis van expert judgement met elkaar te vergelijken. Alleen drie gegevensbestanden van de biologische monitoring des lands (MWTL): Rijn 1988 en 1990 en Maas 1992, zijn als één geheel geanalyseerd. In deze drie monitoringsonderzoeken zijn de bemonsteringsmethode en het determinatieniveau vrijwel gelijk. Vijf te analyseren gegevensbestanden blijven over:

- gegevensbestand 1: Maas 1981 (Smit, 1982)
- gegevensbestand 2: Grensmaas 1984 (Klink, 1985)
- gegevensbestand 3: Maas 1986 (Peeters, 1988)
- gegevensbestand 4: Maas '92/Rijn '88 en '90 (MWTL)
- gegevensbestand 5: Rijn '95 (MWTL)

In de zoete Delta, bestaande uit Haringvliet, Hollands Diep en Biesbosch (voortaan Delta genoemd) is reeds een onderzoek uitgevoerd naar habitats en bijbehorende macrofaunagemeenschappen (Reinhold-Dudok van Heel, 1997). De habitatsystemen, die hieruit zijn voortgekomen, worden in dit rapport nader beschreven aan de hand van typerende soorten (zie paragraaf 2.4.3).
De IJsselreeks is een reeks van bemonsteringen van stenen in de IJssel, uitgevoerd van 1975 tot en met 1991. De verschillen in determinatieniveau binnen dit onderzoek zijn echter zo groot dat deze gegevens niet geschikt zijn voor automatische analyse. Op basis van expert judgement en literatuur zijn uit dit gegevensbestand de belangrijkste trends gehaald.

Gegevensbestand/ referentie	jaar van monstername	rivier (traject)	bemonsterde habitats	aantal bemonsterings-locaties per habitat	aantal monsters per bemonsterd habitat
MWTL (bij de Vaate & Greijdanus-Klaas, 1991)	1988	Rijn	- stenen in overzone - diepe bodem - ondiepe bodem (1/2)	6 5 5	60 25 25
MWTL (bij de Vaate & Greijdanus-Klaas, 1993)	1990	Rijn	- stenen in overzone - bodem	7 8	70 40
MWTL	1995	Rijn	- stenen in oeverzone - diepe bodem - ondiepe bodem - vegetatie	26 21 24 13	26 21 24 13
MWTL (Klink & Mulder, 1992)	1992	Maas	- stenen in oeverzone - bodem	8 7	40 31
Smit, 1982	1981/1982	Maas	- stenen in oeverzone - diepe bodem - ondiepe bodem - vegetatie	9 1 6	21 1 8
Peeters, 1988	1986/1987	Maas	- stenen in oeverzone - diepe bodem - ondiepe bodem - planten	12 10 12 9	34 61 41 51
Van Urk, Bij de Vaate, Greijdanus-Klaas (onge-publiceerde gegevens)	1975,1991	IJssel	- stenen in oeverzone	4,00	44
MWTL/eigen onderzoek Reinhold-Dudock van Heel & Den Besten	1992-1995	Haringvliet Hollands Diep en Biesbosch	- stenen in oeverzone - diepe bodem - ondiepe bodem	297 (totaal)	735 (totaal)
Klink, 1995	1984	Grensmaas	- stenen - stenen in stroming - zand - (zand met) sliblaag	2 3 4 2	2 3 4 2

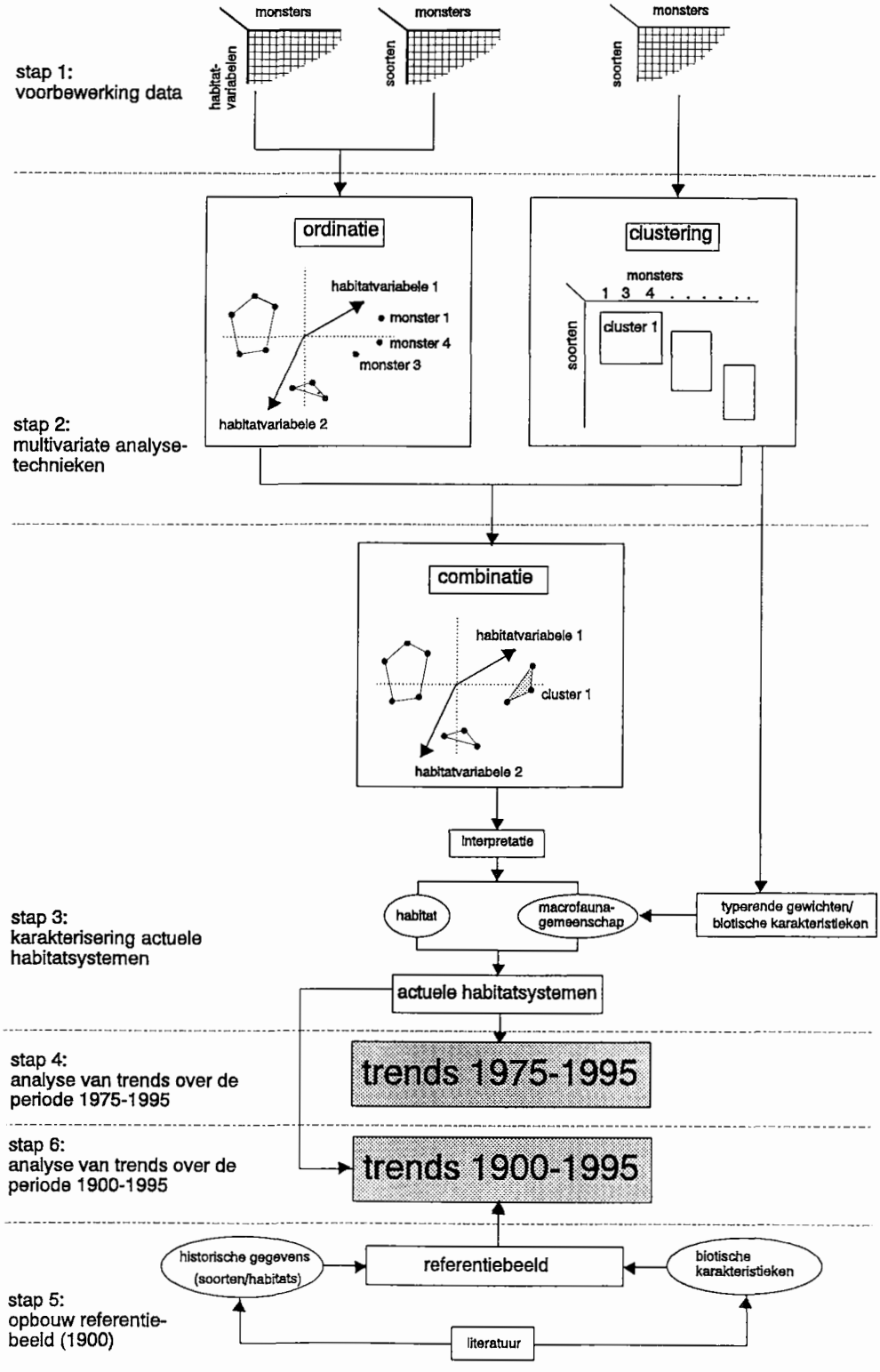
Tabel 2.1 Overzicht van gebruikte gegevensbestanden.



Figuur 2.2 Overzicht van bemonsterde habitats in de grote rivieren. Per locatie en habitat is het aantal bemonsteringsjaren weergegeven.

2.3 Methode

In een stroomschema (figuur 2.3) is de onderzoeksopzet schematisch weergegeven. De verschillende stappen in dit schema zullen in deze paragraaf nader worden toegelicht.



Figuur 2.3 Stroomschema met onderzoeksmethoden.

2.3.1 Stap 1: Voorbewerking van data

De gegevensbestanden zijn bewerkt met multivariate analysetechnieken. Hiervoor zijn enkele voorbewerkingen nodig wat betreft de habitatkarakteristieken en de soorten (stap 1 in het stroomschema).

Habitatvariabelen
De habitatvariabelen die gelijktijdig met de bemonstering zijn gemeten, zijn gebruikt in de analyse. Niet relevante variabelen, zoals linker- of rechteroever, zijn niet meegenomen.
In bijlage 1 zijn de gebruikte habitatvariabelen van ieder bestand gegeven. Tevens is de grootheid van de variabelen aangegeven. Wanneer een variabele niet exact is gemeten zijn klassen gebruikt. Ook de klasse-indelingen zijn in deze bijlage opgenomen. In sommige gevallen is voor één of enkele monsters een variabele niet gemeten. In bijlage 1 is beschreven voor welke oplossing in die gevallen is gekozen.
Riviertrajecten zijn ook als habitatvariabelen opgenomen. Deze variabelen vertegenwoordigen alle onbekende variabelen die karakteristiek zijn voor een riviertraject, bijvoorbeeld afvoer, zuurstofgehalte etc. Een trajectvariabele kan een verschil tussen monsters verklaren. Wélke variabele binnen het traject belangrijk is voor het verschil met de andere trajecten, zal hiermee niet duidelijk worden. Alle waarden zijn gelogaritmiseerd (ln (n+1)).

Macrofaunagemeenschappen
In de analyse zijn alleen soorten behorende tot de macrofauna meegenomen. Sponzen, poliepen, mosdiertjes en nematoden zijn uit de bestanden verwijderd, evenals de vissen.
Indien binnen één bestand niet op één taxonomisch niveau is gedetermineerd zijn de families (of hoger) eruit verwijderd. Wanneer zowel het geslacht als soorten, behorend tot dit geslacht in het bestand voorkomen, is dit in eerste instantie niet veranderd. Afstemming van soorten en geslachten is pas gebeurd bij de toekenning van typerende gewichten (zie paragraaf 2.3.3).). Aanduidingen van stadia zijn in eerste instantie gehandhaafd en eveneens bij de toekenning van typerende gewichten verwerkt. Namen die inmiddels vervangen zijn door nieuwe namen zijn aangepast. Voor de soortsnamen zijn achtlettercodes gebruikt (Verdonschot en Torenbeek, 1988. De aantallen waarin de soorten gevonden zijn, zijn gelogaritmiseerd naar Prestonklassen (Verdonschot, 1990a).

2.3.2 Stap 2: Multivariate analysetechnieken

Het onderscheiden van verschillende habitats in combinatie met macrofaunagemeenschappen is gedaan met multivariate analysetechnieken. Dit zijn rekentechnieken waarmee grote, variabele gegevensbestanden kunnen worden geanalyseerd, aan de hand van een complex aan biotische en abiotische variabelen. De technieken die in dit onderzoek zijn gebruikt zijn: ordinatie en clustering (stap 2 in het stroomschema, figuur 2.3). Hieronder zijn deze technieken in het kort uitgelegd. De keuzen die binnen de technieken zijn gemaakt om tot het eindresultaat te komen zijn opgenomen in bijlage 2 en 3.

Ordinatie
In dit onderzoek is ordinatie gebruikt om te bepalen welke habitatkarakteristieken verschillen en overeenkomsten in soortensamenstelling tussen monsters kunnen verklaren. Voor ordinatie is gebruik gemaakt van het programma CANOCO (Ter Braak, 1987). De keuzen die binnen dit programma gemaakt zijn, zijn opgenomen in bijlage 2.

De resultaten van de berekeningen worden door het programma weergegeven in ordinatiediagrammen (zie figuur in stap 2 van het stroomschema; figuur 2.3). In deze diagrammen zijn alle monsters, soorten en habitatvariabelen weergegeven. Monsters die dicht bij elkaar liggen lijken op elkaar wat betreft soortensamenstelling, liggen ze ver uit elkaar dan verschillen ze sterk. De habitatvariabelen worden als pijlen voorgesteld. Deze pijlen wijzen in de richting van de monsters waarin de betreffende variabele het sterkst toeneemt. De lengte van de pijl geeft de mate van verandering in waarde van de variabele aan. De relatie tussen een monster en een variabele is af te lezen uit de loodrechte projectie van het monster op de (variabele)pijl. Hoe dichter het monster bij de pijlpunt of het verlengde daarvan ligt, hoe groter de relatie tussen de milieuvariabele en het monster.
Monsters in het midden van het diagram geven of gemiddelde omstandigheden in het gegevensbestand weer of zijn onafhankelijk van de gebruikte variabelen en hebben dus eigen kenmerken. Monsters aan de buitenkant van het diagram betreffen vaak monsters genomen onder specifieke of afwijkende milieu-omstandigheden.

Clustering
Elk van de vijf gegevensbestanden is geclusterd met het programma FLEXCLUS (van Tongeren, 1986). Dit programma rangschikt de monsters naar overeenkomst in soortensamenstelling (similariteit). Monsters die wat betreft soortensamenstelling sterk op elkaar lijken worden in één cluster ondergebracht. Op deze manier worden groepen van monsters gevormd, die ongeveer dezelfde soorten bevatten en waarvan de aantallen van dezelfde orde van grootte zijn. De gemaakte keuzen in het programma FLEXCLUS zijn weergegeven in bijlage 3.
De resultaten van de clustering worden onder andere weergegeven in een soortentabel (zie figuur in het stroomschema, figuur 2.3). Met behulp van deze tabel en het ordinatiediagram kan de clustering op basis van expert judgement nog worden aangepast. Monsters uit kleine clusters zijn ingedeeld bij een ander, groter cluster als de aanwezige soorten voldoende indicatieve waarde bezitten en sterk overeenkomen met een ander cluster. Is dit niet het geval dan zijn de soortenarme monsters buiten beschouwing gelaten. Indien twee clusters sterk op elkaar lijken wat betreft soortensamenstelling en het verschil ook in het ordinatiediagram niet tot uiting komt, zijn ze samengevoegd tot één cluster.

2.3.3 Stap 3: Karakterisering van actuele habitatsystemen

Door het combineren van de resultaten uit de multivariate analysetechnieken, het berekenen van typerende gewichten en het bepalen van de biotische karakteristieken kunnen habitats en macrofaunagemeenschappen gekarakteriseerd worden. Deze integratie van gegevens leidt tot beschrijving van habitatsystemen. Dit is stap 3 in het stroomschema (figuur 2.3).

Combinatie van clustering en ordinatie
Om tot een typering van habitatsystemen te komen zijn de resultaten van de ordinatie en de clustering gecombineerd. De gevormde clusters van monsters worden ingetekend in het ordinatiediagram (figuur 2.3), door de buitenste monsters van één cluster in het ordinatiediagram met elkaar te verbinden door een lijn. Hierdoor wordt een gebied begrensd, waarbinnen alle monsters liggen, die tot hetzelfde cluster behoren. Het resultaat is een diagram met daarin clusters van monsters als contourlijnen en habitatvariabelen als pijlen. In de diagrammen zijn alleen de pijlen opgenomen die het meeste invloed hebben op de spreiding van de monsters. Uit de diagrammen kunnen de habitatvariabelen afgeleid worden, die van belang

zijn voor het onderscheiden van de clusters. De clusters representeren de uiteindelijke habitatsystemen, gekenmerkt door het habitat en de macrofaunagemeenschap.

Typerende soorten
Typerende soorten zijn die soorten die het verschil tussen twee levensgemeenschappen uitmaken. Aan iedere soort in een habitat kan een typerend gewicht toegekend worden. Voor de berekening van typerende gewichten is de clusterindeling, zoals deze uit het programma FLEXCLUS resulteerde, gebruikt. Alle clusters met Rijnmonsters zijn samengevoegd in één bestand evenals alle Maasclusters. Ook het bestand van de Delta is apart geanalyseerd voor de bepaling van typerende soorten.
Per cluster (habitat) zijn voor de soorten typerende gewichten berekend. Bij deze berekening, uitgevoerd met het programma NODES (Verdonschot, 1990a), wordt bepaald hoe karakteristiek een soort is voor een cluster. De berekening combineert drie aspecten:

1) mate van constantheid: in hoeveel monsters van een cluster komt de soort voor.
2) mate van trouw aan het cluster: wat is de verhouding tussen de frequentie van voorkomen in het cluster ten aanzien van de frequentie van voorkomen in het gehele bestand (alle monsters binnen een bestand).
3) relatieve abundantie: hoe verhoudt de gemiddelde abundantie in het cluster zich tot de gemiddelde abundantie in het totale gegevensbestand.

Komt een soort in alle monsters van slechts één cluster in grote aantallen voor dan is deze soort zeer karakteristiek voor dit cluster en is het typerend gewicht hoog. De soorten kunnen op basis van hun typerend gewicht worden ingedeeld in 4 groepen:

1) 1 t/m 3: indifferente soorten
2) 14 t/m 6: laag typerende soorten
3) 17 t/m 9: matig typerende soorten
4) 110 t/m 12: hoog typerende soorten.

De typerende gewichten zijn aangepast, wanneer zowel het geslacht als soorten behorende tot dit geslacht in één bestand aanwezig zijn, door ofwel aan de soorten (indien de geslachtsnaam slechts sporadisch is gebruikt) ofwel aan het geslacht (indien slechts in enkele gevallen tot soort is gedetermineerd) een typerend gewicht toe te kennen. Wanneer verschillende stadia van één soort voorkomen is het typerend gewicht voor de soort eveneens aangepast.

Biotische karakteristieken
Voor alle typerende soorten is de functionele voedingsgroep, de stromingspreferentie en de habitatpreferentie opgezocht (Van Dessel, 1989; Van der Hoek & Verdonschot, 1994).
Deze drie karakteristieken zijn als volgt ingedeeld:
Habitatpreferentie (naar Klink en Moller Pillot, 1982)
- slib
- zand-slib (zand met een dunne laag slib of zand met veel organisch materiaal)
- zand
- stenen
- stenen in de stroming
- vegetatie
- ubiquist (geen voorkeur)

Stromingspreferentie (naar Van Dessel, 1989)
- stilstaande wateren
- stilstaande tot langzaam stromende wateren
- langzaam stromende wateren
- langzaam tot snel stromende wateren
- snelstromende wateren
- ubiquist (geen voorkeur)

Functionele voedingsgroep (naar Verdonschot, 1990b)
- filtreerder (dier dat voedseldeeltjes uit het water filtert)
- vergaarder (dier dat in de bodem naar voedseldeeltjes zoekt)
- schraper (dier dat algen, die op harde substraten voorkomen van het substraat schraapt)
- knipper (dier dat grof organisch materiaal in de bodem eet)
- verzwelger (roofdier dat zijn prooi in zijn geheel opeet)
- steker (roofdier dat leeft van andere dieren door het te steken en sappen eruit te zuigen)

Voor ieder cluster is de procentuele verdeling van de typerende soorten over de verschillende biotische karakteristieken bepaald, door het aantal soorten met een bepaalde preferentie te turven. Zijn voor een soort twee preferenties aangegeen, bijvoorbeeld stenen en planten, dan is deze soort bij beide meegeteld. Dit geeft een beeld van de opbouw van de macrofaunagemeenschap van ieder habitatsysteem.

2.3.4 Stap 4: Analyse van trends over de periode 1975-1995

Trends in de Rijn, de Maas en de Grensmaas worden afgeleid uit de beschrijvingen van de actuele habitatsystemen. De data van de IJssel (van 1975 t/m 1995) zijn gebruikt voor het afleiden van trends met betrekking tot dichtheden van macrofauna op de stenen en een analyse van de verschuiving van dominante soorten. De oorzaken voor de trends (huidige knelpunten) zijn achterhaald met behulp van literatuur. In het Delta-onderzoek zijn geen veranderingen in de tijd aan te geven. Voor dit gebied worden alleeen de knelpunten vermeld.

2.3.5 Stap 5: Opbouw van een referentiebeeld

In de vijfde stap (zie stroomschema; figuur 2.3) wordt een referentiebeeld opgesteld van de situatie aan het begin van deze eeuw (omstreeks 1900).

Soorten
Voor zowel de Rijn als de Maas is een lijst opgesteld met soorten waarvan bekend is dat ze vroeger in deze rivieren voorkwamen. Deze lijsten zijn gebaseerd op literatuuronderzoek van Van Dessel (1989), Van den Brink et. al. (1990) en Frantzen (1991) en bevatten gegevens van macrofauna in de rivieren van 1889 tot en met 1948. Een deel van de gegevens is verkregen door paleolimnologisch onderzoek en dateert van voor 1800.
De soortenlijsten zijn onvolledig. De verdeling van deze oude gegevens over de verschillende taxonomische hoofdgroepen is onevenredig. De borstelwormen bijvoorbeeld zijn vroeger in de Rijn helemaal niet onderzocht, hetgeen natuurlijk niet betekent dat deze groep niet voorkwam. Dit geldt ook voor andere groepen. Van de Maas zijn bijvoorbeeld geen gegevens over libellen bekend.

Andere factoren, zoals het feit dat het meeste onderzoek vroeger werd uitgevoerd langs de oevers en meestal niet vermeld is in welk habitat een soort gevonden is, maakt een vergelijking van habitats met bijbehorende macrofaunagemeenschappen tussen de vroegere en huidige situatie onmogelijk.
Een derde belangrijke factor waar rekening mee gehouden moet worden is het determinatieniveau. Veel soorten konden vroeger nog niet tot op soort gedetermineerd worden. Een voorbeeld is de groep van vliegen en muggen, hiervan is meestal alleen het geslacht bekend. Het is niet meer te achterhalen welke soort dit betrof. Ook al komt er actueel maar één soort van dit geslacht voor, dit hoeft niet dezelfde soort te zijn als vroeger aanwezig was. Dit is echter wel waarschijnlijk.
Het enige dat met zekerheid gesteld kan worden is het gegeven dat een soort vroeger is voorgekomen als deze soort zich op de lijst bevindt.

Biotische karakteristieken
Bij alle van vroeger bekende soorten is de habitatpreferentie, de stromingspreferentie en de functionele voedingsgroep gezocht (zie onder typerende soorten, paragraaf 2.3.3).

2.3.6 Stap 6: Analyse van trends over de periode 1900-1995

De vergelijking tussen de vroegere en actuele habitats vormt de laatste stap in het onderzoek (zie figuur 2.3). Voor de rivieren Rijn en Maas is bepaald hoeveel van de soorten die op de referentielijst staan nu nog in deze rivieren aanwezig zijn. Hierbij zijn ook soorten meegeteld waarvan alleen het geslacht bekend is (dit komt enkele malen voor), omdat het waarschijnlijk is dat het vroeger en nu dezelfde soort(en) betrof. De bepaling van het aantal soorten dat nog aanwezig is, is uitgevoerd per taxonomische hoofdgroep, habitatpreferentie, stromingspreferentie en functionele voedingsgroep. Dit geeft weer of bepaalde groepen sterker dan andere achteruit zijn gegaan.
Voor de Delta is deze vergelijking niet uitgevoerd, omdat hier een aparte lijst voor opgesteld moet worden. Vroeger was dit gebied nog brak en kwamen er veel andere soorten voor dan in de Rijn en de Maas.

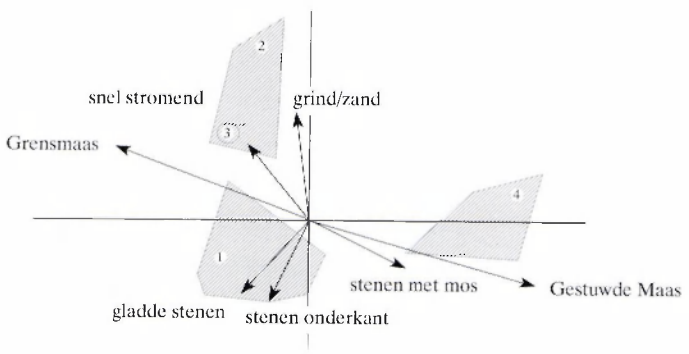
3 ACTUELE HABITATSYSTEMEN

Dit hoofdstuk beschrijft de actuele habitatsystemen in de grote rivieren in termen van habitats en macrofaunagemeenschappen (resultaat van stap 3 in het stroomschema; figuur 2.3). De directe resultaten van de ordinatie, zoals het programma deze genereert zijn in bijlage 2 opgenomen. In paragraaf 3.1 zijn de resultaten van de ordinatie en clustering beschreven aan de hand van de gecombineerde ordinatie/clusteringsdiagrammen. Deze geven de relatie tussen clusters en habitatvariabelen weer. Clusters zijn groepen van monsters met overeenkomende soortensamenstelling, die verklaard kan worden door bepaalde habitatvariabelen. De clusters worden in paragraaf 3.1 slechts getypeerd aan de hand van de habitatvariabelen. De namen die aan de clusters gegeven zijn, zijn gebaseerd op deze habitatvariabelen en het traject waarin ze voorkomen. Op de soortensamenstelling wordt in deze paragraaf nog niet uitgebreid ingegaan. In paragraaf 3.2 is aan ieder cluster informatie over de macrofaunagemeenschap toegevoegd op basis van de soortensamenstelling en biotische karakteristieken van de typerende soorten. Alle informatie omtrent de clusters (habitat en macrofaunagemeenschap) wordt in deze paragraaf geïntegreerd. Dit resulteert in habitatsystemen.

3.1 Clusters resulterend uit multivariate analyse

3.1.1 Gegevensbestand 1: Maas 1981 (Smit, 1982)

De monsters uit het gegevensbestand van Smit (1982) zijn met behulp van het programma FLEXCLUS in vier clusters ingedeeld. Deze clusters zijn in onderstaand ordinatiediagram (figuur 3.1) weergegeven. Slechts één niet-Grensmaascluster (cluster 4) komt uit dit gegevensbestand naar voren. Het traject van de Gestuwde Maas, vanaf Maas-Waalkanaal tot Lith, verklaart de positie van cluster 4. Dit traject van de Maas verschilt veel van het eerste traject, de Grensmaas, waar vrijwel alle andere monsters uit dit gegevensbestand genomen zijn. Cluster 4 bestaat voornamelijk uit stenen/planten en een enkel bodem(grof substraat) monster. Dit Maascluster wordt gekarakteriseerd als stenen/planten Gestuwde Maas 1981.



Figuur 3.1 Ordinatiediagram met daarin de clusters resulterend uit de multivariate analyse van het gegevensbestand Maas 1981 (Smit, 1982). Habitatvariabelen zijn weergegeven als pijlen, de clusters als vlakken. Cluster 1 = stenen/grind in langzaam stromend water Grensmaas; cluster 2 = stenen/grind in snel stromend water Grensmaas; cluster 3 = diepe bodem Grensmaas; cluster 4 = stenen/planten Gestuwde Maas.

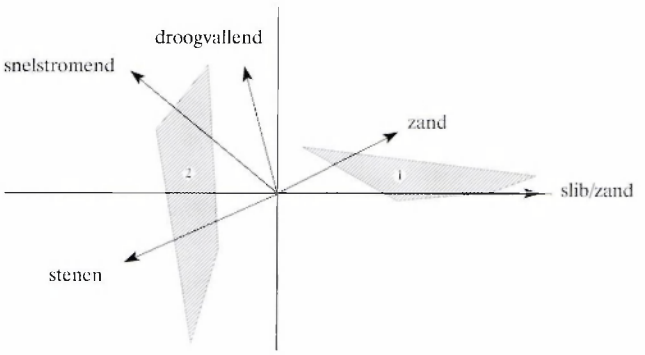
Cluster drie, één van de drie Grensmaasclusters, bevat slechts één monster. Dit monster is op grote diepte genomen, waar de bodem bestaat uit zand en slib. Dit monster wijkt sterk af van alle andere monsters en vormt daardoor een apart cluster: diepe bodem Grensmaas 1981.
De overige twee Grensmaasclusters worden onderscheiden door de milieufactoren: stroomsnelheid en substraat (bodem bestaande uit zand/grind of uit stenen). Cluster 2 wordt gekarakteriseerd door een hoge stroomsnelheid en een bodem bestaande uit grind en zand.
Twee monsters zijn genomen in een bodem met zand en grind. Hierdoor wordt de ligging ten opzichte van de variabele zand/grind verklaard. De meeste monsters uit dit cluster zijn echter stenenmonsters Het cluster wordt daarom beschouwd als een stenen/grindcluster in snel stromend water. Cluster 1 (stenen/grind in langzaam stromend water) wordt gekenmerkt door een lage stroomsnelheid. Het betreft voornamelijk stenen- en enkele grindmonsters. Opmerkelijk is dat de verschillen in bemonstering van de stenen (zoals onder of bovenkant, stenen met of zonder mos, etc.) geen invloed hebben op de resulterende macrofaunagemeenschap.

Uit dit bestand komen vier clusters naar voren:

- stenen/grind in langzaam stromend water Grensmaas 1981
- stenen/grind in snel stromend water Grensmaas 1981
- diepe bodem Grensmaas 1981
- stenen/planten Gestuwde Maas 1981

3.1.2 Gegevensbestand 2: Grensmaas 1984 (Klink, 1985)

Het gegevensbestand van de Grensmaas uit 1984 werd in slechts twee clusters opgedeeld (figuur 3.2).



Figuur 3.2 Ordinatiediagram met daarin de clusters resulterend uit de multivariate analyse van het gegevensbestand Grensmaas 1984 (Klink, 1985). Habitatvariabelen zijn weergegeven als pijlen, de clusters als vlakken. Cluster 1 = bodem; cluster 2 = stenen.

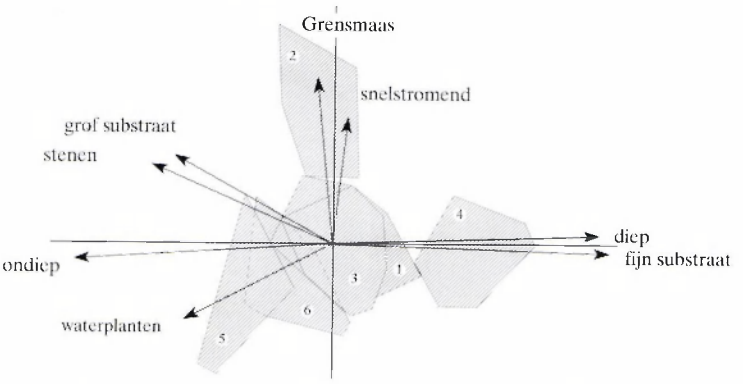
De clusters verschillen van elkaar door de habitatvariabele substraat. Het ene cluster is een stenencluster, het andere een bodemcluster. Andere habitatvariabelen, zoals een hoge stroomsnelheid en droogvalling, komen in de clustering niet tot uiting. Hiervoor zijn de verschillen in soortensamenstelling tussen de stenenmonsters onderling niet groot genoeg.

Dit gegevensbestand resulteerde in twee clusters:

- stenen Grensmaas 1984
- bodem Grensmaas 1984

3.1.3 Gegevensbestand 3: Maas 1986 (Peeters, 1988)

Met dit bestand is twee keer een ordinatie uitgevoerd. De eerste keer bleken de oeverplantenmonsters sterk af te wijken. Deze monsters zijn ook door het clusteringsprogramma in één cluster ondergebracht. Een tweede ordinatie is uitgevoerd zonder deze monsters. Het resultaat is het ordinatiediagram dat hieronder (figuur 3.3) is weergegeven. Hierin is het oeverplantencluster niet opgenomen.



Figuur 3.3 Ordinatiediagram met daarin de clusters resulterend uit de multivariate analyse van het gegevensbestand Maas 1986 (Peeters, 1988). Habitatvariabelen zijn weergegeven als pijlen, de clusters als vlakken. Cluster 1 = ondiepe bodem matig-grof substraat Maas; cluster 2 = stenen/grind in snelstromend water Grensmaas; cluster 3 = diepe bodem matig-grof substraat Maas; cluster 4 = diepe bodem fijn substraat Maas; cluster 5 = waterplanten Maas; cluster 6 = stenen ondiep Maas.

De Maasbemonsteringen uit 1986 resulteerden in 7 clusters, waarvan één afkomstig uit de Grensmaas. Twee habitatvariabelen, Grensmaas en stroomsnelheid, karakteriseren dit cluster (cluster 2). Het Grensmaascluster bevat stenen- en grindmonsters, gekenmerkt door een hoge stroomsnelheid.
De andere Maastrajecten verschillen niet van elkaar. In deze trajecten is de stroomsnelheid laag ten opzichte van de Grensmaas. Dit komt ook in de clustering tot uiting. De verschillen in soortensamenstelling tussen de Maasclusters wordt voor het grootste deel bepaald door de habitatkarakteristieken: substraat en diepte. Van links naar rechts in de figuur wordt het substraat steeds fijner en de bodem dieper. Aan de linkerzijde van het diagram liggen de clusters van harde substraten in ondiepe delen, het waterplanten- en het stenencluster (respectievelijk cluster 5 en 6). Deze clusters overlappen elkaar deels. Dit is niet verwonderlijk want er zijn veel soorten die zowel op planten als op stenen kunnen voorkomen. De monsters lijken daardoor op elkaar.
Uiterst rechts in de figuur ligt het cluster met monsters uit het diepe deel van de rivier. Dit cluster wordt behalve door de diepte gekenmerkt door het fijne substraat (cluster 4). De twee clusters die in het midden van het diagram liggen overlappen elkaar grotendeels.

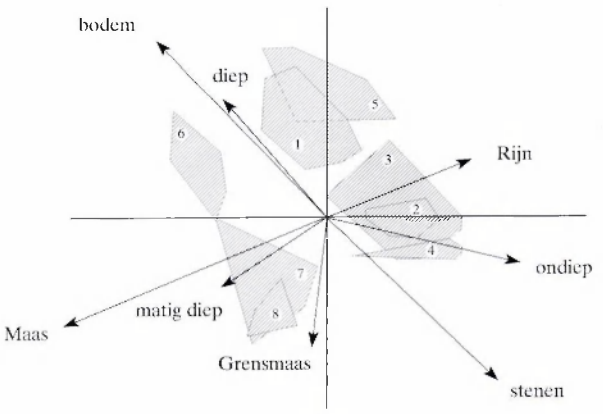
Beide clusters bevatten matig tot grof substraat. Dit verklaart de ligging tussen aan de ene kant het stenencluster en aan de andere kant het fijne substraatcluster. Wat betreft diepte verschillen de clusters van elkaar. Cluster 1 bevat monsters afkomstig van grotere diepte dan cluster 3. Uit de figuur komt dit verschil echter niet naar voren, mogelijk doordat nog andere factoren een rol spelen. De clustering resulteerde wel in twee duidelijk verschillende clusters.

Samengevat heeft analyse van het gegevensbestand van Peeters (1988) zes clusters opgeleverd:

- stenen/grind in snelstromend water Grensmaas 1986
- stenen ondiep Maas 1986
- waterplanten Maas 1986
- oeverplanten Maas 1986
- diepe bodem, matig-grof substraat Maas 1986
- ondiepe bodem, matig-grof substraat Maas 1986
- diepe bodem, fijn substraat Maas 1986

3.1.4 Gegevensbestand 4: Maas '92/Rijn '88 en '90 (MWTL)

In het diagram van het gecombineerde MWTL-bestand zijn acht clusters onderscheiden. Vijf van deze clusters zijn gelokaliseerd in de Rijn, twee in de Maas en één in de Grensmaas (figuur 3.4). De Maasclusters worden in het diagram van het MWTL-bestand duidelijk van de Rijnclusters onderscheiden.



Figuur 3.4 Ordinatiediagram met daarin de clusters resulterend uit de multivariate analyse van het gegevensbestand Rijn 1988 en 1990 en Maas 1992 (MWTL). Habitatvariabelen zijn weergegeven als pijlen, de clusters als vlakken. Cluster 1 = diepe bodem Rijn 1990; cluster 2 = stenen ondiep Rijn 1990; cluster 3 = stenen ondiep Rijn 1988; cluster 4 = grind Rijn ondiep 1988; cluster 5 = diepe bodem Rijn 1988; cluster 6 = diepe bodem Maas 1992; cluster 7 = stenen ondiep Maas 1992; cluster 8 = stenen ondiep Grensmaas 1992.

De clusters, gevonden in de Rijn, worden van elkaar onderscheiden door de habitatvariabele substraat: stenen of bodem, en diepte. Een deel van deze clusters overlapt elkaar. De diepe bodemclusters uit 1990 (cluster 1) en 1988 (cluster 5) onderscheiden zich als duidelijke bodemclusters van de andere drie clusters. Veel van de bodemmonsters uit 1988 waren zeer

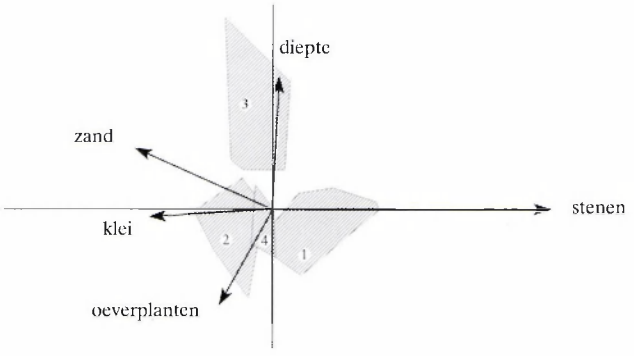
soortenarm en vormden daardoor kleine clusters. Deze clusters zijn niet in het diagram opgenomen. Alleen de bodemmonsters uit Rhenen vormden een homogeen bodemcluster. Dit is cluster 5 in figuur 3.4.
De stenenclusters uit 1988 en 1990 (respectievelijk cluster 3 en 2) overlappen elkaar geheel. Het verschil tussen beide clusters is niet uit de ordinatie naar voren gekomen. Uit de clustering blijkt echter een duidelijk verschil in soortenrijkdom. Waarschijnlijk speelt de waterkwaliteit hierin een rol (zie paragraaf 3.2).
Cluster 4 bestaat uit monsters die genomen zijn bij Lobith. Het cluster is een combinatie van stenen- en bodemmonsters. De situatie in Lobith week duidelijk af van de overige locaties in 1988. Dit kan verklaard worden door het feit dat de rivierbedding in Lobith bestaat uit grind, terwijl de rest van de rivier een zand/slibbodem heeft. De macrofaunagemeenschap van het grind lijkt sterk op die op de stenen. Dit verklaart waardoor stenen- en bodemmonsters uit Lobith in één cluster vallen. In 1990 zijn deze monsters niet opnieuw als een apart cluster onderscheiden. De oorzaak hiervan is een minder volledige bemonstering door een hoge waterstand ten tijde van de monstername.
Ook de verdeling van de Maasmonsters over de twee clusters (6 en 7) is gebaseerd op het substraat: stenen of bodem, en diepte. Het bodemcluster bevat slechts bodemmonsters, het stenencluster bevat behalve stenenmonsters de bodemmonsters uit Ool. De bodemfauna in Ool lijkt op een stenenfauna. Kortom, de Maasmonsters uit de MWTL zijn in twee clusters onderverdeeld, een stenen- en een bodemcluster. In het gecombineerde Rijn-Maasgegevensbestand wordt één cluster gevormd door de stenenmonsters uit Elsloo en Laak (cluster 8, figuur 3.1). De variabele 'Grensmaas' verklaart de ligging van dit cluster. De overige Maastrajecten lieten geen duidelijke relatie met de monsters zien. De verschillen tussen deze trajecten zijn te klein. De Grensmaas daarentegen is een zeer karakteristiek traject, omdat het het enige traject in Nederland is dat een riviermiddenloop is.

Samengevat resulteert de analyse van de MWTL-gegevens van de Rijn uit 1988 en 1990 en de Maas (1992) in acht verschillende clusters:

- stenen ondiep Rijn 1988
- stenen ondiep Rijn 1990
- diepe bodem Rijn 1988
- diepe bodem Rijn 1990
- grind ondiep Rijn 1988
- stenen ondiep Maas 1992
- diepe bodem Maas 1992
- stenen ondiep Grensmaas 1992

3.1.5 Gegevensbestand 5: Rijn '95 (MWTL)

Er is twee maal een ordinatie uitgevoerd met het gegevensbestand Rijn '95 (MWTL). De eerste ordinatie vertoonde een aantal afwijkende monsters, alle behorende tot één cluster. De ligging van deze monsters aan de buitenrand van het diagram werd verklaard door de variabele 'Nieuwe Waterweg'. Al deze monsters zijn uit dit riviertraject afkomstig. Dit traject wijkt sterk af van de overige trajecten. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door het brakke karakter. De ordinatie is opnieuw uitgevoerd zonder deze monsters. Onder staand diagram (figuur 3.5) is hiervan het resultaat.



Figuur 3.5 Ordinatiediagram met daarin de clusters resulterend uit de multivariate analyse van het gegevensbestand Rijn 1995 (MWTL). Habitatvariabelen zijn weergegeven als pijlen, de clusters als vlakken. Cluster 1 = stenen ondiep Rijn; cluster 2 = ondiepe bodem Rijn; cluster 3 = diepe bodem Rijn; cluster 4 = ondiepe bodem Oude Maas/Lek.

De resterende vier clusters worden onderscheiden door enkele habitatvariabelen. De belangrijkste is het substraat: klei, zand en oeverplanten links in het diagram en stenen rechts. De factor diepte bepaalt het verschil tussen de monsters onder en boven in het diagram. Boven in het diagram ligt het cluster bestaand uit diepe bodemmonsters (cluster 3). Onder in het diagram zijn de ondiepe clusters gesitueerd. Deze worden op hun beurt weer verdeeld in een stenen- (cluster 1) en een bodemcluster (cluster 2).
Water/oeverplantenmonsters vormen geen eigen cluster, ze vallen zowel in het stenen- als in het bodemcluster. Ook het verschil tussen zand-, klei- en grindmonsters komt uit de clustering niet naar voren.
Tussen het bodem(2)- en stenencluster (1) ligt een kleiner cluster (cluster 4). Dit cluster bestaat uit monsters afkomstig uit de Oude Maas en de Lek. Het cluster wordt verklaard door de variabelen ondiep, zand, klei en oeverplanten. Het cluster bevat geen stenenmonsters. Het cluster lijkt op het ondiepe bodemcluster, er ontbreken alleen een aantal soorten. Tevens bevatten de monsters in cluster 4 enkele soorten die in het ondiepe bodemcluster niet voorkomen, terwijl enkele andere soorten aanwezig zijn, die in het ondiepe cluster niet voorkomen. Dit bodemcluster bevat een specifieke macrofaunagemeenschap, die waarschijnlijk in mindere mate dan in het cluster van Nieuwe Waterwegmonsters, wordt verklaard door het brakke karakter van het riviertraject.

Uit de MWTL gegevens van de Rijn 1995 komen vijf verschillende clusters naar voren:

- stenen ondiep Rijn 1995
- ondiepe bodem Rijn 1995
- diepe bodem Rijn 1995
- bodem Oude Maas/Lek 1995
- stenen/bodem Nieuwe Waterweg 1995

3.2 Habitatsystemen

In deze paragraaf wordt de informatie uit paragraaf 3.1 omtrent de clusters en de habitatvariabelen geïntegreerd met de gegevens over de bijbehorende macrofaunagemeenschap. Deze integratie van habitatvariabelen en kenmerken van de macrofaunagemeenschap leidt tot habitatsystemen. De gegevens over de habitatsystemen zijn opgenomen in vier tabellen en beschreven in de tekst. De tabellen zijn gebaseerd op de tabellen in bijlage 4 en 5 (soortenlijsten), bijlagen 6 en 7 (typerende soorten) en bijlagen 8 t/m 10 (biotische karakteristieken van de typerende soorten) en bijlagen 11 en 12 ('1900' soorten). In tabel 3.1 staan de gegevens over de habitatsystemen in de Rijn, tabel 3.2 bevat de gegevens over habitatsystemen in de Maas, tabel 3.3 geeft een overzicht van habitatsystemen in de Grensmaas en tabel 3.4 ten slotte geeft de habitatsystemen in de Delta weer.

De volgende gegevens zijn bij de beschrijving van de habitatsystemen betrokken en in de tabellen (3.1 t/m 3.4) opgenomen:

- Clusternaam: dit zijn de namen afkomstig uit paragraaf 3.1, gebaseerd op de bepalende habitatvariabelen en het riviertraject, waarin het cluster gevonden is.
- Soortensamenstelling:
  - totaal aantal soorten in het cluster
  - aantal typerende soorten in het cluster
  - aantal '1900' soorten; dit zijn de soorten uit het cluster die ook omstreeks 1900 in de Rijn (indien sprake is van een Rijncluster) of de Maas (indien het om een Maascluster gaat) voorkwamen
- Biotische karakteristieken:
  - habitatpreferentie van de typerende soorten
  - stromingspreferentie van de typerende soorten
  - functionele voedingsgroep van de typerende soorten
- Naam van het habitatsysteem: de naam van het cluster vormt de basis voor de naam van het habitatsysteem. Aan de hand van de soortensamenstelling en biotische karakteristieken van de typerende soorten is deze naam aangepast.

3.2.1 Habitatsystemen in de Rijn

De analyses resulteerden in tien clusters afkomstig uit de Rijn. Deze clusters komen voort uit de gegevensbestanden 4 en 5, Maas '92/Rijn '88 en '90 (MWTL) en Rijn '95 (MWTL). Integratie met de macrofaunagegevens leidde tot tien verschillende habitatsystemen. Deze 10 habitatsystemen zijn gebundeld in drie groepen, namelijk, stenen, bodem, en brak water-habitatsystemen.

Stenen
Uit de analyses resulteerden drie stenenclusters en één grindcluster. Deze clusters hebben dezelfde dominante habitatvariabele, namelijk stenen. Koppeling van ecologische informatie van de macrofaunagemeenschap aan deze habitatvariabelen leidt tot vier verschillende habitatsystemen. Andere, niet in de analyse meegenomen habitatvariabelen bepalen het onderlinge verschil tussen de habitatsystemen. Waarschijnlijk spelen waterkwaliteit en stroming hierin de belangrijkste rol.

Het eerste stenencluster ('88) is zeer soortenarm. Het bevat slechts zeer algemeen voorkomende soorten (geen typerende soorten). Waarschijnlijk is hier sprake van een slechte waterkwaliteit en een zeer lage stroomsnelheid. Het habitatsysteem heeft daarom de naam 'stenen in zwaar belast, ondiep, stilstaand water' gekregen.
Het tweede stenencluster ('90) bevat iets meer soorten en heeft 4 typerende soorten. Een deel van deze soorten prefereert slib. Bovendien zijn ze kenmerkend voor stilstaand tot langzaam stromend water. Dit habitatsysteem krijgt de naam 'verslibde stenen in belast, ondiep, stilstaand water'.
Ook het derde stenencluster ('95) bevat nog 15% typerende slibsoorten. Bovendien is een groot deel van de typerende soorten verzamelaar of knipper, wat duidt op een grote hoeveelheid organisch materiaal. Ook dit habitatsysteem is dus verslibt. De soortenrijkdom en het hoge aantal typerende en '1900'-soorten doen echter vermoeden dat de waterkwaliteit in dit habitatsysteem beter is dan in de andere stenen-habitatsystemen. De typerende soorten prefereren langzaam stromend water. Het habitatsysteem wordt dan ook 'verslibde stenen in ondiep, langzaam stromend water' genoemd.
Het grindcluster bevat een kenmerkende macrofaunagemeenschap: weinig soorten maar relatief veel typerende soorten. De typerende soorten zijn kenmerkend voor snelstromend water. Dit leidt tot het habitatsysteem 'grind in ondiep, snel stromend water'. Dit habitatsysteem heeft een groot aandeel verzamelaars (soorten die in de bodem, in dit gevel tussen het grind, organisch materiaal verzamelen).

Bodem
In de Rijn zijn vier bodemclusters gevonden. De onderscheidende habitatvariabelen zijn diepte en substraat. Drie van de bodemclusters bestaan uit diepe bodemmonsters, één is een cluster van ondiepe bodemmonsters.
Opvallend is dat de ondiepe bodemgemeenschap soortenrijk is. Ook het aantal typerende soorten en het aantal soorten dat tevens van vroeger bekend is, is hier groter. Dat laatste kan echter veroorzaakt worden door het feit dat gegevens van vroeger voornamelijk soorten uit de oeverzone betreffen. In de ondiepe bodem is een lage stroomsnelheid aanwezig. Dit uit zich in het grote aandeel typerende soorten dat in stilstaande tot langzaam stromende wateren thuis hoort. In het ondiepe deel is het slibgehalte hoog. Veel van de typerende soorten zijn dan ook slibsoorten; enkele zijn zandsoorten. Dit leidt tot het habitatsysteem 'ondiepe slib-zandbodem in stilstaand water'.
De diepe bodem bevat minder soorten dan de ondiepe bodem. Ook het aantal typerende en '1900'-soorten is lager dan in de ondiepe bodem. De diepe bodemclusters worden van elkaar onderscheiden door de habitatvariabele substraat. De stromingspreferenties zijn hier niet representatief, omdat in de diepe delen van de rivier vrijwel altijd een hoge stroomsnelheid heerst. De aanwezigheid van typerende soorten, die stroming prefereren, duidt hier eerder op een betere waterkwaliteit, omdat deze soorten gevoelig zijn. De aanwezigheid van soorten van stilstaand water of ubiquisten duidt op verslechterde omstandigheden. Dit zijn vaak soorten die algemeen zijn en zich ook in de stroming kunnen handhaven als de concurrentie van de stromingsminnende soorten ontbreekt. Dit laatste is het geval in de twee habitatsystemen 'diepe slibbodem'. Deze habitatsystemen zijn afgeleid van de clusters 'diepe bodem Rijn' 1988 en 1990. Beide bevatten veel typerende slibsoorten. Het verschil zit hem in de soortenrijkdom. Het eerste slib-habitatsysteem is zeer soortenarm. De naam van dit systeem is daarom 'verarmde diepe slibbodem'.
Het cluster 'diepe bodem Rijn' 1995 heeft voornamelijk typerende soorten die karakteristiek zijn voor een zandbodem. Dit leidt tot het habitatsysteem 'diepe zandbodem'.

In de bodemgemeenschappen komen veel filtreerders en schrapers voor, terwijl deze soorten eigenlijk op harde substraten thuishoren. Waarschijnlijk is dit te wijden aan de methode (het alleen bekijken van typerende soorten en het 'dubbel' tellen als een organisme twee functionele voedingsgroepen als mogelijkheid heeft).

Brak water

In de Rijn zijn twee verschillende habitatsystemen van brak water gevonden. Deze bevinden zich in de Oude Maas/Lek en in de Nieuwe Waterweg. Het brakke karakter heeft met name in de Nieuwe Waterweg een grote invloed op de macrofaunasamenstelling. Alle typerende soorten (7) van deze gemeenschap zijn kenmerkend voor een brak tot marien milieu. Voorbeelden zijn de zeepok en het Zuiderzeekrabbetje. Het habitatsysteem 'ondiepe bodem in zoet-brakwater' in de Oude Maas/Lek bevat drie brakwatersoorten. Dit komt, doordat dit habitat verder van zee verwijderd en daardoor minder zout is dan de Nieuwe Waterweg. De brakwaterhabitatsystemen zijn soortenarm. Dit is van nature ook zo, omdat het voor soorten moeilijk is om zich aan te passen aan de frequent wisselende omstandigheden in het getijdegebied. De typerende soorten komen voor bij lage stroomsnelheid of in stilstaand water. Hoe meer benedenstrooms hoe langzamer de stroomsnelheid. Dit komt dus overeen met de omstandigheden aldaar. De brakwater-habitatsystemen bevatten weinig van vroeger bekende soorten. Dit komt waarschijnlijk doordat de opgestelde lijst van soorten voornamelijk gegevens van de niet-getijdetrajecten betreft. De typerende soorten in de brakwater-habitatsystemen zijn stenensoorten. De bodemsooorten zijn niet typerend en komen overeen met die in de niet brakke bodemsystemen. Veel van de typerende soorten in het brak-zoute habitatsysteem zijn filtreerders en schrapers wat overeenkomt met de hoge preferentie voor het habitat stenen. Het andere, zoet-brakke habitatsysteem bestaat uit verzamelaars en knippers.

Conclusies

- In de Rijn zijn 10 verschillende habitatsystemen gevonden.
- De Rijntrajecten verschillen onderling niet.
- De verschillen tussen de habitats worden bepaald door de habitatvariabelen diepte, substraat, stroomsnelheid en zoutgehalte (de laatste twee blijken uit de ecologie van de typerende brakwatersoorten).
- De diepe bodem-habitatsystemen zijn soortenarm, ondiepe delen (zowel bodem als stenen) zijn soortenrijker.
- Gevoelige stromingsminnende soorten komen zowel in stenen- als in bodem-habitatsystemen vrijwel niet voor.
- De brakwater-habitatsystemen worden gekarakteriseerd door een aantal echte brakwatersoorten, die in andere riviertrajecten niet voorkomen.
- De verdeling over de functionele voedingsgroepen komt niet overeen met de heersende opvattingen.

Hoofdtype	Cluster	Soortensamenstelling			Biotische karakteristieken			Habitatsysteem
naam	naam	aantal soorten	aantal 1900 soorten	aantal typerende soorten	habitatpref.	stromingspref.	functionele voedingsgroep	naam
stenen	grind ondiep Rijn 1988	30	13	8	stenen in stromin/stenen	snelstromend	verzamelaars	grind in ondiep snel stromend water
	stenen ondiep Rijn 1988	55	22	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	stenen in ondiep zwaar belast, stilstaand water
	stenen ondiep Rijn 1990	66	24	4	stenen/slib zandslib	stilstaand tot langz. stromend	schrapers/ predatoren	verslibte stenen in ondiep belast stilstaand water
	stenen ondiep Rijn 1995	127	42	11	stenen/planten	langz. stromend	filtreerdes/ verzamelaars/ knippers	verslibte stenen in ondiep langzaam stromend water
bodem	diepe bodem Rijn 1988	29	12	8	slib/zand-slib	stilstaand	verzamelaars	diepe slibbodem, verarmd
	diepe bodem Rijn 1990	53	16	8	slib/zand-slib	ubiquist	filtreerders/ schrapers	diepe slibbodem
	diepe bodem Rijn 1995	34	7	5	zand	langz. stromend	filtreerders/ verzamelaars/ schrapers	diepe zandbodem
	ondiepe bodem Rijn 1995	127	35	25	slib/zand	stilstaand	verzamelaars/ schrapers	ondiepe slib-zand-bodem in stilstaand water
brak water	ondiepe bodem Oude Maas/ Lek 1995	33	8	3	stenen	stilstaand	knippers/ verzamelaars	ondiepe bodem in zoet-brak water
	bodem/stenen Nwe. Waterweg 1995	14	2	7	stenen	langz. stromend	filtreerders/ schrapers/ knippers	bodem/stenen in brak-zout water

Tabel 3.1 Soortensamenstelling en biotische karakteristieken van typerende soorten in habitatsystemen in de Rijn.

3.2.2 Habitatsystemen in de Maas

In totaal zijn er 9 Maasclusters onderscheiden. Deze zijn afkomstig van de gegevensbestanden Maas 1981 (Smit, 1982), Maas 1986 (Peeters, 1988) en Maas 1992 (MWTL).

Koppeling van macrofaunagegevens aan de habitatvariabelen heeft geleid tot negen verschillende habitatsytemen (tabel 3.2). In tegenstelling tot de Rijn zijn in de Maas habitatsystemen van water- en oeverplanten onderscheiden. Daarnaast zijn drie verschillende stenenhabitatsystemen en drie bodem-habitatsystemen gevonden. De bepalende habitatvariabelen voor deze onderverdeling zijn substraat, diepte en stroming.

Stenen

In de Maas is sprake van drie verschillende stenen-habitatsystemen, afgeleid van de stenenclusters. Het eerste habitatsysteem bestaat uit stenen- en enkele plantenmonsters. Het bevat opvallend veel typerende soorten. Deze soorten zijn kenmerkend voor stenen/planten in snelstromend water. Het habitatsysteem is dan ook als zodanig aangeduid. Het tweede stenencluster vormt het habitatsysteem 'stenen in snel stromend water'. In tegenstelling tot het eerste bevat dit systeem veel soorten maar weinig typerende soorten. De weinige typerende soorten zijn kenmerkend voor stenen, al dan niet in de stroming. Snelstromend water is de meest voorkomende stromingspreferentie.

Het habitatsysteem 'verslibde stenen in stilstaand water', tenslotte verschilt veel van de vorige twee, doordat het stenen in stilstaand water representeert. Het bevat behalve typerende stenensoorten veel slibsoorten.

De verdeling van de typerende soorten over de functionele voedingsgroepen verschilt niet veel tussen de verschillende stenengemeenschappen. Over het algemeen komen veel verzamelaars en knippers voor. Dit duidt op veel organisch materiaal in het habitat. Het aandeel schrapers is laag. Dit kan eveneens worden verklaard door de sliblaag op de stenen. Deze laag voorkomt algengroei op de stenen of bedekt deze.

Planten

Op de planten in de Maas zijn twee verschillende, soortenarme habitatsystemen gevonden. Het ene heeft als habitat waterplanten, het andere oeverplanten. Het habitatsysteem 'waterplanten' herbergt ten opzichte van het oeverplanten-habitatsysteem meer soorten. Er zijn slechts 2 typerende soorten.

Deze typerende soorten zijn kenmerkend voor stenen in een rustig deel van de rivier of voor vegetatie. De overige soorten, die in dit type voorkomen, zijn algemeen en ook in de stenenhabitats te vinden.

Op de oeverplanten (vegetaties van riet of rietgras) komen minder soorten voor, maar meer typerende soorten. De habitatpreferenties van deze typerende soorten lopen sterk uiteen.

In deze macrofaunagemeenschap komen zowel bewoners van bodem als van harde substraten voor. Er zijn maar weinig typerende soorten die specifiek aan planten gebonden zijn. Waarschijnlijk zijn bodemdieren meebemonsterd. Ook in de beide planten-habitatsystemen komt veel organisch materiaal vooral evenals in het stenenhabitat. Dit resulteert ook hier in een groot aandeel verzamelaars en knippers. De overige voedingsgroepen zijn sterk ondervertegenwoordigd.

Bodem

Vier bodem-habitatsystemen zijn in de Maas te vinden. De twee systemen van de oorspronkelijke matig-grof substraatclusters lijken wat betreft soortensamenstelling sterk op elkaar. Ze bevatten ongeveer evenveel soorten en een groot deel komt onderling overeen. Het diep gelegen habitatsysteem bevat een aantal soorten, die niet in de ondiepere habitats voorkomen. Het aantal typerende soorten is hoger. Deze soorten zijn vooral stenensoorten.

Dit benadrukt dat het gaat om grof substraat. Wat betreft stromingspreferentie zijn de meeste soorten ubiquist. Dit leidt tot het habitatsysteem 'grindige bodem'.
De twee typerende soorten uit het 'ondiepe matig-grof substraatcluster' zijn typerend voor slib tot zand. Waarschijnlijk is het substraat in dit habitatsysteem toch minder grof dan in het eerste. Vanwege het lage aantal typerende soorten kunnen hier echter geen harde conclusies aan verbonden worden. Het habitatsysteem wordt gekarakteriseerd als 'ondiepe slib-zandbodem in langzaam stromend water'.
De derde bodemgemeenschap, die zich ook in het diepe deel van de rivier bevindt, is duidelijk een slibgemeenschap. Hierin komen geen stromingsminnende soorten voor. De habitatpreferenties van de typerende soorten zijn slib en zand met een laagje slib. De macrofaunagemeenschap bestaat uit minder typerende soorten dan de eerste twee bodemgemeenschappen maar het aantal typerende soorten is relatief hoger. Samen met de habitatvariabelen slib en diepe bodem leidt dit tot het habitatsysteem 'diepe slibbodem'.
Het habitatsysteem 'slibbodem' bevat een macrofaunagemeenschap, die lijkt op de vorige. Ook hierin bevinden zich geen typerende, stromingsminnende soorten. Het percentage typerende slibsoorten is nog hoger: 83%. Er komen geen typerende zand- of zand-met-slibsoorten voor. In de bodemhabitats komen veel verzamelaars voor. Het aantal knippers is voor bodemhabitats echter laag. Ook zijn er weinig predatoren. Verschillen tussen de verschillende bodemhabitats blijken niet uit de verdeling van typerende soorten over de functionele voedingsgroepen.

Conclusies

- In de Maas zijn 9 verschillende habitatsystemen gevonden.
- Habitatsystemen in de verschillende Maastrajecten (uitgezonderd Grensmaas) zijn hetzelfde.
- De verschillen tussen de habitatsystemen worden bepaald door de habitatvariabelen substraat (inclusief planten), diepte en stroming.
- De diepe bodem-habitatsystemen in de Maas zijn soortenrijk en bevatten in vergelijking met de ondiepe bodem veel typerende soorten.
- Planten-habitatsystemen zijn soortenarm en niet karakteristiek.

Hoofdtype	Cluster	Soortensamenstelling			Biotische karakteristieken			Habitatsysteem
naam	clusternummer en naam	aantal soorten	aantal 1900 soorten	aantal typerende soorten	habitatpref.	stromingspref.	functionele voedingsgroep	naam
stenen	stenen/planten 1981	57	18	19	stenen/planten	snelstromend/ stilstaand	verzamelaars/ knippers	stenen/planten in snel stromend water
	stenen ondiep Maas 1986	83	24	5	stenen/stenen in de stroming	snelstromend/ stilstaand-langz. water	filtreerders/ verzamelaars	stenen in ondiep snel stromend water
	stenen ondiep Maas 1992	61	16	10	stenen/ slib/ zandslib	langzaam stromend/ stilstaand	filtreerders/ verzamelaars	verslibde stenen in ondiep langaam stromend water
planten	waterplanten Maas 1986	53	17	2	stenen/ planten	stilstaand/ snelstromend	verzamelaars/ knippers	waterplanten
	oeverplanten Maas 1988	35	9	5	stenen/ zand-slib	langzaam stromend/ stilstaand	verzamelaars/ schrapers/ knippers	oeverplanten in langz. stromend water
bodem	diepe bodem, matig-grof substraat Maas 1986	73	26	11	stenen/slib/ zandslib	ubiquist/ stilstaand/ langzaam stromend	verzamelaars/ filtreerders	diepe grindige bodem
	ondiepe bodem matig grof substraat Maas 1986	71	23	2	slib/zandslib/ zand	langzaam stromend/ stilstaand	verzamelaars	ondiepe slib-zand-bodem in langz. stromend water
	diepe dodem, fijn substraat Maas 1986	61	22	10	slib/zandslib	ubiquist/stil-staand-lang-zaam stromend	verzamelaars/ knippers	diepe slibbodem
	bodem Maas 1992	60	18	5	slib	stilstaand/ stilstaand/ langzaam stromend	verzamelaars/ schrapers	diepe slibbodem in stilstaand water

Tabel 3.2 Soortensamenstelling en biotische karakteristieken van typerende soorten in habitatsystemen in de Maas

De Grensmaasclusters zijn afkomstig uit de gegevensbestanden: Maas 1981 (Smit, 1982), Grensmaas 1984 (Klink, 1985), Maas 1986 (Peeters, 1988) en Maas 1992 (MWTL). De Grensmaas-habitatsystemen onderscheiden zich duidelijk van de systemen in de overige Maastrajecten wat betreft habitat en soortensamenstelling. Dit wordt veroorzaakt door de specifieke omstandigheden, zoals een hogere stroomsnelheid in de ondiepe delen en een grindbodem. In de Grensmaas zijn 7 verschillende clusters gevonden. Vijf hiervan zijn ste-

nenclusters en de overige twee zijn bodemclusters. De kenmerken van de macrofaunagemeenschappen in deze clusters zijn zodanig verschillend dat integratie met de habitatvariabelen leidt tot zeven verschillende habitatsystemen.

Stenen/grind

In de Grensmaas is drie keer het stenen/grind-habitatsystemen bemonsterd. De clusters (uit 1981 en 1986) bestaan uit monsters van beide substraten. Uit de functionele voedingsgroepen blijkt ook het verschil met de stenen-habitatsystemen. In de stenen/grind systemen komen namelijk geen typerende schrapers voor, terwijl deze in de stenen-habitatsystemen wel typerend zijn. Uit de stromingspreferenties van de stenen/grind-habitatsystemen blijkt dat het eerste habitatsysteem (1981) zich in stilstaand water bevindt en het tweede (uit 1981) in snel stromend water. Dit komt overeen met de habitatvariabelen, zodat de namen van de habitatsystemen hetzelfde blijven als de clusternamen (tabel 3.3). Het eerste stenen/grind-habitatsysteem is van de Grensmaas-habitatsystemen het soortenrijkst en bevat het meeste '1900' soorten.

In 1986 is weer het habitatsysteem stenen/grind in snel stromend water aangetroffen. De soortensamenstelling verschilt nauwelijks van hetzelfde habitatsysteem in 1981, alleen enkele soorten zijn niet typerend meer. De biotische karakteristieken van de typerende soorten komen eveneens vrijwel overeen.

De twee stenen-habitatsystemen verschillen van elkaar in de mate van stroming. Dit komt tot uiting in de stromingspreferenties van de typerende soorten. De stenen in stilstaand tot langzaam stromend water zijn karakteristieker, ze bevatten veel typerende soorten. Het totaal aantal soorten is iets lager. Het meest soortenarm is het habitatsysteem 'stenen in stilstaand water'. In de Grensmaas is de verdeling over de functionele voedingsgroepen evenwichtiger dan in de Rijn en de Maas, want er komen relatief meer predatoren voor. In 1992 zelfs verzwelgers én stekers.

Bodem

In de Grensmaas zijn twee verschillende karakteristieke bodem-habitatsystemen aanwezig. De eerste is een zeer soortenarme gemeenschap, die voorkomt in de diepe bodem. Het aantal typerende soorten in dit habitatsysteem is relatief hoog. Van deze typerende soorten is meer dan de helft kenmerkend voor stenen. Dit duidt erop dat het habitat waarschijnlijk een diepe grindbodem is. Het habitatsysteem is dan ook als 'diepe grindige bodem' benoemd.

Het tweede bodem-habitatsysteem bevat meer soorten maar veel minder typerende. Evenals in het habitatsysteeem 'diepe grindige bodem' prefereren de typerende soorten van dit systeem stilstaand tot langzaam stromend water. In tegenstelling tot de diepe bodemgemeenschap is het aandeel typerende soorten dat een slib of zand-met-slibhabitat prefereert hoog. De ondiepe bodem bestaat waarschijnlijk uit fijner substraat. Dit leidt tot het habitatsysteem 'zand-slibbodem'.

Terwijl het diepe bodemhabitat een karakteristieke macrofaunagemeenschap bevat, is de ondiepe bodem bezet met een macrofaunagemeenschap bestaande uit voornamelijk algemene soorten. Evenals in de stenengemeenschappen komt in de bodemgemeenschappen een redelijk aantal predatoren voor. Een groot verschil met de stenengemeenschappen is het hoge aandeel aan verzamelaars en knippers, die kenmerkend zijn voor bodemgemeenschappen.

Conclusies

- In de Grensmaas zijn zes habitatsystemen onderscheiden.
- Twee clusters (stenen/grind in snelstromend water in 1981 en 1986) leiden tot één habitatsysteem.
- De Grensmaas bevat van nature andere gemeenschappen dan de rest van de Maas.
- De verschillen tussen de habitatsystemen worden bepaald door de habitatvariabelen substraat, diepte en stroomsnelheid.
- De habitatsystemen zijn soortenarm maar bevatten ten opzichte van de Rijn- en Maashabitatsystemen relatief veel typerende soorten.
- Karakteristieke stromingsminnende soorten komen nog maar weinig voor.
- De bodem-habitatsystemen in de Grensmaas zijn soortenarm.

Hoofdtype	Cluster	Soortensamenstelling			Biotische karakteristieken			Habitatsysteem
naam	clusternummer en naam	aantal soorten	aantal 1900 soorten	aantal typerende soorten	habitatpref.	stromingspref.	functionele voedingsgroep	naam
stenen	stenen/grind in langz. stromend water Grensmaas 1981	68	22	12	stenen/ planten	stilstaand	verzamelaars/ knippers	stenen/grind in stromend water
	stenen/grind in snel stromend water Grensmaas 1981	48	16	11	stenen/stenen in de stroming/ planten	snelstromend	verzamelaars	stenen/grind in snel stromend water
	stenen Grensmaas 1984	3	9	12	stenen/ planten	stilstaand/ langzaam stromend	verzamelaars/ schraper	stenen in stilstaand ondiep langzaam stromend water
	stenen/grind in snel stromend water Grensmaas 1986	48	17	7	stenen/stenen in de stroming/ planten/slib	snelstromend/ langzaam stromend	verzamelaars/ schrapers/ verzwelgers	stenen/grind in snel stromend water
	stenen ondiep Grensmaas 1992	45	13	15	stenen/planten	langzaam stromend/ stilstaand-langz.stromend	schrapers/ verzwelgers	stenen in ondiep langzaam stromend water
bodem	diepe bodem Grensmaas 1981	12	4	10	stenen/zand-slib	langzaam stromend/ stilstaand	verzamelaars/ verzwelgers	diepe grindige bodem
	bodem Grensmaas 1984	29	11	4	zand-slib/ slib	ubiquist/ stilstaand-lagnz.stromend	verzamelaars	zand-slibbodem

Tabel 3.3 Soortensamenstelling en biotische karakteristieken van typerende soorten in habitatsystemen in de Gensmaas.

3.2.4 Habitatsystemen in de Delta

In tabel 3.4 zijn de habitatsystemen van de zoete Delta (Haringvliet, Hollands Diep en Biesbosch) weergegeven. Deze zijn rechtstreeks afkomstig uit het onderzoek van Reinhold-Dudok-Van Heel (1997). In de tabel zijn geen clusternamen opgenomen. Voor clusterresultaten wordt verwezen naar het genoemde onderzoek. De habitatsystemen van harde substraten (stenen, water/oeverplanten, dood hout en driehoeksmosselen) en van de bodem worden hierna apart besproken.

Harde substraten
Opvallend aan de habitatsystemen van harde substraten is dat er duidelijke verschillen zijn tussen habitatsystemen van 'stenen' en 'planten'. Uit de andere gegevensbestanden kwamen deze verschillen niet goed naar voren, doordat vaak een slecht ontwikkelde vegetatie bemonsterd was (bijvoorbeeld Rijn 1995). In de Delta is echter te zien dat water/oeverplanten een zeer karakteristieke macrofaunagemeenschap kunnen herbergen. Dit habitatsysteem bevat maar liefst 51 typerende soorten. Dit is niet vreemd, want bij bemonstering van vegetatie (met een net) worden drie groepen organismen meegenomen: organismen die op/in de bodem tussen de planten leven, organismen die tussen de planten in het water zwemmen en organismen die op de planten leven. Planten dienen niet alleen als substraat maar ook als schuilplaats voor veel dieren. De algen op de planten vormen een rijke voedselbron voor macrofauna op de planten, de afstervende planten verrijken de bodembewonende fauna.
Het habitatsysteem dood hout in de oever is ook bijzonder, omdat dit bijna nergens meer voorkomt. Ook dit habitatsysteem heeft een specifieke macrofaunagemeenschap, die weliswaar minder soortenrijk is dan de water/oeverplantengemeenschap maar relatief ongeveer evenveel kenmerkende soorten bevat.
Het stenen-habitatsysteem bevat dezelfde ubiquisten als die van Rijn en Maas. Ook een deel van de karakteristieke soorten komt overeen. De stenen-habitatsystemen in de Delta hebben een minder soortenrijke gemeenschap dan in de Rijn (1995), waarschijnlijk doordat er nog minder variatie in stroomsnelheid is.
Het habitatsysteem 'driehoeksmosselbank' heeft een macrofaunagemeenschap vergelijkbaar met het stenen-habitatsysteem. Het aantal typerende soorten is alleen lager. Op en tussen driehoeksmosselbanken komen relatief meer algemene en minder specifieke soorten voor.
Wat betreft stromingspreferentie lijken de habitatsystemen van harde substraten op elkaar. De meeste typerende soorten zijn kenmerkend voor stilstaand tot langzaam stromend water. De habitatpreferenties bevestigen dat het gaat om macrofaunagemeenschappen van harde substraten. Veruit het grootste deel van de typerende soorten prefereert stenen of planten. Het aandeel stromingsminnende stenensoorten is laag, wat nog eens de lage stroomsnelheid bevestigt. De macrofaunagemeenschappen op planten (dood of levend) bestaan voor 20% uit typerende soorten, die karakteristiek zijn voor bodem. Dit ligt aan de bemonstering, zoals hierboven reeds is vermeld.
Veel van de typerende soorten op de harde substraten zijn verzamelaars of knippers. Waarschijnlijk is er veel organisch materiaal en slib aanwezig op de substraten. Ook het aandeel filtreerders is redelijk. Dit zou theoretisch hoger moeten zijn evenals het aandeel schrapers, wat erg laag is voor soorten van harde substraten. Opvallend is het hoge aandeel stekers, met name op de driehoeksmosselbank en water/oeverplanten.

Bodem

In de Delta zijn tien verschillende bodem-habitatsystemen onderscheiden (Reinhold-Dudok van Heel, 1997). Slechts twee van deze habitatsystemen bevatten een redelijk aantal typerende soorten ('slibbig zandoever' en 'kale, matig grof zandoever'). De overige habitatsystemen lijken op elkaar, doordat ze voornamelijk bestaan uit ubiquisten.

In de Biesbosch komt een specifiek habitatsysteem voor, gekenmerkt door het habitat 'slibbig zand' of 'zandig slib'. In dit systeem leeft een zeer soortenrijke macrofaunagemeenschap. Dit komt doordat in de Biesbosch relatief veel oeverhabitat aanwezig is (dit is soortenrijker) en er sprake is van een lagere dynamiek door minder winderosie en golfslag.

Het is er ondiep en het substraat is een combinatie van zand en slib, zodat er voldoende voedsel aanwezig is. Ook hier is vrijwel geen stroming. Ondanks de soortenrijkdom bestaat ook in de Biesbosch het grootste deel van de macrofaunagemeenschap uit ubiquisten.

Enkele van de bodem-habitatsystemen in de Delta hebben geen of maar één typerende soort(en). Deze habitatsystemen ('diep en ondiep slibbig zand', 'diep matig grof zand', 'slib in oever' en 'diep slap slib') worden onderscheiden van de overige door het ontbreken van de soorten die voor de andere habitatsystemen typerend zijn. De soortenrijkdom van deze systemen is laag.

De verdeling van de typerende soorten over de stromingspreferenties verschilt niet veel tussen de bodem-habitatsystemen onderling. De meeste van deze soorten zijn kenmerkend voor stilstaand tot langzaam stromend water evenals bij de stenen-habitatsystemen. Alleen in de 'kale, matig grof zandoever' is 20% van de soorten kenmerkend voor langzaam tot snelstromend water. Voor de 'slibbige zandoever' is dit 12%. Waarschijnlijk wordt dit veroorzaakt door een hoge dynamiek (winderosie en golfslag). In de habitatpreferenties komt dit terug, er zijn namelijk stromingsminnende stenensoorten aanwezig. Dit verschil met de overige habitatsystemen kan het relatief hoge aantal typerende soorten verklaren.

Opvallend is dat in de drie habitatsystemen van zandoevers een gemeenschap voorkomt met veel typerende soorten die karakteristiek zijn voor vegetatie. Deze oevers zijn waarschijnlijk begroeid, zodat met de bemonstering enkele van deze soorten zijn meegenomen. De soorten kunnen ook afkomstig zijn van de stenen die zich in de oever bevinden. Dit blijkt ook uit het feit dat in de zandige habitatsystemen ook stenensoorten voorkomen. De meeste typerende soorten zijn echter kenmerkend voor bodem. Het onderscheid tussen slib en zand is aan de hand van de habitatpreferenties van deze soorten niet te maken.

De typerende soorten van de bodem-habitatsystemen hebben een andere verdeling over de voedingsgroepen dan de hard substraatsoorten. Vooral het aandeel verzamelaars is hoger. Dit is theoretisch juist, omdat deze groep organisch materiaal in de bodem verzamelt.

Conclusies

- In de Delta zijn 14 habitatsystemen onderscheiden.
- Het 120 km2 grote Deltagebied is uniform. De gemeenschappen bestaan uit een groot aantal dezelfde ubiquisten.
- Lage aantallen typerende soorten bepalen het verschil tussen de gemeenschappen in de verschillende habitatsystemen.
- De gemeenschappen die voorkomen op harde substraten zijn het meest kenmerkend, ze bevatten in verhouding tot de bodemgemeenschappen veel typerende soorten.
- Typerende soorten zijn over het algemeen kenmerkend voor stilstaand tot langzaam stromend water, wat overeenkomt met de omstandigheden (vrijwel geen stroming) in het gebied.

- Opvallend is dat in deze habitats stekers voorkomen.
- Diepe bodem-habitats bevatten vrijwel geen typerende soorten.
- Water/oeverplanten en dood hout bevatten een eigen karakteristieke macrofaunagemeenschap.

Hoofdtype	Cluster	Soortensamenstelling		Biotische karakteristieken			Habitatsysteem
naam	naam	aantal soorten	aantal typerende soorten	habitatpref.	stromingspref.	functionele voedingsgroep	naam
hard substraat	n.v.t.	81	18	stenen/planten	stilstaand-langzaam stromend/ubiquist	knippers/ verzamelaars	stenen in oever
	n.v.t.	55	0,00	stenen/planten	stilstaand/stilstaand-langzaam stromend	filtreerders/ knippers/ stekers	driehoeks-mosselbak
	n.v.t.	116	51	stenen/ubiquist	stilstaand/stilstaand-langzaam stromend	verzamelaars/ knippers	water/ oeverplanten
	n.v.t.	50	20	stenen/planten	stilstaand-langzaam stromend/stilstaand	verzamelaars/ knippers	dood hout in oever
bodem	n.v.t.	113	26	stenen/zand-slib	ubiquist/stilstaand	filtreerders/ verzamelaars	slibbig zandoever
	n.v.t.	63	3	slib/zand-slib	ubiquist/stilstaand-stromend	verzamelaars/ knippers	fijn zand in oever
	n.v.t.	56	21	zand-slib/stenen/ planten	ubiquist/stilstaand-langzaam stromend	verzamelaars/ knippers	kale, matig grof zandoever
	n.v.t.	76	1	zand/stenen	langzaam stromend	filtreerders/ schrapers	diep en ondiep slibbig zand
	n.v.t.	44	3	zand/slib	langzaam stromend/ ubiquist	verzamelaars/ knippers	matig grof zand in stroombad
	n.v.t.	37	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	diep matig grof zand
	n.v.t.	60	1	zand	ubiquist	verzamelaars/	slib in oever
	n.v.t.	98	7	slib/zand-slib	stilstaand	verzamelaars/ schrapers	diepe en ondiep slibbodem
	n.v.t.	61	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	diep slap slib
	n.v.t.	150	8	zand-slib/slib	ubiquist/stilstaand-langzaam stromend	verzamelaars/ schrapers	slibbig zand of zandig slib in Biesbosch

Tabel 3.4 Soortensamenstelling en biotische karakteristieken van typerende soorten in stenen-habitatsystemen in de Delta.

4 Trends in periode 1975-1995 en knelpunten

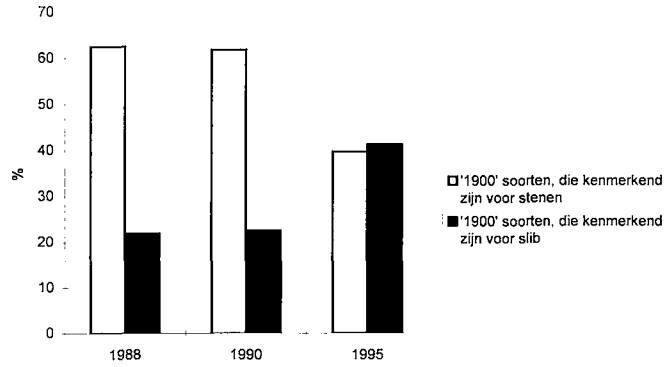
In paragraaf 4.1 zijn de belangrijkste trends in de grote rivieren over de periode 1975-1995 (resultaten van stap 4 in het stroomschema; figuur 2.3) beschreven. Ook de knelpunten, die een goede ontwikkeling van macrofaunagemeenschappen in de weg staan, worden in dit hoofdstuk besproken. De trends in Rijn, Maas en Grensmaas resulteren uit de analyses, die in dit onderzoek zijn uitgevoerd. Deze trends zijn afgeleid uit de tabellen in het vorige hoofdstuk (tabellen 3.1 t/m 3.3). De trends in de IJssel worden in dit hoofdstuk afgeleid uit de ruwe gegevens en literatuur. Aan het Delta-onderzoek zijn geen jaartallen verbonden. Voor dit deel zijn alleen knelpunten beschreven. De knelpunten zijn mede bepaald met behulp van literatuur. De trends en knelpunten zijn per rivier(traject) beschreven.
Paragraaf 4.2 beschrijft de ontwikkeling van de waterkwaliteit in de Rijn en de Maas met behulp van de gegevens over de aan- of afwezigheid van gevoelige soorten in de gebruikte gegevensbestanden en aan de hand van literatuur.
Een overzicht van de belangrijkste trends en knelpunten is gegeven in paragraaf 4.3.

4.1 Trends en knelpunten

4.1.1 Rijn

Lage soortenrijkdom in diepe bodem-habitatsystemen
Diepe bodem-habitatsystemen zijn soortenarm. Dit wordt veroorzaakt door de moeilijke omstandigheden in de diepe delen van de rivier. In de vaargeul heerst een sterke stroming. Daarbij komt een sterke golf- en zuigwerking veroorzaakt door de scheepvaart. Alleen algemene, niet kritische soorten kunnen zich in dit deel van de rivier handhaven. Het habitatsysteem van de diepe bodem verandert. In 1988 en 1990 kwamen nog stromingsminnende typerende soorten voor. In 1995 zijn soorten van stilstaande wateren typerend geworden. Dit duidt op verslechterde omstandigheden. Welke omstandigheden dit precies zijn is niet duidelijk. In 1988 en 1990 is een groot aandeel van de typerende soorten kenmerkend voor slib- en zand-met-slibhabitats. In 1995 heeft een groter aandeel van de typerende soorten zand als habitatpreferentie, wat een vergroting van het zandareaal indiceert. Dit kan echter ook aan de bemonsteringslocatie liggen.

Toegenomen soortenrijkdom in stenen-habitatsystemen
In 1988 was de macrofaunagemeenschap op de stenen soortenarm. Typerende soorten waren niet aanwezig. De omstandigheden waren waarschijnlijk niet voldoende voor de ontwikkeling van een soortenrijke stenengemeenschap.
In de volgende bemonsteringsjaren, 1990 en 1995, heeft de macrofauna op de stenen zich ontwikkeld tot een soortenrijkere gemeenschap. Deze toename van het aantal soorten ongewervelde dieren is waarschijnlijk het gevolg van een verdere verbetering van de waterkwaliteit.
Het aantal van vroeger bekende soorten nam toe van 22 tot 42. Dat wil zeggen dat ten opzichte van 1988 twintig soorten, die vroeger in de Rijn voorkwamen, in 1995 weer teruggekeerd zijn. Het betreft hier echter geen typische stenensoorten zoals te zien is in figuur 4.1.



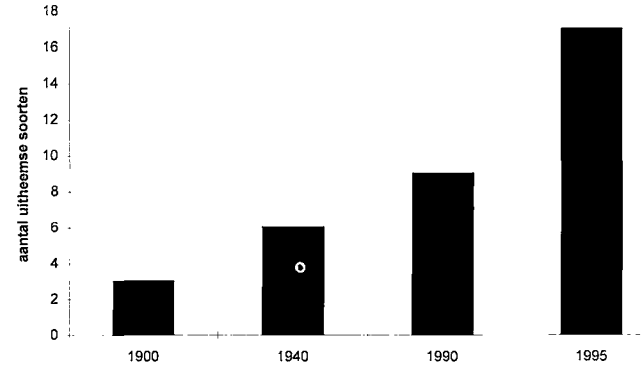
Figuur 4.1 Verslibbing van het stenen-habitatsysteem in de Rijn. In de grafiek zijn de percentages stenensoorten en slibsoorten in het stenen-habitatsysteem af te lezen. Het betreft hier de '1900'-soorten (soorten die voorkomen op de lijst van soorten, die in het begin van deze eeuw in de Rijn voorkwamen) in de huidige stenen-habitatsystemen in de Rijn.

Het percentage stenensoorten (zie figuur 4.1) neemt af, terwijl het percentage slibsoorten toeneemt. Dit duidt op een verslibbing van het stenenhabitat, wat veroorzaakt wordt door onder andere de lage stroomsnelheid tussen de kribben (dit geldt eveneens voor de bodemhabitatsystemen in de ondiepe delen). Tevens zijn de stenensoorten die terugkeren niet karakteristiek stromingsminnend, maar betreft het de minder gevoelige soorten die op stenen in rustige delen van de rivier voorkomen.

De terugkeer van twintig '1900'-soorten verklaart echter niet de totale toename van 72 soorten. 52 soorten die op het stenenhabitat zijn verschenen, zijn soorten die niet van vroeger bekend zijn. Dit kan verklaard worden door enerzijds het gebrek aan informatie omtrent de oorspronkelijke soortenrijkdom in de Rijn (soorten die op het stenenhabitat zijn verschenen kunnen vroeger ook voorgekomen zijn) en anderzijds de opkomst van soorten die geheel nieuw zijn in het Nederlandse deel van de Rijn, namelijk uitheemse soorten.

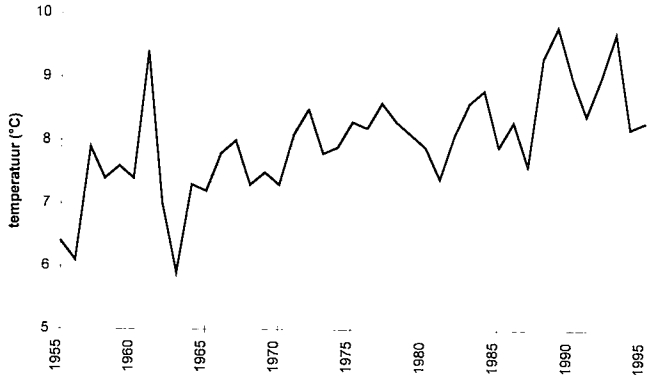
Uitheemse soorten

Uitheemse soorten zijn soorten afkomstig uit andere rivieren. Door toename van de scheepvaart is het aantal uitheemse soorten in de Nederlandse rivieren de afgelopen eeuw toegenomen. Deze toename gaat nog steeds door (figuur 4.2).

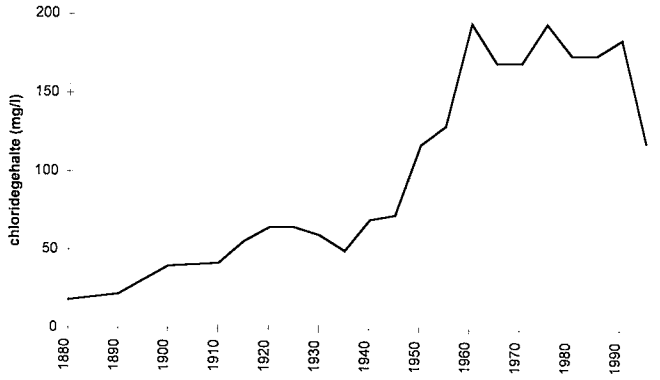


Figuur 4.2 Toename van uitheemse soorten in de Rijn (gedeeltelijk naar Van den Brink et al., 1990).

Uitheemse soorten hechten zich aan de schepen of worden meegenomen in het ballastwater. Ook de aanleg van het Donau-Rijnkanaal heeft er toe bijgedragen dat migratie van macrofauna is toegenomen. Daarbij heeft de hoogwaterperiode in 1993 waarschijnlijk ook nog een rol gespeeld. Soorten uit bovenstroomse delen zijn toen naar de benedenrijn verplaatst, maar dit kan een tijdelijke vestiging betreffen.
Normaliter kunnen uitheemse soorten zich moeilijk vestigen, doordat habitats en niches reeds bezet zijn door inheemse soorten. Nadat veel inheemse, gevoelige soorten zijn verdwenen, zijn habitats en niches vrijgekomen. Dit heeft de vestigingsmogelijkheid voor uitheemse soorten vergroot. Na vestiging is het in normale omstandigheden moeilijk voor uitheemse soorten om zich te handhaven in de voor deze soorten 'vreemde' omstandigheden. Veel van de uitheemse soorten komen uit warmere streken of uit streken met brakker water. De toegenomen temperatuur en het gestegen zoutgehalte in de Rijn (figuur 4.3 en 4.4) zorgen er waarschijnlijk voor dat deze soorten een hogere overlevingskans hebben (Van den Brink et al., 1990) en zich in de Nederlandse rivieren kunnen handhaven.



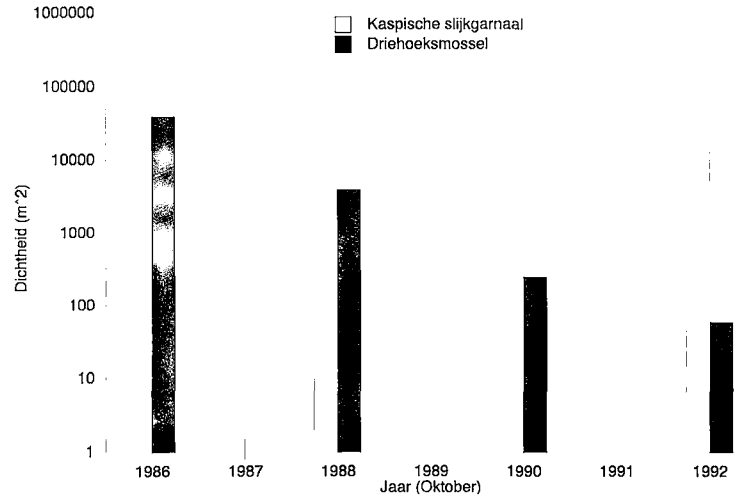
Figuur 4.3 Temperatuurverloop in de Rijn bij Lobith van 1955-1995 (Breukel & Bij de Vaate, 1996).



Figuur 4.4 Chloridegehalte in de Rijn bij Lobith van 1889-1995 (Breukel & Bij de Vaate, 1996).

Uitheemse soorten kunnen inheemse soorten verdringen. Een voorbeeld is de Kaspische slijkgarnaal (Corophium curvispinum), een soort, die afkomstig is uit het gebied rondom de Kaspische Zee. Deze soort is in 1987 voor het eerst in de Rijn (en in Nederland) waargenomen en heeft zich daarna explosief over de Rijntakken uitgebreid. Het kolonisatiesucces van deze soort kan worden veroorzaakt door drie factoren: tolerantie voor een hoog zoutgehalte, hoge reproductiesnelheid (drie generaties per jaar) en bescherming tegen predatoren door

het leven in woonbuisjes (Van den Brink et. al., 1991). Omdat de slijkgarnaal woonbuisjes van slib vormt op harde voorwerpen, zoals stenen, is het een geduchte plaatsconcurrent voor alle soorten ongewervelde dieren, die dergelijke substraten nodig hebben als vestigingsplaats. Dit wordt geïllustreerd in figuur 4.5 Hierin is het verband te zien tussen de toename van de Kaspische slijkgarnaal en de afname van de driehoeksmossel, een soort die hard substraat nodig heeft om zich op de vestigen.



Figuur 4.5 Massale toename van de Kaspische slijkgarnaal (Corophium curvispinum) in de Benedenrijn (Lobith/Rees) en de afname van driehoeksmosselen (Dreissena polymorpha), gebaseerd op de maximum dichtheden per m2 steenoppervlak (Van der Velde et al., 1994).

Door de vele woonbuisjes van de Kaspische slijkgarnaal verslibben de stenen. Met name de gevoelige, stromingsminnende stenensoorten kunnen hierdoor niet terugkeren. Dit bleek ook al uit tabel 3.1. Slechts 20 % van de typerende soorten is stromingsminnend (langzaam-snelstromend) in 1995. Daarnaast blijken veel van huidige typerende soorten in het stenenhabitat, eigenlijk slibsoorten te zijn.

Conclusies

- Habitatsystemen van diepe bodem zijn arm door te hoge stroomsnelheid en dynamiek.
- Soortenrijkdom in stenenhabitatsystemen neemt toe, het betreft echter niet kritische soorten en uitheemse soorten.
- Uitheemse soorten kunnen zich handhaven door de verstoorde omstandigheden.
- Het stenenhabitatsysteem verslibt door te lage stroomsnelheid in ondiepe delen en door slijmkokertjes van de Kaspische slijkgarnaal.
- Door hun massale toename verdringen uitheemse soorten de gevoelige inheemse soorten.

4.1.2 Maas

Waarschijnlijk vindt ook in de Maas verslibbing van het stenenhabitat plaats. De Kaspische slijkgarnaal, die dit mede veroorzaakt (zie onder Rijn stenenhabitat), komt inmiddels ook in grote aantallen in de Maas voor. Het is één van de hoog typerende soorten van de macrofaunagemeenschap op stenen in de Maas in 1992. Het probleem dat uitheemse soorten veroor-

zaken (paragraaf 4.1.1), speelt dus niet alleen in de Rijn maar ook in de Maas, zij het nog in mindere mate. Daarbij komt dat Belgische steden langs de Maas huishoudelijk afval in de rivier lozen.
Hierdoor is het gehalte aan fijn organisch materiaal hoog. In Nederland bezinkt dit, wat een sliblaag op de bodem van de Maas veroorzaakt. Uit de bodem-habitatsystemen in de Maas blijkt dat de bodem, met name in de ondiepe delen, met een laag slib bedekt is.
Een toename van het aantal soorten, zoals in de Rijn, is in de Maas niet te zien. Dit kan veroorzaakt worden door een minder snelle vooruitgang van de waterkwaliteit in de Maas (paragraaf 4.2). In de stenen- en bodem-habitatsystemen neemt het aantal soorten zelfs af. Dit kan echter ook veroorzaakt worden door een minder volledige bemonstering in 1992.

Conclusies
- In de Maas is in geen enkel habitatsysteem een toename van het aantal soorten waargenomen; de afgelopen 15 jaar zijn zelfs nog soorten verdwenen.
- In de Maas vindt verslibbing plaats door lozing van huishoudelijk afvalwater en door toename van de Kaspische slijkgarnaal.

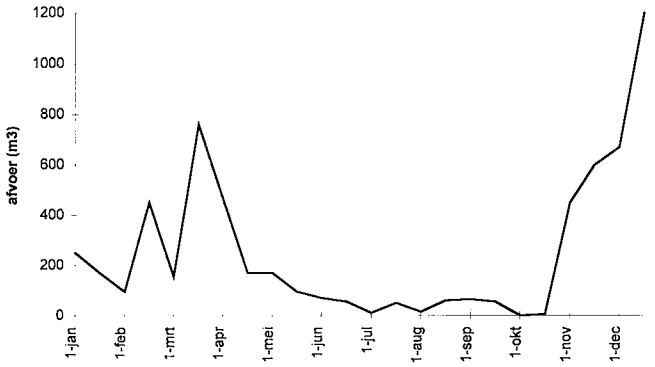
4.1.3 Grensmaas

Karakteristieke soorten, die in een middenloop van een rivier thuishoren, zoals stromingsminnende stenensoorten en zandsoorten komen in de Grensmaas niet veel voor.
Vooral de bodem-habitatsystemen zijn niet karakteristiek meer. Er zijn maar twee bodem-habitatsystemen gevonden, waarvan de laatste in 1984. In 1986 en 1992 werd geen apart Grensmaas bodem-habitatsysteem onderscheiden. In deze jaren leek de bodem van de Grensmaas op die van de rest van de Maas. Wel zijn in latere jaren karakteristieke stenen/grind-habitatsystemen in de Grensmaas onderscheiden. Deze systemen bevatten een redelijk aantal typerende soorten, waardoor ze zich onderscheiden van habitatsystemen in de rest van de Maas. De stromingsminnende stenensoorten, die van oudsher in de Grensmaas thuishoren, nemen in deze systemen af. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de slechte waterkwaliteit en de hoge afvoerfluctuaties. Stromingsminnende soorten zijn erg gevoelig. Ze vereisen een goede waterkwaliteit. Met name het zuurstofgehalte is belangrijk. In de Grensmaas is dit soms erg laag. Veel grote steden in België lozen hun afvalwater op de Maas. Vlak over de grens is het organische stofgehalte in sommige perioden erg hoog. Dit veroorzaakt een periodiek laag zuurstofgehalte (figuur 4.6), wat kritiek is voor het leven onder water (Klink & Bij de Vaate, 1996). Het gehalte kan zelfs onder de 3 mg/l dalen, terwijl het natuurlijke minimum 6 mg is (CUWVO, 1988).



Figuur 4.6 Zuurstoffluctuaties in de Grensmaas bij Borgharen gemeten in 1992 (Kerkhofs & Prins, 1995).

Verder stroomafwaarts in de Maas verbetert de waterkwaliteit weer door verdunning en het zelfreinigend vermogen van de rivier. Door organismen wordt een deel van de organische stof gebruikt als voedsel. Hierdoor daalt het organische stofgehalte en neemt het zuurstofgehalte weer toe. Bezinking van slib speelt in de Grensmaas geen grote rol doordat de stroomsnelheid hier hoog is.
Een ander probleem in de Grensmaas is de periodieke droogvalling. Ook dit zorgt ervoor dat vooral de stromingsminnende gevoelige soorten verdwijnen. Een waterkrachtcentrale in België onttrekt veel Maaswater. In perioden waarin de waterstand van nature al laag is, leidt dit tot droogvalling (figuur 4.7).



Figuur 4.7 Afvoerfluctuaties in de Grensmaas bij Borgharen gemeten in 1992 (Kerkhofs & Prins, 1995).

Soorten die kenmerkend zijn voor stilstaande wateren kunnen zich terugtrekken in achter gebleven poeltjes. De soorten die afhankelijk zijn van stromend water overleven droogvalling niet. Sommige soorten (bijvoorbeeld kriebelmuggen) reageren zelfs al op kleine fluctuaties in stroomsnelheid door zich met de stroom mee te laten drijven. Een groot areaal van het grindhabitat in de Grensmaas is door droogvalling niet geschikt voor de vestiging van karakteristieke riviermacrofauna (Klink & Bij de Vaate, 1996).

Conclusies
- De karakteristieke riviermiddenloop-fauna, die in de Grensmaas thuishoort is nauwelijks meer aanwezig.
- De afvoerfluctuaties zijn te groot; in bepaalde perioden vallen grindbanken droog, waardoor gevoelige soorten verdwijnen of niet terug kunnen keren.
- Het zuurstofgehalte is in sommige perioden te laag door de hoge organische belasting. Hierdoor kunnen stromingsminnende soorten zich in de Grensmaas, waar ze juist thuishoren niet handhaven.

4.1.4 Delta

In de Delta is de afname van habitatdiversiteit het belangrijkste knelpunt. Afsluiting van het Haringvliet heeft hier gezorgd voor het verdwijnen van de getijde-invloed en een geleidelijke overgang van zoet naar zout water. In deze gradiënt waren altijd veel verschillende macrofaunagemeenschappen aanwezig. Momenteel is de Delta een zoetwatergebied, dat wat betreft habitatsystemen zeer uniform is. De meeste macrofaunagemeenschappen bestaan uit algemene soorten. Karakteristieke soorten zijn verdwenen.

Eén van de belangrijkste knelpunten voor de ontwikkeling van zoetwatergemeenschappen in de Delta is de lage stroomsnelheid in het gebied. Van nature is in het benedenrivierengebied de stroomsnelheid lager dan in de rest van de rivieren. Door het beheer wordt de stroomsnelheid extra verlaagd. Het water in dit gebied wordt gebruikt voor de landbouw en als drinkwater. Het moet daarom zoet zijn. De Haringvlietsluizen voorkomen het instromen van zout water in het gebied. In de zomer zijn deze sluizen gesloten. In de winter bij hoge afvoeren zijn ze gedurende eb open. In de zomer is het gebied vergelijkbaar met een meer, in de winter met een langzaam stromende rivier (0-10 cm/s).
Ook de slechte kwaliteit van de waterbodem is een belangrijke oorzaak voor de stagnatie in de ontwikkeling van macrofaunagemeenschappen. Vooral in de Biesbosch en het Hollands Diep, waar zich jarenlang slib met zware metalen en organische microverontreinigingen heeft afgezet, is het waterleven niet goed ontwikkeld (Bisseling et al., 1994). Het slib dat nu afgezet wordt, is schoner. Het verontreinigde slib zal echter nog jarenlang invloed blijven uitoefenen. Dit heeft vooral een negatief effect op de diepe bodem-habitatsystemen. Deze blijken soortenarm te zijn en alleen algemeen voorkomende soorten te bevatten. Een groot deel van de oeverhabitats heeft veel te leiden onder winderosie en golfslag, waardoor ook hier de macrofaunagemeenschappen zich niet optimaal kunnen ontwikkelen.

Conclusies
- Verzoeting van de Delta heeft geleid tot het verdwijnen van alle brakwatersoorten.
- De extreem lage stroomsnelheid in de zomer verhindert het voorkomen van karakteristieke soorten in de Delta.
- Bodem-habitatsystemen zijn eveneens soortenarm door de verontreiniging van het slib.
- Habitatsystemen in de oever hebben te leiden onder winderosie en golfslag.

4.1.5 IJssel

De stenen in de IJssel zijn bemonsterd van 1975 t/m 1995. Trends in veranderingen van de macrofaunagemeenschap op deze stenen zijn moeilijk te signaleren, omdat er binnen het gegevensbestand grote verschillen zijn in determinatieniveau. Veel groepen zijn niet uit gedetermineerd zodat geen volledig beeld gegeven kan worden. Wel is het mogelijk de verschuiving in aantal organismen en de dominante soorten (tabel 4.1) weer te geven.
Een duidelijke trend is de toename in dichtheden van macrofauna op de stenen. In 1975 waren de aantallen zeer laag. De dominante soort (meer dan 25% van het totale aantal individuen) in die periode was de waterpissebed (Asellus aquaticus). Deze soort is zeer algemeen, hij komt in verschillende watertypen en habitats voor. Het dominante voorkomen van deze soort kan verklaard worden door de hoge mate van organische belasting van de rivieren in de zeventiger jaren (Bij de Vaate, 1994).
De dichtheden op de stenen zijn vanaf 1975 sterk toegenomen.Vanaf 1978 t/m 1983 worden de vedermuggen (Chironomidae) dominant op de stenen in de IJssel. Omdat de Chironomidae meestal niet zijn uit gedetermineerd is niet duidelijk welke soorten dominant zijn geweest.
Tussen 1984 en 1987 is niet bemonsterd. In 1987 werd de uitheemse tijgervlokreeft (Gammarus tigrinus) subdominant (10-25 % van het totaal aantal individuen). Deze soort concurreert inheemse vlokreeften weg. De enorme concurrentiekracht kan verklaard worden door zijn grote tolerantie voor saliniteitswisselingen en het grote aantal generaties per jaar (Bij de Vaate, 1994). De soort is niet bestand tegen extreem lange en koude winters

(Pinkster & Platvoet, 1986). Alleen in grote wateren, waarin de temperatuur van het water in de winter niet sterk afneemt, kan deze soort zich in Nederland handhaven. De verhoging van de watertemperatuur heeft waarschijnlijk ook bijgedragen tot een grotere overlevingskans van deze soort in de Nederlandse grote rivieren. In 1989 werd de tijgervlokreeft dominant. Deze soort blijft in grote aantallen aanwezig.
In 1987 wordt ook de driehoeksmossel (Dreissena polymorpha), die zich inmiddels sterk heeft uitgebreid, dominant. De aantallen van deze soort variëren. In de jaren 1989, 1992 en 1994 is de soort subdominant. Vanaf 1990 breidt de Kaspische slijkgarnaal (Corophium curvispinum) zich sterk uit. Dit komt overeen met de trend in de stenen-habitatsystemen in de Rijn, waarin deze opkomst ook is te zien (paragraaf 4.1.1).
De kokerjuffers zijn begin jaren negentig sterk toegenomen. In 1994 waren ze zelfs subdominant. Het betreft hier de soorten Hydropsyche contubernalis en Hydropsyche bulgaromanum (een uitheemse soort). Na de piek in 1994 zijn deze soorten weer in aantal afgenomen.
De laatste jaren van de IJsselreeks zijn veel meer groepen tot op soortsniveau gedetermineerd. De levensgemeenschappen, die zich de laatste jaren (1988-1995) in de IJssel op de stenen bevinden, zijn vergelijkbaar met die op de stenen in de Rijn. In de IJssel komt dus geen specifiek stenen-habitatsysteem voor.

Conclusies

- Vanaf 1975 is een toename van dichtheden en soortenrijkdom op de stenen in de IJssel waargenomen.
- Dit is te danken aan verbetering van de waterkwaliteit.
- Nieuwe soorten zijn vooral algemene en uitheemse soorten.
- In de zeventiger en begin tachtiger jaren waren vervuilingstolerante soorten dominant, later hebben uitheemse soorten deze dominantie overgenomen.

	'75	'76	'77	'78	'79	'80	'81	'82	'83	'87	'88	'89	'90	'91	'92	'94	'95
Bloedzuigers (Hirudinea)	*	*															
Waterpissebed (Asellus aquatica)	**	*	**	**	*												
Vedermuggen (Chironomidea)		*		**	**	**	**	**	*	**	**	*					*
Tijgervlokreeft (Gammarus)										*	*	**	*	*	*		*
Driehoeksmossel (Dreissena polymorpha)	*									**		*			*	*	
Kaspische slijkgarnaal (Corophium curvispinum)													*	*	**	**	**
Kokerjuffers (Hydropsyche sp.)																*	

Tabel 4.1 Dominante (**) en subdominante (*) soorten op stenen in de IJssel van 1975 t/m 1995 (Bij de Vaate, 1994; Bij de Vaate et al., 1997). Een soort is dominant als deze meer dan 25% van de totale dichtheid uitmaakt. Ligt dit percentage tussen 10 en 25% dan is een soort subdominant.

4.2 Waterkwaliteit

Als geschikte habitats aanwezig zijn, kan de water- en/of de waterbodemkwaliteit de beperkende factor zijn voor een goede ontwikkeling van macrofaunagemeenschappen. De huidige waterkwaliteit is nog niet voldoende om volledig herstel mogelijk te maken. Er bevinden zich nog veel toxische stoffen in zowel de Maas als in de Rijn (Van Dijk & Marteijn, 1993; Kerkhofs & Prins, 1995). In drie kwart van de zoete Rijkswateren overschrijdt meer dan de helft van de gemeten toxische stoffen de kwaliteitsdoelstellingen. Concentraties van toxische stoffen lijken de laatste jaren niet verder af te nemen. De verbetering van de waterkwaliteit heeft eerder plaatsgevonden in de Rijn dan in de Maas. Momenteel worden de hoogste concentraties aangetroffen in de Maas (Eys, 1996), waar de organische belasting hoger is. Hierdoor kan het zuurstofgehalte periodiek zeer laag zijn, zoals al is vermeld in paragraaf 4.1.3. Waarschijnlijk zorgen de verhoogde temperatuur en het verhoogde zoutgehalte in de rivieren indirect (via de massale toename van uitheemse soorten) voor een achteruitgang van macrofaunagemeenschappen.

Voor de Rijn en de Maas is door Klink & Moller Pillot (1982) weergegeven welke soorten een goede waterkwaliteit indiceren. Deze soorten zijn hieronder voor beide rivieren vergeleken met de actueel aanwezige soorten.

4.2.1 Rijn

In de jaren zeventig en begin jaren tachtig was de waterkwaliteit van de Maas beter dan die van de Rijn. In de Maas werden soorten aangetroffen die niet in de Rijn werden gevonden. Een deel van deze soorten duidt op een betere waterkwaliteit, zoals: Baetis fuscatus, Calopteryx splendens, Ceraclea dissimilis, Demeijera rufipes, Glyptotendipes gr. signatus, Heptagenia sulphurea, Neureclepsis bimaculata, Paraleptophlebia submarginata, Theodoxus fluviatilis, Tinodes waeneri en Viviparus viviparus.
Een verbetering van de waterkwaliteit zou terugkeer van deze soorten in de Rijn mogelijk moeten maken (Klink & Moller Pillot, 1982). Geen van deze soorten komt echter voor in de gebruikte gegevensbestanden (1988, 1990 en 1995).
Cryptotendipes sp, Demicryptochironomus vulneratus, Robackia demeijerei, Paracladopelma sp. en Stictochironomus sp. zijn soorten, die wel in de Rijn zijn teruggekeerd. Deze soorten duiden ook op een verbetering van de waterkwaliteit. Begin tachtiger jaren kwamen deze soorten in geen van beide rivieren voor. Ook een groot aantal tweekleppigen (Pisidium sp.), die duiden op een betere waterkwaliteit, is in de bodem van de Rijn teruggekeerd.
Het blijkt dus dat sommige gevoelige soorten zijn teruggekeerd (wat duidt op een betere waterkwaliteit), terwijl andere nog niet in de Rijn zijn waargenomen. Voor de terugkeer van deze laatste soorten is de waterkwaliteit blijkbaar nog niet voldoende of spelen andere factoren, zoals ongeschikt habitat, een rol.

Conclusies
- In de Rijn zijn enkele van de potentiële gevoelige soorten teruggekeerd.
- Waterkwaliteit is zeker niet de enige oorzaak, waardoor terugkeer van soorten niet plaatsvindt.

4.2.2 Maas

In de Maas zullen vooral de haften Baetis fuscatus, Heptagenia sulphurea en Paralep tophlebia submarginata en de kokerjuffers Ceraclea dissimilis en Tinodes waeneri, algemener worden naarmate de kwaliteit van het Maaswater beter wordt. Verslechtert de kwaliteit dan zullen deze gevoelige soorten als eerste verdwijnen (Klink & Moller Pillot, 1982). Alleen Ceraclea dissimilis is in 1992 nog aangetroffen in de Maas. Heptagenia sulphurea komt in de gebruikte gegevensbestanden helemaal niet voor en de overige drie gevoelige soorten zijn slechts door Smit (1982) gevonden. In België zijn deze soorten eind jaren tachtig nog aangetroffen door Frantzen (1991).

Conclusies
- In de Maas zijn nog geen gevoelige potentiële soorten teruggekeerd in tegenstelling tot de Rijn; waarschijnlijk zijn zelfs gedurende de laatste 15 jaren nog soorten verdwenen.
- De waterkwaliteit in de Maas is slechter dan in de Rijn.
- Behalve de waterkwaliteit kunnen ook andere factoren, zoals afvoerfluctuaties en habitatverslechtering een rol spelen in het niet terugkeren van gevoelige soorten.

4.3 Overzicht van de belangrijkste trends en knelpunten

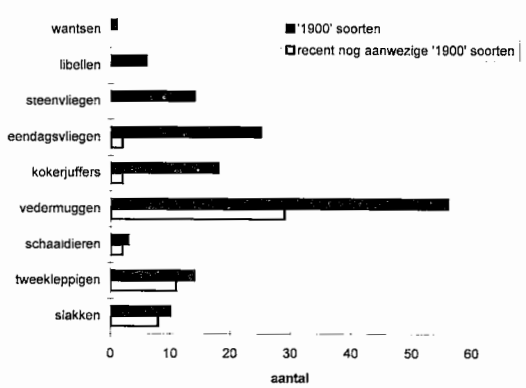
- Habitatdiversiteit is de belangrijkste beperkende factor voor de terugkeer van karakteristieke riviersoorten.
- In de tachtiger en negentiger jaren is een afname van habitatdiversiteit waargenomen. De belangrijkste oorzaak hiervan is de geringe variatie in stroomsnelheid (in diepe delen is de stroming te sterk, in de ondiepe delen te zwak).
- In sommige habitatsystemen neemt het soortenaantal toe, maar deze toename bestaat slechts uit niet-karakteristieke soorten en uitheemse soorten.
- In de ondiepe delen vindt bezinking van slib plaats. Hierdoor gaan ondiepe habitats op elkaar lijken, ze zijn immers allemaal met een laag slib bedekt.
- Verslibbing wordt versterkt door de massale ontwikkeling van de Kaspische slijkgarnaal in de Rijn en de IJssel. Ook in de Maas dreigt dit een probleem te worden. Deze soort verdringt inheemse soorten.
- De waterkwaliteit in de Rijn is vanaf de zeventiger jaren verbeterd (zie trends in IJssel en Rijn). Nog lang niet alle potentiële gevoelige soorten zijn teruggekeerd.
- In de Maas is de waterkwaliteit slechter. In deze rivier zijn waarschijnlijk tussen 1982 en 1992 nog soorten verdwenen.
- De voor een riviermiddenloop karakteristieke stromingsminnende soorten en zandsoortenen zijn in de Grensmaas in zeer geringe mate aanwezig. De laatste jaren zijn deze soorten verder in aantal afgenomen.
- In de Grensmaas verhinderen de hoge afvoerfluctuaties en de periodiek lage zuurstofgehalten een optimale ontwikkeling van habitatsystemen.
- In de Delta worden de habitatsystemen van de diepe bodem nog jarenlang beïnvloed door het verontreinigde slib. Andere knelpunten in dit gebied zijn de afname van de getijdeinvloed, de geringe stroming en de oevererosie.

5 Trends in de periode 1900-1995

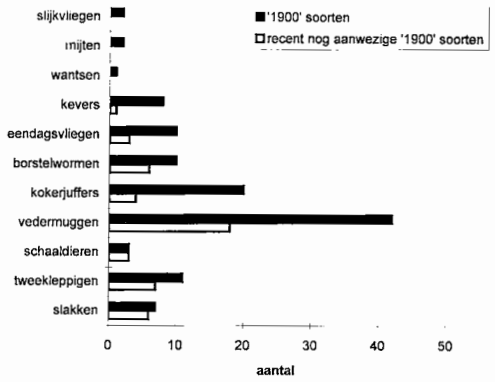
Op basis van de vergelijking van de soorten die vroeger (omstreeks 1900) aanwezig waren in de grote rivieren en de soorten die daarvan nog steeds aanwezig zijn tussen 1981 en 1995 (resultaten van stap 6 in het stroomschema; figuur 2.3), is bepaald of groepen van soorten (bijvoorbeeld met een bepaalde habitatpreferentie) meer of minder zijn achteruitge gaan en welke dit zijn. Er is een vergelijking gemaakt op basis van taxonomische hoofdgroep (paragraaf 5.1), stromingspreferentie (5.2), habitatpreferentie (5.3) en functionele voedingsgroep (5.4). In paragraaf 5.5 zijn de conclusies opgenomen. De soorten die omstreeks 1900 gevonden zijn in de Rijn en de Maas zijn opgenomen in bijlage 11 respectievelijk 12.

5.1 Taxonomische hoofdgroepen

Figuur 5.1 en 5.2 bevatten de resultaten van de vergelijking tussen vroeger en actueel aanwezige soortgroepen in de Rijn en de Maas. Uit deze figuren kan geconcludeerd worden dat van de vroeger aanwezige libellen (Odonata), steenvliegen (Plecoptera), wantsen (Heteroptera) en slijkvliegen (Megaloptera) geen enkele soort meer over is. Deze macrofaunagroepen zijn geheel uit de Rijn verdwenen. Ook de haften (Ephemeroptera) en de kokerjuffers (Trichoptera) zijn sterk achteruitgegaan. Hierbij moet in gedachten worden gehouden dat de percentages nog veel lager zouden zijn als alle soorten, die vroeger aanwezig waren, bekend zouden zijn. In werkelijkheid zal de achteruitgang dus nog veel groter zijn. De achteruitgang van juist deze groepen wordt veroorzaakt door het feit dat deze groepen specifieke eisen stelt aan habitat (substraat en stroomsnelheid) en waterkwaliteit.
Andere groepen zijn minder sterk achteruitgegaan. Van de vroeger aanwezige vedermuggen (Chironomidae) is nog ongeveer de helft recent in Rijn en Maas aangetroffen. Binnen deze groep zijn veel 'nieuwe' soorten gevonden. Dit is vooral te danken aan de vooruitgang in taxonomische kennis. Van de slakken (Gastropoda), de tweekleppigen (Bivalvia) en de kreeftachtigen (Malacostraca) hebben de meeste soorten zich kunnen handhaven. Deze groepen zijn minder kritisch ten aanzien van habitat en waterkwaliteit. Van de watermijten (Hydracarina) zijn geen actuele gegevens bekend. Dit komt, doordat deze soortengroep moeilijker te bemonsteren en te determineren is.



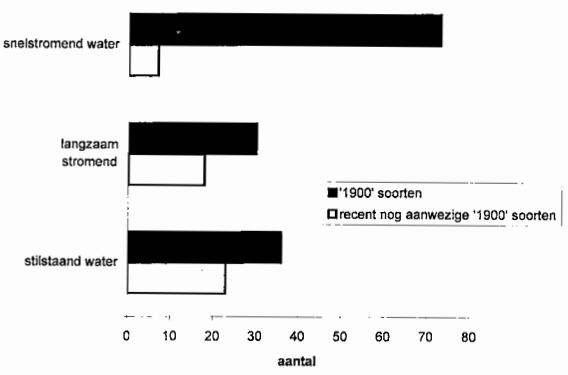
Figuur 5.1 Afname van het aantal uit omstreeks 1900 bekende soorten ('1900' soorten) in de Rijn per taxonomische hoofdgroep.



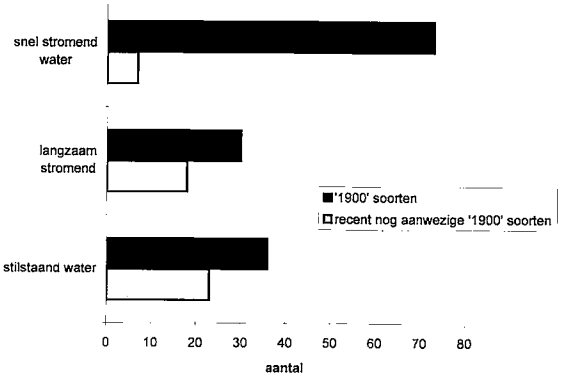
Figuur 5.2 Afname van het aantal uit omstreeks 1900 bekende soorten ('1900' soorten) in de Maas per taxonomische hoofdgroep.

5.2 Stromingspreferenties

Wat betreft stromingspreferentie spreken de cijfers duidelijke taal (figuur 5.3 en 5.4). Vooral de stromingsminnende soorten, waarvan er maar liefst 73 bekend zijn uit de Rijn omstreeks 1900, zijn afgenomen. Slechts 7 soorten van de eens zo rijke stromingsminnende macrofaunagemeenschappen zijn nog aanwezig in deze rivier. Ook in de Maas is deze groep het meest achteruitgegaan, zij het minder sterk dan in de Rijn. De ubiquisten en soorten van stilstaand water, die beide weinig gevoelig zijn, hebben zich redelijk kunnen handhaven. Hiervan is in de Rijn nog bijna twee derde deel aanwezig. In de Maas hebben vooral de soorten van stilstaande wateren zich kunnen handhaven. De soorten die de voorkeur geven aan langzaam stromend water en de ubiquisten zijn in deze rivier sterker afgenomen dan in de Rijn. De afname van stromingsminnnende soorten is veroorzaakt door de afname van variatie in stroomsnelheid. In de huidige rivier is de stroming of heel sterk (in de diepe vaargeul, waar de golfslag een probleem is) of geheel afwezig (in de ondiepe delen). Stromingsminnende soorten zijn bovendien gevoelig voor lage zuurstofgehalten. Gedurende perioden in deze eeuw is dat gehalte zeer laag geweest.



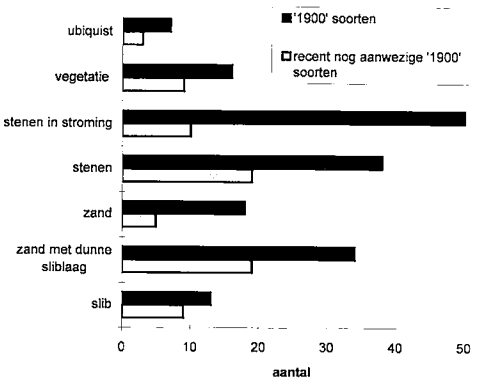
Figuur 5.3 Afname van het aantal uit omstreeks 1900 bekende soorten ('1900' soorten) in de Rijn per stromingspreferentie.



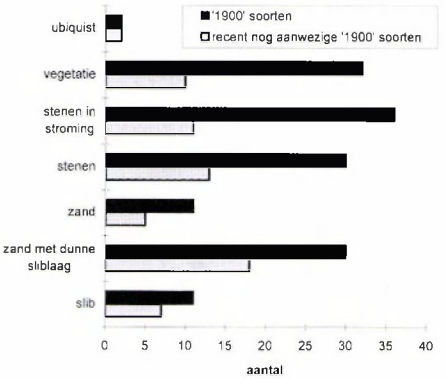
Figuur 5.4 Afname van het aantal uit omstreeks 1900 bekende soorten ('1900' soorten) in de Maas per stromingspreferentie.

5.3 Habitatpreferenties

De verscheidenheid aan macrofaunagemeenschappen is in de grote rivieren sterk afgenomen ten opzichte van het begin van deze eeuw. De belangrijkste factor die deze afname heeft veroorzaakt, is de afname van habitatdiversiteit. De grootste afname heeft plaatsgevonden in het begin van deze eeuw toen regulatie, normalisatie en kanalisatie van de rivier hun beslag kregen. Figuur 5.5 en 5.6 bevatten de habitatpreferenties van de soorten die bekend zijn uit de Rijn en de Maas omstreeks 1900. Per habitatpreferentie is het aantal soorten gegeven, dat vroeger voorkwam en dat recent is waargenomen. De percentages laten zien van welke habitats de soorten relatief het meest zijn afgenomen. Hieruit blijkt dat in de Rijn en de Maas de soorten van het habitat 'stenen in de stroming' het sterkst zijn afgenomen. In de Maas is de afname minder sterk dan in de Rijn. Het aantal overgebleven soorten met deze habitatpreferentie is nu vrijwel gelijk in beide rivieren. Ook de soorten van het habitat zand zijn hard achteruitgegaan. Hiervan zijn in zowel de Rijn als de Maas nog maar 5 soorten over. In de Maas zijn vegetatie en stenen prefererende soorten sterker achteruitgegaan dan in de Rijn. De slibsoorten hebben zich in beide rivieren het beste kunnen handhaven. Dit is niet verwonderlijk, want uit de analyse van de actuele habitats bleek al dat het nog aanwezige stenenhabitat verslibt. Het aantal soorten van de overige habitats, vegetatie en 'zand met een sliblaag', is gehalveerd.

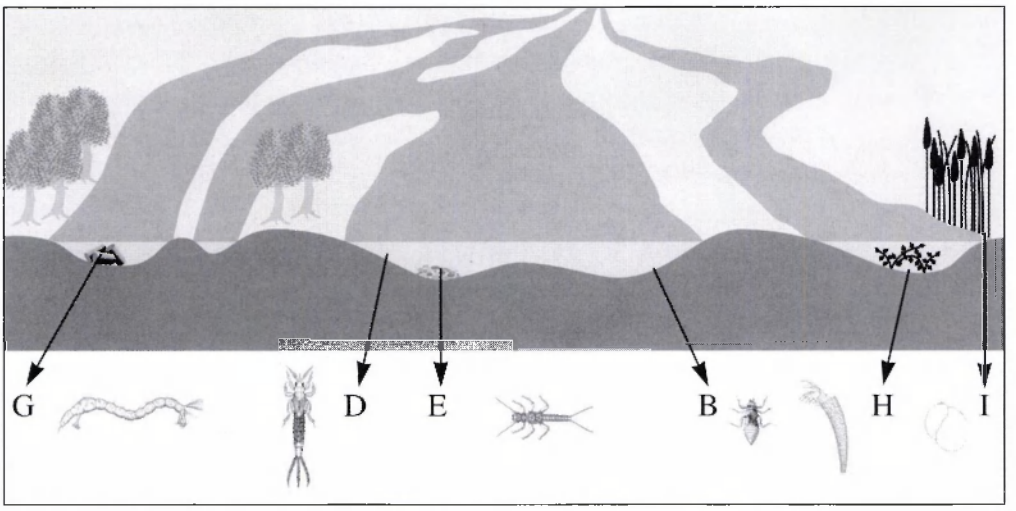


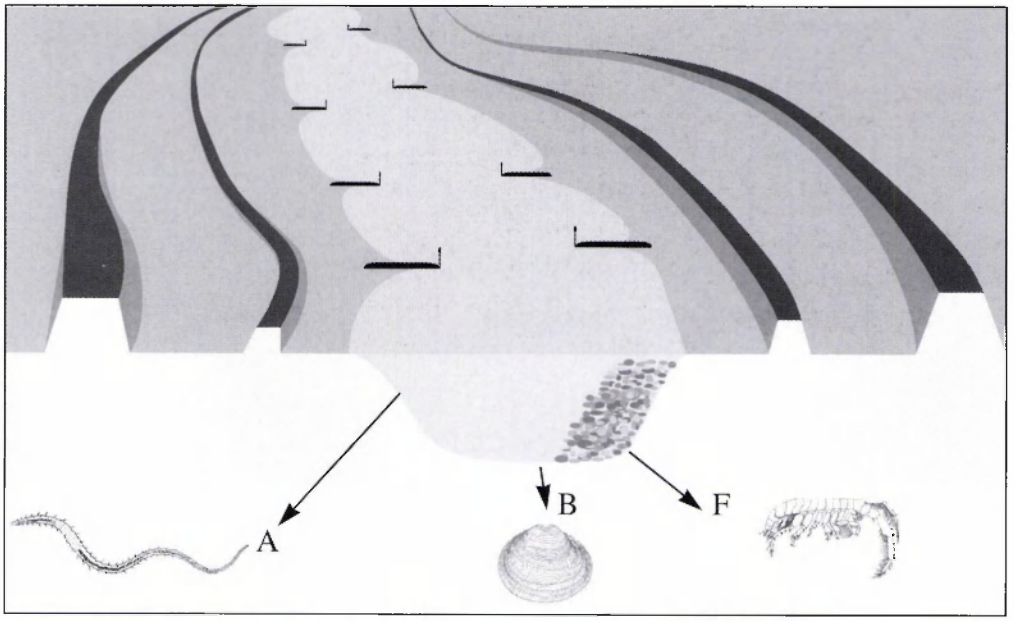
Figuur 5.5 Afname van het aantal uit omstreeks 1900 bekende soorten ('1900' soorten) in de Rijn per habitatpreferentie.



Figuur 5.6 Afname van het aantal uit omstreeks 1900 bekende soorten ('1900' soorten) in de Maas per habitatpreferentie.

In figuur 5.7 is een schatting gemaakt van het percentage dat van ieder habitat aanwezig is in het huidige dwarsprofiel van een Nederlandse rivier en het percentage dat aanwezig was in het dwarsprofiel van een oorspronkelijke rivier. Tevens zijn hierin kenmerkende soorten voor ieder habitat opgenomen (voor het vroegere dwarsprofiel zijn deze uit literatuur gehaald, voor het actuele profiel zijn de uit de analyse resulterende typerende soorten gebruikt). Uit deze figuur blijkt dat veel van de vroeger aanwezige habitats in de huidige rivieren helemaal niet of nauwelijks meer voorkomen.
Uit figuur 5.7 blijkt duidelijk het verband tussen de afname van de soortengroepen en de afname van bepaalde habitats. Soorten van specifieke habitats, zoals stenen in de stroming en zandbodem zijn recentelijk nauwelijks meer gevonden. Veel soorten die habitats bewoonden, die helemaal verdwenen zijn, komen niet meer voor, zoals soorten die gangen groeven in zandig-lemige oevers Enkele soorten uit vroeger aanwezige habitats houden zich nu nog op in een ander habitat, wat enigszins op het vroegere habitat lijkt, zoals de zandsoorten. Deze soorten kwamen vroeger voor in ondiepe zandbodem. Een klein deel van deze soorten komt nu voor in de diepe zandbodem. Dit geldt ook voor sommige van de soorten, die vroeger op dood hout voorkwamen; deze soorten zijn nu te vinden op de stortstenen, een nieuw habitat.
Algemene soorten (ubiquisten) en slibsoorten hebben zich het beste kunnen handhaven. Dit is niet verwonderlijk, want ubiquisten zijn niet afhankelijk van een bepaald habitat en het slibhabitat heeft zich uitgebreid.



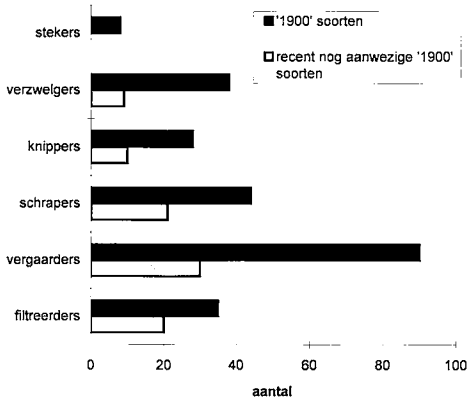


code	type	HABITAT % in oorspronkelijk profiel (fig. A)	% in huidig profiel (fig. B)	SOORTEN % recent aanwezig ten opzichte van 1900
A	slibbodem (ondiep)	< 1	20	66
B	zandbodem	40 (ondiep)	70 (diep)	37
C	zandbank	20	0	
D	zandig-lemige oever	10	0	0
E	grind in stroomgeul	5	< 1	25
F	stortsteen	0	10	48
G	dood hout	5	0	
H	waterplanten	10	< 1	45
I	oeverplanten	10	< 1	

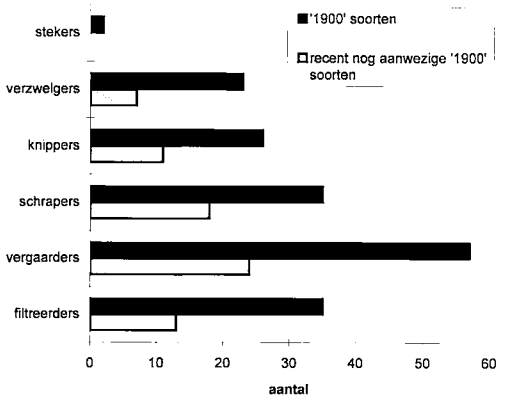
Figuur 5.7 Vergelijking tussen vroeger en actueel aanwezige habitats en kenmerkende soorten in de grote rivieren. (nb: De trend in soorten is gebaseerd op het aantal bekende soorten uit 1900. De soortenafname is in werkelijkheid waarschijnlijk sterker, omdat slechts een klein aandeel van de soorten aanwezig rond 1900 bekend is). De letters in eerste kolom van de tabel corresponderen met de letters in de profielen (figuur a en b). De macrofaunatekeningen zijn afkomstig uit: Johannsen (1977), Hynes (1977), Hickin (1967), Schoenemund (1930), Geijskes & Van Tol (1983), De Pauw & Vannevel (1993).

5.4 Functionele voedingsgroepen

Uit figuur 5.8 en 5.9 blijkt dat met name de predatoren sterk zijn afgenomen. Van de verzwelgers is in de Rijn nog 24% over, in de Maas nog 30%. De uit het begin van deze eeuw bekende stekers komen in beide rivieren helemaal niet meer voor. Wel zijn enkele van deze soorten nog de Delta gevonden. Verder zijn in de Rijn de verzamelaars en knippers sterk in aantal afgenomen. In de Maas zijn de filtreerders sterk achteruitgegaan.



Figuur 5.8 Afname van het aantal uit omstreeks 1900 bekende soorten ('1900' soorten) in de Rijn per functionele voedingsgroep.



Figuur 5.9 Afname van het aantal uit omstreeks 1900 bekende soorten ('1900' soorten) in de Maas per functionele voedingsgroep.

5.5 Conclusies

- Veel soorten, die omstreeks 1900 nog in de Nederlandse grote rivieren voorkwamen, zijn nu niet meer aanwezig: er is een sterke verarming opgetreden. Met name de karakteristieke (kritische) soorten zijn verdwenen.
- Soorten van de volgende taxonomische hoofdgroepen zijn het sterkst achteruitgegaan: eendagsvliegen, steenvliegen, libellen, kokerjuffers, slijkvliegen en wantsen.
- Soorten met als stromingspreferentie stromend water zijn nauwelijks meer aanwezig.
- Soorten met als habitatpreferentie stenen in de stroming, dood hout, zandbodem en vegetatie zijn de afgelopen tien jaar bijna niet meer gevonden.
- Soorten die nog veel voorkomen zijn algemene soorten, met als habitatpreferentie slib of stenen in stilstaand water.
- De verdeling van soorten over de functionele voedingsgroepen in de actuele habitatsystemen is niet evenwichtig, met name de predatoren zijn ten opzichte van het begin van de eeuw sterk afgenomen.

6 HERSTELMOGELIJKHEDEN

In dit hoofdstuk zullen mogelijke maatregelen voor ecologisch herstel van de rijkswateren worden geschetst. Uit de vorige hoofdstukken is gebleken dat maatregelen in de grote rivieren zich moeten richten op vergroting van habitatdiversiteit, die door regulatie, kanalisatie en normalisatie van de rivieren sterk is afgenomen. In de Delta komt daar nog bij het verdwijnen van de getijde- en brakwaterinvloed door de afsluiting van het Haringvliet van de zee.
In de stilstaande rijkswateren zijn: oeververdediging, een constant peil, eutrofiëring en het gebrek aan ondiepe delen (in IJsselmeer en Markermeer), oorzaken van de lage diversiteit aan habitats en levensgemeenschappen.
Als de habitatdiversiteit en hydrologie (afvoerdynamiek) hersteld zijn, kan de waterkwaliteit nog een beperkende factor zijn voor de ontwikkeling van macrofaunagemeenschappen.

6.1 Grote rivieren

6.1.1 Randvoorwaarden voor ecologisch herstel

In de grote rivieren is sterke verarming van habitatsystemen opgetreden. Ten opzichte van het begin van deze eeuw zijn veel habitats en daarmee ook bijbehorende levensgemeenschappen verdwenen. Beide componenten, habitats en de levensgemeenschappen gaan nog steeds achteruit. Habitats lijken steeds meer op elkaar, doordat verslibbing optreedt en er in de ondiepe delen geen stroming en in de diepe delen een onnatuurlijk hoge stroming aanwezig is. Ook de golf- en zuigwerking, veroorzaakt door de scheepvaart, maakt de nog aanwezige habitats minder geschikt. Door indamming van de rivier (normalisatie, regulatie en kanalisatie) is de vorming van nieuwe habitats niet mogelijk. De rivier heeft te weinig ruimte voor natuurlijke dynamiek en de interactie met de rivierdalbodem is verloren gegaan. Daarbij is in de macrofaunagemeenschappen een verschuiving opgetreden van karakteristieke riviersoorten naar algemene, tolerante soorten.
Voor het vergroten van de habitatdiversiteit is het belangrijk de variatie aan stroming en structuren weer terug te brengen. Hiertoe zal meer ruimte voor de rivier beschikbaar moeten komen. Voor een goede ontwikkeling van levensgemeenschappen is het tevens van belang dat uitwisseling tussen habitats in verschillende trajecten en met de oeverzone mogelijk is. Organismen moeten kunnen migreren van het ene naar het andere deel van de rivier.
In tabel 6.1 zijn deze randvoorwaarden terug te vinden en verder uitgewerkt.

6.1.2 Mogelijke herstelmaatregelen

Maatregelen in de rivier zelf zijn niet voldoende, ook de stroomgebieden zijn belangrijk. Een goed herstel van de hydrologie begint in deze gebieden. Indien in de zijrivieren en beken, die water afvoeren naar de rivier, het water langer vastgehouden kan worden, dempen de afvoerfluctuaties op een natuurlijke manier. Omdat een groot deel van het stroomgebied van Rijn en Maas in het buitenland ligt is internationale samenwerking onontbeerlijk. Ook koppeling van de rivier aan de uiterwaarden kan demping van afvoer-fluctuaties bevorderen. Dit is te bereiken door het verwijderen van zomerdijken, zodat weer brede overstromingsvlakten ontstaan. Bij hoge afvoeren kan hier een deel van het water tijdelijk opgevangen worden. Een andere maatregel, die nodig is ter verbetering van de hydrologie is wegver-

lenging. Indien meanders hersteld worden (zowel in beken/zijrivieren in het stroomgebied als in de rivier zelf), zodat de weg die het water aflegt van bron naar monding langer wordt, bevordert dit een natuurlijke demping van hoge afvoeren en wordt de stroomsnelheid in de rivierbedding lager. Herstel van meanders is tevens belangrijk voor vergroting van structuurvariatie en verschillen in stroomsnelheid in het dwarsprofiel. Wegverlenging zorgt voor een betere berging van het water. Hierdoor kunnen stuwen gedurende langere perioden opengezet worden, wat herstel van de trekvispopulaties meer kans geeft. Ten aanzien van de morfologie kan ook veel natuurwinst behaald worden. De belangrijkste factor is verbreding en verondieping van de rivierbedding. Als tevens de kribben verwijderd worden, kan de stroming weer een natuurlijk karakter krijgen, zodat de typische riviersoorten weer terug kunnen keren. Ook het verwijderen van oeververdediging (vervangen door natuurlijke oeververdediging) levert mogelijkheden voor vorming van habitats. Natuurlijke habitats, zoals een zandige oever met vegetatie, kunnen dan terugkeren. Tevens wordt de overgang tussen de rivier en haar uiterwaarden hiermee hersteld. In tabel 6.2 zijn de genoemde maatregelen opgenomen.

6.1.3 Ecologisch herstel: Scheiding of verweving van functies?

De hoofdfunctie van de Nederlandse rivieren is de afvoer van water. Veiligheid staat voorop. Bovenstaande maatregelen, die een vergroting van de ruimte voor de rivier inhouden, zorgen voor demping van afvoerfluctuaties en bevorderen daarmee behalve ecologisch herstel ook de veiligheid (Hensens, 1996; VROM & V&W, 1996). Met de moderne scheepvaart, een andere belangrijke functie van de Nederlandse rivieren, zijn veel van deze maatregelen echter niet of moeilijker te combineren. Daarom is een bepaalde mate van functiescheiding onvermijdelijk. Voor de scheiding van de functies natuur en scheepvaart moet de inrichting van de rivieren worden aangepast. Hiervoor zijn drie opties (1: een of meer riviertakken geheel inrichten als natuurgebied; 2: aftakking van de hoofdstroom, zodat een 'natuurgeul' ontstaat en 3: aanleg van nevengeulen) geschetst. Voor ieder van deze opties zijn de effecten op de randvoorwaarden voor ecologisch herstel (paragraaf 6.1.1) en de mogelijkheden tot het nemen van belangrijke herstelmaatregelen (paragraaf 6.1.2) weergegeven in de tabellen 6.1 en 6.2.

Randvoorwaarden voor herstel	optie A	optie B	optie C
Ruimte voor aquatische natuur	+	±	-
1 **variatie in stroming**	±	±	-
natuurlijke dynamiek (sedimentatie- en erosieprocessen)	+	±	-/±
stromingsvariatie in lengteprofiel	+	±	-/±
stromingsvariatie in dwarsprofiel	+	±	-/±
mogelijkheid tot vorming van grind/zandbanken	+	±	-/±
natuurlijke demping van afvoerfluctuaties	+	±	-
zowel diepe als ondiepe delen	+	+	-/±
2 **variatie in structuren**			
substraatvariatie in lengteprofiel	+	±	-/±
substraatvariatie in dwarsprofiel	+	±	-/±
natuurvriendelijke oevers	+	±	+
ontwikkeling van waterplantenvegetatie	+	±	-/±
hout in en naast de rivier	+	+	+

Randvoorwaarden voor herstel	optie A	optie B	optie C
3 **verbindingsmogelijkheden in het water**			
passeerbaarheid van stuwen	+	±/+*	-/±*
kleine afstand tussen natuurgebieden	+	+	-

- maatregel is niet mogelijk
± maatregel kan in geringe mate worden uitgevoerd
+ maatregel is goed mogelijk
* indien passages bij stuwen worden aangelegd of verbeterd.

Tabel 6.1 Randvoorwaarden voor herstel in relatie tot drie herstelopties; optie A voldoet goed aan de randvoorwaarden, optie B voldoet enigzins aan de randvoorwaarden, optie C voldoet niet aan de randvoorwaarden. De opties A, B en C zijn in de tekst beschreven.

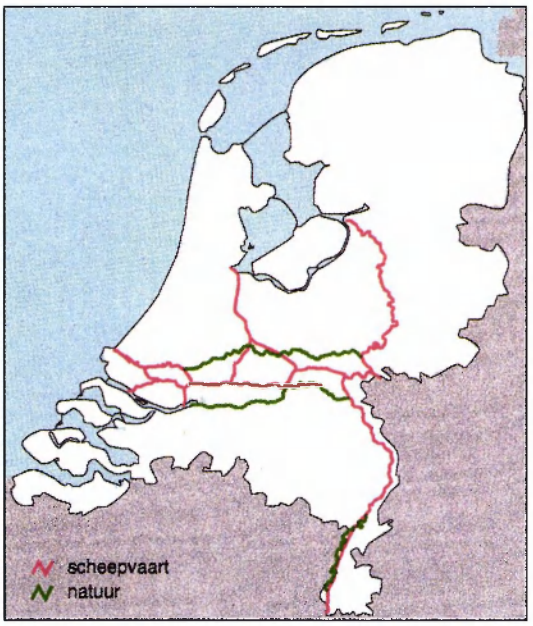
maatregelen	randvoorwaardengroep waarop maatregel effect heeft (tabel 6.1)	uitvoerbaarheid optie A	optie B	optie C
wegverlenging	1 en 2	+	±	±
verondieping en verbreding van het zomerbed	1 en 2	+	±*	-
verwijderen van oeververdediging	2	+	+	-
waterretentie in stroomgebied	1	+	+	±
verwijderen van stuwen	3	+	-	-

- maatregel is niet mogelijk
± maatregel kan in geringe mate worden uitgevoerd
+ maatregel is goed mogelijk
* het gaat hier om het afgetakte deel van het zomerbed

Tabel 6.2 Uitvoerbaarheid van maatregelen in relatie tot drie herstelopties en de groepen van randvoorwaarden (tabel 6.1) waar iedere maatregel een gunstig effect op heeft.

Hieronder zijn de drie opties nader toegelicht. Bij iedere optie is een inschatting gegeven van het ecologisch rendement en het effect op de afvoer (in verband met de veiligheid).

Optie A: In zowel de Rijn als de Maas een deel (delen) van de rivier optimaal inrichten als natuurgebied. Dit betekent hoofdfunctie natuur in lengte- en dwarsprofiel. Scheepvaart is in deze delen niet mogelijk (figuur 6.1)



Figuur 6.1 Verdeling van de riviertakken over de functies natuur en scheepvaart.

Ecologisch rendement

Het ecologisch rendement van deze optie is hoog. Inrichtingsmaatregelen kunnen in deze situatie optimaal uitgevoerd worden (zie ook tabel 6.1 en 6.2). Er kan weer een rivier(tak) ontstaan met meerdere geulen, zandbanken, snel en langzaam stromende delen met verschillende diepten. Inrichtingsmaatregelen, zoals wegverlenging, verondieping en verbreding en van het zomerbed, zijn voor het verkrijgen van variatie in stroomsnelheid en structuren het meest effectief. Een grote habitatdiversiteit zal ontstaan. Dit biedt mogelijkheden voor het ontwikkelen van veel verschillende levensgemeenschappen, van zowel snel als langzaam stromend water en verschillende substraten. Bovendien wordt de natuur niet meer verstoord door de golf- en zuigwerking van de scheepvaart. Afwezigheid van scheepvaart maakt tevens oeververdediging onnodig, waardoor een natuurlijke overgang van water naar land mogelijk is.

Een natuurlijk oeverzone is van belang voor aquatische organismen die in de oeverzone leven en bijvoorbeeld voor een deel afhankelijk zijn van oeverplanten. Dijken zijn voor de veiligheid waarschijnlijk nog wel noodzakelijk maar deze kunnen verder van de rivierbedding af gelegd worden. De verbinding tussen rivierbedding en uiterwaarden wordt hiermee hersteld. Door het wegvallen van de scheepvaartfunctie zijn stuwen zijn niet meer nodig, zodat migratie van organismen optimaal mogelijk wordt. In rustige delen van de rivier kunnen waterplantenvegetaties zich ontwikkelen en kan hout afkomstig van omringende ooibossen in de rivier terechtkomen, wat voor veel levensgemeenschappen van belang is.

Effect op de afvoer.

Bij deze optie zijn hydrologische inrichtingsmaatregelen mogelijk met een groot effect op de waterafvoer. Maatregelen zoals: waterretentie in het stroomgebied, wegverlenging (terug-

brengen van meanders) en verwijderen van zomerdijken zorgen ervoor dat afvoerfluctuaties op een natuurlijke manier gedempt worden, door grotere bergingscapaciteit in zowel zomerbed als uiterwaarden.

Optie B: Aftakking van de hoofdstroom, zodat een extra 'natuur'geul over bijna de gehele lengte van de rivier ontstaat. Deze geul kan afwisselend aan de ene en de andere kant van de hoofdgeul liggen en zal op sommige plaatsen in contact staan met de hoofdstroom. In deze geul is een grote mate van meandering en variatie in breedte en diepte mogelijk.

Ecologisch rendement
Het ecologisch rendement van optie B is redelijk. Ten opzichte van optie A is de ruimte voor natuur aanzienlijk minder (zie ook tabellen 6.1 en 6.2). Bij deze optie zal de habitatdiversiteit lager zijn dan bij de eerste optie, mede doordat de hoofdgeul nog steeds ongeschikt is voor waternatuur door de te hoge dynamiek en het gebrek aan habitatvariatie. Wel is bij deze optie sprake van een natuurlijke oever over de hele lengte van de rivier, wat weer winst oplevert. Om het effect van te hoge dynamiek, veroorzaakt door scheepvaart, in de 'natuur'-geul te vermijden, zal een vooroever aangelegd moeten worden, die de habitats in dit deel van de rivier beschermt. Deze vooroever kan variëren in breedte en structuur (ook aanleg van een moeras tussen beide geulen behoort tot de mogelijkheden).
In de ondiepere 'natuur'geul zijn mogelijkheden voor de ontwikkeling van gemeenschappen. In deze geul moet dan variatie aanwezig zijn in breedte, diepte, stroomsnelheid en substraat. Variatie in stroomsnelheid is te realiseren door meandering toe te laten. Hoe meer ruimte voor de 'natuur'geul, hoe meer mogelijkheden voor de vestiging van verschillende levensgemeenschappen. Hydrologische maatregelen zijn bij deze optie moeilijker te realiseren dan bij de eerste optie, omdat nog steeds met de scheepvaart rekening gehouden moet worden (hiervoor is een bepaalde afvoer nodig) maar de waterretentie zal groter zijn dan in de huidige situatie. De stuwen in de hoofdstroom blijven noodzakelijk. Door de extra geul worden deze echter beter passeerbaar voor waterorganismen. Om de fauna die zich in de hoofdstroom bevindt ook niet in de migratie te belemmeren, zullen vispassages aangelegd, dan wel verbeterd moeten worden. Beter is nog het aanleggen van bypasses over grotere lengte, parallel aan het gestuwde gedeelte.

Effect op de afvoer
Effecten op de afvoer zullen groter zijn naar mate de ruimte voor de 'natuur'geul groter is, zodat meer meandering en de aanleg van brede delen mogelijk is. Dit vergroot de bergingscapaciteit, waardoor afvoerpieken worden gedempt. Omdat er minder ruimte is voor de rivier ten opzichte van optie A en nog met scheepvaart rekening gehouden moet worden zal de demping van afvoerpieken minder zijn dan bij de vorige optie.

Optie C: Aanleggen van nevengeulen. Hier betreft het niet een gehele aftakking zoals bij optie B maar plaatselijke kleinere geulen.

Ecologisch rendement
Van nevengeulen is het ecologisch rendement het minst optimaal. Het ecologisch rendement is echter sterk afhankelijk van de inrichting en grootte van de nevengeul maar altijd lager dan bij optie A en B door de kleinschaligheid (veel minder ruimte) (zie ook tabellen 6.1 en 6.2).
In allerlei natuurontwikkelingsprojecten worden nevengeulen aangelegd. Een optimale inrichting

van een nevengeul betekent dat de rivier zoveel mogelijk bewegingsvrijheid wordt gegeven, om variatie in stroomsnelheid en structuren te bevorderen. Vaak is dit echter niet mogelijk en worden nevengeulen vastgelegd in een kleibed. Hierdoor kan geen variatie in stroomsnelheid ontstaan en verdwenen habitats zoals zand/grindbanken zullen zich niet ontwikkelen.
De nevengeul verwordt dan tot smalle variant van een hoofdstroom. Een andere beperking is dat nevengeulen vaak ondiep zijn. Maar ook in diepere delen van de rivier komen specifieke macrofaunagemeenschappen voor. Ook voor riviertrekvissen zijn de diepe delen van de rivier van belang. Naast de aanleg van nevengeulen moet daarom tevens aandacht besteed worden aan verbetering van de hoofdgeul. Om een grote variatie aan levensgemeenschappen (zowel vegetatie als macrofauna als vissen) te verkrijgen, zal een nevengeul evenals de natuurgeul uit optie B uit diepe en ondiepe, snel en langzaamstromende delen moeten bestaan. In de snelstromende delen kunnen stromingsminnende levensgemeenschappen zich vestigen. In de langzaam stromende delen kunnen vegetaties zich ontwikkelen en kan dood hout zich ophopen. Deze structuren in een nevengeul zijn belangrijk als habitat en schuilplaats voor vele diersoorten en als paaiplaats voor vissen.

Effect op de afvoer
Vanwege de kleinschaligheid van nevengeulen zal de aanleg hiervan zeer weinig effect hebben op de afvoer. Om wille van de scheepvaart blijft een bepaald waterpeil noodzakelijk en moeten stuwen worden gehandhaafd.

6.1.4 Terugdringen van uitheemse soorten

Naast een vergroting van de habitatdiversiteit is het van belang de massale ontwikkeling van uitheemse soorten in de grote rivieren terug te dringen. Het creëren van mogelijkheden voor ontwikkeling van nieuwe habitats, bijvoorbeeld in een bepaald riviertraject of in nevengeulen is een eerste vereiste voor de terugkeer van karakteristieke riviergemeenschappen.
De kans bestaat echter dat ook deze nieuwe habitats bezet worden door uitheeemse soorten, zoals de Kaspische slijkgarnaal. Dit benadeelt de vestiging van inheemse soorten.
Uitheemse soorten kunnen alleen teruggedrongen worden door ervoor te zorgen dat de omstandigheden voor deze soorten slechter worden. Waarschijnlijk worden deze soorten bevoordeeld door de hoge temperatuur en het hoge zoutgehalte. Onderzoek zal eerst uit moeten wijzen of dit inderdaad zo is en of een daling van de temperatuur met één of twee graden en/of een daling van het zoutgehalte de massale ontwikkeling van deze soorten tegen kan gaan. Vervolgens zullen maatregelen getroffen moeten worden. Deze maatregelen kunnen bestaan uit vermindering van lozing van onvoldoende afgekoeld koelwater en van zout. Wat betreft het laatste zijn reeds internationale afspraken gemaakt. De afname van het zoutgehalte in de rivieren zal echter zeer geleidelijk plaatsvinden.

6.1.5 Verbeteren van water- en bodemkwaliteit

Naast het uitvoeren van hydrologische aanpassingen en functiescheiding blijft het noodzakelijk de watervervuiling verder terug te dringen. Ook een deel van de gevoeligere levensgemeenschappen zal dan weer kunnen terugkeren. Een groot deel van de organische, toxische en zoutbelasting is afkomstig uit het buitenland. Internationale afspraken omtrent emissie beperkende maatregelen zijn dan ook belangrijk om tot een succesvol beleid te komen.
In Eys (1996) is de problematiek omtrent de waterkwaliteit uitvoerig beschreven.

6.1.6 Aanvullende herstelmaatregelen in de zoete Delta

Het huidige beheer van het benedenrivierengebied (Haringvliet, Hollands Diep en Biesbosch) is gericht op het behoud van zoet water voor de landbouw en de drinkwatervoorziening. Het gevolg van dit beheer voor de waternatuur in deze gebieden is verstrekkend. De oorspronkelijk aanwezige brakwatergemeenschappen zijn geheel uit deze gebieden verdwenen. Deze levensgemeenschappen zijn vervangen door soortenarme, niet karakteristieke zoetwatergemeenschappen. Het merendeel van de soorten is ubiquist en komt ook in andere delen van de rivieren of in stilstaande wateren voor. Behalve het verdwijnen van de brakwater- en getijde-invloed, zijn het ontbreken van stroming en de slechte waterbodemkwaliteit oorzaken voor de verarming van deze gemeenschappen.
Voor de waternatuur in dit gebied is het openstellen van de Haringvlietsluizen de beheersmaatregel die het meeste winst oplevert. De getijde-invloed wordt hierdoor gedeeltelijk hersteld en de stroming wordt meer natuurlijk. Hierdoor zal er minder slib in het gebied bezinken. De diversiteit aan habitats zal toenemen, waardoor ook de gemeenschappen in deze habitats zich beter kunnen ontwikkelen. Kenmerkende brakwatersoorten zullen dan waarschijnlijk weer terugkeren.
Een groot deel van de waterbodem in het gebied is zwaar verontreinigd, door de jarenlange bezinking van vervuild slib (Bisseling et al., 1994). Om een goede ontwikkeling van macrofaunagemeenschappen mogelijk te maken is het nodig deze bodem te saneren. Dit kan door de bodem te verwijderen en te vervangen door schone bodem of door de bodem ter plekke te reinigen. In Den Besten (1993) is deze problematiek nader beschreven.

6.2 Stilstaande wateren

Om een zo optimaal mogelijke ecologische ontwikkeling (paragraaf 1.3.2) in de grote stilstaande wateren te realiseren, zijn een aantal maatregelen nodig. In de meren is te weinig habitatdiversiteit door oevererosie, gebrek aan ondiepe delen en slecht ontwikkelde vegetatie. De belangrijkste maatregelen, die de habitatdiversiteit vergroten, zijn het ontwikkelen van een natuurlijk peilverloop en het aanleggen van ondiepe delen, vooroevers en meerbegeleidende moerassen. Naast vergroting van habitatdiversiteit is het essentieel voor herstel van de ecosysteemkwaliteit dat de eutrofiëring teruggedrongen wordt. Voor een goed ontwikkelde vispopulatie tenslotte, is beheer van de visstand nodig. In deze paragraaf zijn de belangrijkste beheersmaatregelen nader toegelicht.

6.2.1 Een natuurlijk peilverloop

Met een natuurlijk peilverloop kan de oevervegetatie zich duurzaam ontwikkelen (Iedema et. al, 1996). Voor het ecologisch functioneren van het riet-verbond is het belangrijk dat de vegetatie tot begin juni in het water staat, waarna het gedeeltelijk droogvalt en aan het einde van de zomer het laagste peil bereikt wordt. De oevervegetatie kan dan een natuurlijke overgang van land naar water vormen. Riet ontkiemt vroeg in het jaar op droge, mineraalrijke grond. Van een natuurlijk peilbeheer profiteert ook de fauna. Waterplanten bieden dekking aan jonge vis, dienen als substraat, schuilplaats en voedsel voor macrofauna, en in de rietvelden kunnen reigers en lepelaars foerageren. Steltlopers doen Nederland aan op de trek naar het zuiden. Een lage waterstand in het najaar biedt deze soorten de mogelijkheid om voedsel (aquatische macrofauna) te vergaren op grote drooggevallen slikplaten of in zeer ondiep water.

6.2.2 Aanleggen van vooroevers en ondiepe delen

Door de constante erosie van de golven op hetzelfde punt van de oevers kalven de oevers af, waardoor geleidelijke overgangen van water naar land veranderen in steile klifranden. Waterplanten in ondiep water hebben veel last van golfslag. Ook macrofauna kan zich moeilijk handhaven in oevers die aan hoge dynamiek onderhevig zijn. In de diepe meren (IJsselmeer en Markermeer) is gebrek aan ondiepe delen. Door in plaats van de oever te verdedigen een vooroever aan te leggen, wordt ruimte geschapen voor oever- en waterplanten. Macrofaunagemeenschappen kunnen zich ontwikkelen in de nieuwe habitats en vissen kunnen het ondiepe deel als paaiplaats gebruiken. Dit biedt mogelijkheden voor het ontwikkelen van een door snoek en zeelt gedomineerde visgemeenschapstypen (Iedema, 1992). In enkele meren zijn al stukken vooroever aangelegd. Dit is echter nog lang niet overal het geval. Ook moerassen langs de meren bieden veel ruimte voor de ontwikkeling van levensgemeenschappen. Meerbegeleidende moerassen zijn momenteel sterk ondervertegenwoordigd, met name in het IJsselmeer en Markermeer (Rijkswaterstaat et al., 1996).

6.2.3 Beperken van eutrofiëring

De stilstaande rijkswateren zijn geëutrofieerd. Hierdoor zijn de wateren troebel en bevatten weinig waterplanten. Terugdringen van het nutriëntengehalte is vaak onvoldoende om een omslag naar een heldere evenwichtssituatie te garanderen. Hierbij kan aanvullend actief biologisch beheer nodig zijn. Dit betekent wegvangen van bodemwoelende vis. Het is echter nog niet geheel duidelijk of dit extra winst oplevert.
Na afname van het nutriëntengehalte en aanvullend actief biologisch beheer is het Wolderwijd weer herstellende. Ook in het Veluwemeer herstelt de waternatuur. Dit meer is doorspoeld met polderwater om het nutriëntengehalte extra te doen verlagen. Het water is weer helderder geworden en waterplanten ontwikkelen zich. Grote kranswiervelden zijn aanwezig. Herstel is dus mogelijk, ook in de andere Randmeren.
In het Volkerak-Krammer neemt de eutrofiëring toe. Het doorzicht vertoont een neergaande tendens. Terugdringen van deze tendens is zeer moeilijk. Het vereist grote inspanningen om het nutriëntengehalte zodanig terug te dringen dat omslag naar een heldere evenwichtstoestand optreedt. In tegenstelling tot de Randmeren heeft het Volkerak-Zoommeer diepe delen en staat het in open verbinding met de Brabantse beken, zodat niet alle bodemwoelende vissen weg te vangen zijn. De visstand zal daarom via andere methoden beheerd moeten worden. Behalve het wegvangen van ongewenste bodemwoelende vis kan bijvoorbeeld de ontwikkeling van roofvissen gestimuleerd worden.
Hiertoe is inmiddels een aanzet gegeven door het aanleggen van een snoekpaaigebied in de Dintelsche Gorzen en het uitzetten van jonge snoek. Naast maatregelen om de visstand te reguleren zullen in het Volkerak-Zoommeer ondiepe delen, plas-draszones en eilandjes worden aangelegd om waterplantengroei te stimuleren (Breukers et al., 1996).
Het IJsselmeer en Markermeer zijn groot en diep. De enige mogelijkheid voor verbetering van de situatie is stimuleren van afname van het nutriëntengehalte. Waterplanten kunnen zich dan in de ondiepe delen (wanneer deze aangelegd worden) ontwikkelen.

6.2.4 Regulatie van de visserij

Vooral in het IJsselmeer en Markermeer vindt veel beroepsvisserij plaats. In de huidige situatie is dit een dominante factor, die grote invloed heeft op het ecosysteem. Er is sprake van overbevissing, wat niet alleen nadelig is voor de vissers maar zeker voor het ecosysteem. Verandering van de visstand heeft invloed op alle trofische niveaus van algen tot viseetende vogels. Een vermindering van de visserij-intensisteit is om deze redenen gewenst. Over de wijze waarop de visserij gereguleerd moet worden bestaat momenteel veel discussie. Het opstellen van een integraal visstandbeheersplan, waaraan naast de vissers ook de water- en natuurbeheerders meewerken, lijkt de beste manier om te komen tot een breed gedragen pakket van vangstbeperkende maatregelen en een duurzame ontwikkeling van de visserij (Prins et al., 1995).

7 AANBEVELINGEN VOOR ONDERZOEK

In dit onderzoek is een aanzet gegeven tot een typering van habitatsystemen in grote rivieren. Om een goed beeld te krijgen van de waternatuur in de grote rivieren is meer onderzoek en een nauwkeurigere analyse nodig. Van belang hierbij is de opbouw van een consistente dataset. Tevens moet een beoordelingssysteem worden opgezet.

7.1 Bemonstering van actuele habitatsystemen

Er zijn reeds veel data aanwezig om een overzicht te maken van aquatische habitatsystemen in de grote rivieren. Bij de verwerking van deze data deden zich echter problemen voor, doordat de gegevensbestanden sterk van elkaar verschillen in determinatieniveau en bemonsteringswijze (paragraaf 2.3). In de toekomst moet dit voorkomen worden door alle bemonsteringen van macrofauna en bepalingen van habitatvariabelen op vergelijkbare of vertaalbare wijze uit voeren, zodat een consistent gegevensbestand beschikbaar is.
Ook voor monitoring van de grote rivieren is het belangrijk dat de bemonstering van habitatsystemen telkens op dezelfde manier plaatsvindt. Niet alleen voor het volgen van ontwikkelingen in de loop van de tijd maar ook om bijvoorbeeld de resultaten van de verschillende natuurontwikkelingsprojecten onderling te kunnen vergelijken.

7.1.1 Soorten

Om een goed beeld te krijgen van macrofaunagemeenschappen is het belangrijk zoveel mogelijk soorten(groepen) in het onderzoek te betrekken. Dit geeft een vollediger beeld van de gemeenschap. Bovendien reageert de ene groep sneller op een bepaalde habitatvariabele dan een andere. Door zo veel mogelijk groepen mee te nemen kunnen verschuivingen snel gesignaleerd worden. In de gebruikte gegevensbestanden ontbreken soms soortengroepen, doordat deze niet bemonsterd zijn. De oligochaeten zijn hiervan een voorbeeld; deze wormen worden vaak niet meegenomen, omdat de mazen van het gebruikte net of zeef te groot zijn. Veel van deze dieren worden uitgespoeld. De oligochaeten maken echter ongeveer de helft van de totale bodemfauna uit.
Een ander voorbeeld is de bemonstering van macrofauna op stenen. Vaak worden stenen opgeraapt en afgeborsteld. Snelle zwemmers en soorten, die zich onder stenen verschuilen, worden op deze manier niet meegenomen. Om zoveel mogelijk soorten te vinden in de verschillende habitats is bemonstering op verschillende manieren noodzakelijk. Determinatie van soorten moet consequent plaatsvinden om een nauwkeurige analyse uit te kunnen voeren. Van belang is hierbij dat altijd zover mogelijk gedetermineerd wordt, bij voorkeur tot op soortsniveau.
Voor de beschrijving van levensgemeenschappen kunnen behalve macrofauna ook andere diergroepen, zoals diatomeeën en vissen meegenomen worden. Een probleem hierbij is het verschillende schaalniveau van de habitats. Het schaalniveau van vishabitats bijvoorbeeld is hoger dan dat van macrofauna. Daarom zal het moeilijk zijn deze groepen in één analyse te combineren. Voordeel van het meenemen van meer diergroepen is dat het een beter en vollediger beeld van de aquatische natuur in de rivieren weergeeft. Tenslotte mag de vegetatie niet vergeten worden. Water- en oeverplanten zijn indicatief voor de omstandigheden in het aquatische ecosysteem. Bovendien bepalen ze vaak in hoge mate de aanwezigheid van diersoorten in het water en spelen dus een belangrijke rol in aquatische habitatsystemen.

7.1.2 Habitatvariabelen

Om een overzicht te krijgen van habitatsystemen in de grote rivieren is het van belang alle habitats (dat wil zeggen alle mogelijke combinaties van habitatvariabelen) te bemonsteren. Hoe meer habitatvariabelen bekend zijn, hoe beter een habitat omschreven kan worden.
In dit onderzoek waren in een groot deel van de gegevensbestanden te weinig habitatvariabelen gemeten. Het voorkomen van verschillende macrofaunagemeenschappen maakte duidelijk dat het soms om verschillende habitatsystemen ging, terwijl de habitatvariabelen dezelfde waren. Wanneer alle variabelen bekend zijn, kan de aanwezigheid van een bepaalde macrofaunagemeenschap beter verklaard worden en hierdoor worden de verschillen tussen habitatsystemen duidelijker.
Habitatvariabelen moeten zo gedetailleerd mogelijk worden weergegeven. Een voorbeeld is het substraat; in sommige gegevensbestanden was slechts het onderscheid tussen stenen en bodem gemaakt, in andere werd de bodem onderverdeeld in zand-, klei-, of grindbodem. Deze detaillering leidde soms tot verschillende habitatsystemen. De verwachting is dat wanneer de waternatuur in de rivieren zich verder herstelt, het onderscheid tussen habitatsystemen met verschillend substraat duidelijker zal worden, doordat meer karakteristieke soorten zullen terugkeren. Behalve het substraat blijkt de diepte van belang te zijn. Dit is gebleken uit het onderzoek van Peeters (1988) waarin hetzelfde substraat in diep water een andere macrofaunagemeenschap bevatte dan in ondiep water. Het is dus van belang de diepte exact te meten. Het toekennen van klassen is minder geschikt, omdat dit een vergelijking tussen gegevensbestanden moeilijk maakt.
Hetzelfde geldt voor de stroomsnelheid. Het is belangrijk deze exact op de bemonsteringslocatie te meten. Stroomsnelheid heeft namelijk een grote invloed op de soortensamenstelling van een macrofaunagemeenschap.
Andere belangrijke habitatvariabelen zijn het zuurstofgehalte (stromingsminnende soorten zijn gevoelig voor een te laag gehalte) en het organisch stofgehalte bij bodemmonsters (dit bepaalt de hoeveelheid voedsel die aanwezig is). Het verdient aanbeveling om ook deze variabelen op ieder monsterpunt te meten.

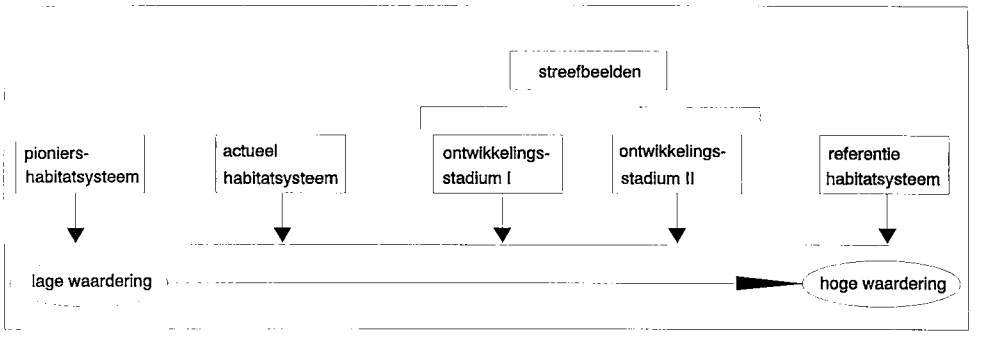
7.2 Referentie-habitatsystemen

Gegevens over de oorspronkelijke aquatische riviernatuur zijn schaars. In dit onderzoek is een kleine soortenlijst voor zowel de Rijn als de Maas gebruikt. Dit is echter onvoldoende. Van de oorspronkelijke situatie is maar weinig bekend. Van de soorten die in de literatuur genoemd worden, is meestal niet vermeld in welk habitat ze gevonden zijn. Het uitvoeren van paleolimnologisch onderzoek aan riviersedimenten (Klink, 1989) is een mogelijkheid om de soortenlijst uit te breiden. Een nadeel van deze methode is dat niet alle diergroepen terug te vinden, te herkennen of te determineren zijn. Met name dieren zonder harde schaal of exoskelet zullen in deze onderzoeken niet gevonden worden. Ook is niet bekend uit welk habitat de soorten afkomstig zijn. Het sediment waarin ze gevonden worden, hoeft niet het sediment te zijn waarin ze leefden. Kortom, de koppeling tussen habitat en macrofaunagemeenschap in de oorspronkelijke situatie is moeilijk te maken. Dit kan alleen op basis van habitatpreferenties, zoals ook in dit onderzoek gedaan is.
Daarom kan onderzoek van buitenlandse rivieren, die wat betreft systeemvoorwaarden vergelijkbaar zijn met de Nederlandse maar zich nog in een meer natuurlijke situatie bevinden, veel extra informatie opleveren. Onderzoek aan buitenlandse rivieren vindt al plaats (Klink,

1993; Klink & Bij de Vaate, 1994). Als een geschikte buitenlandse referentierivier op dezelfde manier geanalyseerd wordt als in dit onderzoek is gebeurd (dat wil zeggen dat een koppeling wordt gemaakt tussen habitats en macrofaunagemeenschappen), kan een overzicht opgesteld worden van habitatsystemen, die in een natuurlijke rivier voorkomen. Natuurlijk zijn de soorten niet altijd identiek maar wel de functionele relaties in vergelijkbare habitatsystemen.

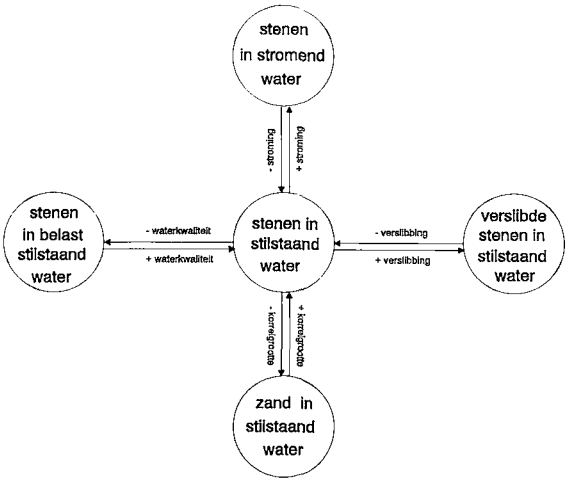
7.3 Opbouw van een netwerk

Uit dit onderzoek is gebleken dat het typeren van habitatsystemen in de grote rivieren een geschikte methode is om de waternatuur in beeld te brengen. Door verbetering van de bemonstering (zie paragraaf 7.1) kan deze methode geoptimaliseerd worden.
Habitatsystemen zijn eenheden, die in een rivier duidelijk onderscheiden kunnen worden. Veranderingen in milieu-omstandigheden (habitatvariabelen) worden snel duidelijk door verschuivingen, die optreden in de soortensamenstelling van macrofaunagemeenschappen.
Om de waternatuur in de grote rivieren te kunnen beheren is een instrument nodig. Met dit instrument moeten uitspraken gedaan kunnen worden over de toestand waarin een bepaald habitatsysteem zich bevindt en in welke richtingen dit systeem zich zou kunnen ontwikkelen indien bepaalde habitatvariabelen veranderen. Een habitatsysteem kan zich ontwikkelen van een zeer arm habitatsysteem naar een optimaal ontwikkeld habitatsysteem. Voor een beoordeling is een meetlat nodig, er moet een waardering gekoppeld worden aan de toestand waarin een habitatsysteem zich bevindt. In figuur 7.1 is weergegeven hoe een meetlat gekoppeld kan worden aan een ontwikkelingsreeks van een habitatsysteem.



Figuur 7.1 Waardering/beoordeling gekoppeld aan een ontwikkelingsreeks van een habitatsysteem

De werkelijkheid is complexer dan een enkelvoudige reeks. Toestanden kunnen zich in meerdere richtingen ontwikkelen als gevolg van veranderingen in het milieu. Een verslibt stenenhabitat in stilstaand water kan zich bijvoorbeeld ontwikkelen tot een slibhabitat in stilstaand water, een stenenhabitat in stilstaand water of een stenenhabitat in snelstromend water. Om deze ontwikkelingsmogelijkheden te omvatten is een netwerk van ontwikkelingsreeksen een goed instrument om dit eenvoudig te presenteren (figuur 7.2).



Figuur 7.2 Voorbeeld van een klein deel van een netwerk voor habitatsystemen in de grote rivieren

In een netwerk kunnen alle aanwezige habitatsystemen en de mogelijke ontwikkelingsrichtingen (streefbeelden) opgenomen worden. Habitatsystemen zijn in een netwerk met elkaar verbonden door sturende factoren; dit zijn de habitatvariabelen die het verschil tussen de macrofaunagemeenschappen van twee habitatsystemen verklaren. Uit een netwerk is eenvoudig af te lezen in welke toestand een habitatsysteem zich bevindt, welke ontwikkelingsmogelijkheden er voor het habitatsysteem zijn en welke habitatvariabelen beïnvloed moeten worden om deze ontwikkeling te sturen.
Om een nieuwe bemonstering van een habitatsysteem te beoordelen met behulp van het netwerk kan de soortensamenstelling van de macrofaunagemeenschap vergeleken worden met de (toestanden van) habitatsystemen in het netwerk. Dit kan gebeuren met verschillende geautomatiseerde rekentechnieken (Nijboer, 1996).

Een netwerk kan geïmplementeerd worden in het natuur- en waterbeleid. Ook voor de dagelijkse praktijk van het water- en natuurbeheer kan een dergelijk beoordelingsinstrument een goede basis zijn. Een netwerk biedt hulp bij het uitvoeren van verschillende taken in het waterbeleid en -beheer (Verdonschot et al., 1997), doordat het:
- eenvoudig hanteerbaar is;
- inzetbaar is bij:
  - toestandsbeschrijving
  - beoordeling
  - normstelling (ecologische doelstelling) en toetsing
  - signalering en evaluatie
  - planvorming: verkenning en voorspelling
  - beheersadvisering, uitvoering
- op verschillende schaalniveaus van beheer en beleid onderling vertaalbaar is.

Om tot een bruikbaar netwerk voor de waternatuur in de grote rivieren te komen, moeten de volgende stappen worden uitgevoerd:

1) Opbouw van een consistent gegevensbestand (zie paragraaf 7.1).
2) Analyse van het gegevensbestand met multivariate analysetechnieken, zoals ook in dit onderzoek is gebeurd.
3) Definitie van habitatsystemen in termen van habitats en macrofaunagemeenschappen.
4) Plaatsing van de actuele habitatsystemen in een netwerk, met elkaar verbonden door de sturende factoren.
5) Koppeling van rekentechnieken aan het netwerk om het mogelijk te maken een nieuwe toestand toe te delen aan één van de toestanden in het netwerk.
6) Koppeling van een waardering aan de toestanden van habitatsytsemen in het netwerk. Deze waardering kan aan de hand van de criteria die worden gebruikt in het natuurbeleid, namelijk: verscheidenheid, natuurlijkheid en kenmerkendheid.
7) Bepaling van ontwikkelingsreeksen (streefbeelden en referentiebeeld) voor ieder actueel habitatsysteem (Verdonschot et al., 1993).
8) Vertaling van sturende factoren naar beheersmaatregelen om een beheersadvies op te kunnen stellen.

Een netwerk is als beoordelingssysteem niet alleen geschikt voor grote rivieren. Het kan voor ieder watertype gebruik worden. Ook de buitendijkse rivierbegeleidende wateren en de stilstaande rijkswateren zijn goed te beoordelen met behulp van een netwerk met (toestanden van) mogelijke habitatsystemen. Voor de Nederlandse beken is in het kader van Natuurverkenning '97 reeds gebruik gemaakt van een netwerk om de situatie in de negentiger jaren te vergelijken met die in de tachtiger jaren (Verdonschot et al., 1997).

7.4 Experimenteel onderzoek

Met behulp van experimenteel onderzoek kunnen specifieke vragen worden opgelost. Een goed voorbeeld is het effect van temperatuur- en zoutgehalte op de Kaspische slijkgarnaal. In experimenten in kunstmatig stromende modelsystemen kan bepaald worden hoe deze soort reageert op afname van temperatuur en zoutgehalte en hoe sterk deze afname moet zijn, voordat een effect optreedt. Voor het nemen van maatregelen is het van belang dit te weten.

REFERENTIES

Albarda, H. 1889. Cataloque raisonné et synonymique des Neuropteres observés dans les Pays-Bas et dans les Pays limitrophes. Tijdschrift voor Entomologie, 32: 211-375.

Bakker, C., R. Noordhuis & K.H. Prins, 1996. Watersysteemrapportage Rijn 1995. RIZA concept.

Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen & P.J. van der Reest, 1995. Handboek Natuurdoeltypen in Nederland. IKC Natuurbeheer nr. 11, Wageningen.

Behning, A. 1928. Das leben der Wolga. Die Binnengewässer. Band V. Stuttgart, 162 p.

Berg, M. van den, R. Doef, F. Zant & H. Coops, 1997. Kranswieren: helder water en macrofauna in de Veluwerandmeren. In : De levende natuur, 1997-1, pag. 14-19.

Bergers, P.J.M., 1991. Voedselecologie van vissen in de Nederlandse Rijntakken. Rapport 'Ecologisch Herstel Tijn' nr. 28.

Besten, P.J. den, 1993. Biotisch effectonderzoek ten behoeve van nader onderzoek Nieuwe Merwede. RIZA, nota nr. 93020.

Bisseling, C.M. (ed), L.J. Draaaijer & M. Klein, 1994. Ecosysteemvisie Delta. Report IKC-N nr. 7. National Reference Centre for Nature Management, Wageningen, The Netherlands.

Boer, D. de, 1992. Vegetaties in het oevermilieu van de Grensmaas. STL in opdracht van RIZA. Reports of the project 'Ecological Rehabilitation of the River Meuse', nr. 4-1992. RIZA en Directoraat Limburg.

Braak, C.J.F. ter, 1987. CANOCO -A FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis, principal component analysis and redundancy analysis (version 2.1). TNO Institute of Applied Computer Science, Wageningen.

Brehm., A.E. Het leven der dieren. Derde deel: kruipende dieren, visschen, insecten, lagere dieren. Bewerkt door S.P. Huizinga. P. van Belkum Az., Zutphen.

Breukel, R.M.A., 1993. De Rijn en Rijntakken. Verleden, heden en toekomst. RIZA nota nr. 93.004.

Breukel, R.M.A. & A. Bij de Vaate, 1996. Ecological effects of water quality changes in the river Rhine. RIZA report 96.015 (tweede versie).

Breukers, C.P.M., B. Storm, E.M. van Dam & M.C.M. van Oirschot, 1996. Biologische monitoring zoete rijkswateren: Watersysteemrapportage Volkerak-Zoommeer, 1987 - 1994. RIZA, nota nr. 96.003

Brink, F.W.B. van den, G. van der Velde & W. Cazemier, 1990. The faunistic composition of the freshwater section of the River Rhine in The Netherlands: present state and changes since 1990. In: Kinzelbach, R. & Friedrich, R. (eds.) Biologie des Rheins. Limnologie aktuell 1. pp 191-216. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.

Bruin, D. de, 1982. Rivierbeheer op de Nederlandse Rijntakken. Rijkswaterstaat, Dir. Bovenrivieren. 113p.

Coops, H., R. Doef, B. de Witte & M. van den Berg, 1997. Herstel van de watervegetatie in de Veluwerandmeren. In: De Levende Natuur, 1997-1, pag. 8-13.

Cummins, K.W., 1992. Invertebrates. In: Calow & Petts. The rivers handbook. Volume 1: 234-250.

CUWVO, 1988. Ecologische kwaliteitsdoelstellingen voor nederlandse oppervlaktewateren. Coordinatiecommissie Uitvoering Wet Oppervlaktewateren. 154 p.

Dessel, B. van, 1989. Ecologisch herstel van de Rijnmacrofauna. Publicaties en rapporten 1989-14 van het project "Ecologisch Herstel Rijn".

Dijk, G.M. van & E.C.L. Marteijn (eds). 1993. Ecological rahabilitation of the River Rhine, the Netherlands research summary report (1988-1992). Publicaties en rapporten nr. 50 van het project "Ecologisch Herstel Rijn".

Eys, Y.A., 1996. De chemische en ecotoxicologische toestand van de zoete Rijkswateren. Een analyse van de problematiek in aquatisch milieu. RIZA nota nr. 96.016.

Fittkau, E.J. & F. Reiss, 1983. Versuch einer Rekonstruktion der Fauna Europäischer Strömer und ihrer Auen. Arch. Hydrobiol. 97, 1: 1-6.

Frantzen, N., 1991. De kwaliteit van Maas- en Rijnwater in de periode 1983-1989. Beoordeling met behulp van macro-evertebraten. Rapport RIWA, Amsterdam.

Geijskes, D.C. & J.Van Tol, 1983. De libellen (Odonata) van Nederland. Koninklijke Natuurhistorische Vereniging, Hoogwoud.

Hellawell, J.M., 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier Publ., Barking, U.K.

Hensens, G., 1996. Ruimte voor de Maas; een studie naar de invloed van natuurlijke processen en menselijke ingrepen op de afvoerfunctie. Verslagen Milieukunde nr. 123. Vakgroep Milieukunde, Faculteit der Natuurwetenschappen, Katholieke Universiteit Nijmegen.

Hickin, N.E., 1967. Caddis Larvae; larvae of the British Trichoptera. Hutchinson & CO (Publicers) LTD, London.

Hoek, W.F. van der & P.F.M. Verdonschot, 1994. Functionele karakterisering van aquatische ecotooptypen. IBN-rapport 072. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.

Hynes, H.B.N., 1977. A key to the adults and nymphs of the British stoneflies (Plecoptera) with otes on their ecology and distribution.

Iedema, W, 1992. De smalle marges van het integraal waterbeheer van het Volkerak/ Zoommeer. In: Integraal (water)beheer in de praktijk gebracht, pag. 377-390.

Johannsen, O.A., 1977. Aquatic Diptera. Entomological Reprint Specialists, Los Angeles, USA.

Iedema, W., M. Platteeuw & A. Rijsdorp, 1996. Natuur in het natte hart. Een verkenning van de kansen voor natuurontwikkeling in het IJsselmeergebied.

Kerkhofs, M.J.J., K.H. Prins, 1995. Biologische monitoring zoete rijkswateren: Watersysteemrapportage Maas 1992. RIZA nota nr. 95.001.

Klink, A., 1985. Hydrobiologie van de Grensmaas. Huidig funktioneren, potenties en bedreigingen. Hydrologisch Adviesburo Klink BV, Wageningen. Rapporten en Mededelingen 15.

Klink, A., 1989. The lower Rhine: Palaeoecological Analysis. In: Petts, G.E. (ed.). Historical change of large alluvial rivers: Western Europe. John Wiley & Sons Ltd. p183-201.

Klink, A. & H. Moller Pillot, 1982. Onderzoek aan de makro-evertebraten in de grote Nederlandse rivieren.Hydrologisch Adviesburo Klink, Wageningen, Oekologisch Advies Bureau Moller Pillot.

Klink, A. & J. Mulder, 1992. Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren - Macrofauna in de Maas in 1992. RIZA rapport BM93.03.

Klink, A. & A. Bij de Vaate, 1996. Macrofauna en natuurontwikkeling in de Grensmaas. Natuurhistorisch Maandblad 85-6: 116-119.

Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer & Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1996. Beleidslijn 'Ruimte voor de rivier'.

Nat E., J. Simons, M.A.A. de la Haye & H. Coops. Historie en actueel verspreidingsbeeld van kranswieren in Nederland in samenhang met waterkwaliteitsfactoren. RIZA nota nr 94.148X.

Nie, H.W. de, 1996. Atlas van de Nederlandse zoetwatervissen.

Noordhuis, R. (red.), 1997. Biologische monitoring zoete rijkswateren. Watersysteemrapportage Randmeren. RIZA nota nr. 95003. Concept.

Nijboer, R.C., 1996. Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel; toetsing van een expertsysteem voor regionaal waterbeheer. Verslagen Milieukunde nr. 128. Vakgroep Milieukunde, Faculteit der Natuurwetenschappen, Katholieke Universiteit Nijmegen & DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.

Pauw, N. de & R. Vannevel, 1993. Macro-invertebraten en waterkwaliteit. Dossiers Stichting Leefmilieu 11. Stichting Leefmilieu, Antwerpen.

Peeters, E.T.H.M., 1988. Hydrobiologisch onderzoek in de Nederlandse Maas. Makrofauna in relatie tot biotopen. Landbouwuniversiteit, Vakgroep Natuurbeheer, Wageningen.

Pinkster, S. & D. Platvoet, 1986. De vlokreeften van het Nederlandse oppervlaktewater. Wetenschappelijke mededeling van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, nr. 172.

Prins, K.H., M. Klinge, W. Ligtvoet & J. de Jonge, 1995. Biologische monitoring zoete rijkswateren: Watersysteemrapportage IJsselmeer en Markermeer 1992. RIZA, nota nr. 94.060

Reinhold-Dudok Van Heel, E. & P. den Besten, 1997. Macro-evertebraten in verschillende ecotopen in het benedenrivierengebied van de Rijn. RIZA, concept rapport.

Ryder, R.A. & J. Pesendorfer, 1989. Large rivers are more than flowing lakes: a comparative review. pp 65-85. In: Dodge, D.P. (ed.). Proceedings of the International Large River Symposium. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106. Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff, 1995. De vegetatie van Nederland. Deel 2: plantengemeenschappen van wateren, moerassen, natte heiden. Leiden.

Scheffer, M., S.H. Hosper, M-L. Meijer, B. Moss & E. Jeppesen, 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. Trends in Ecology and Evolution 8: 275-279.

Schoenemund, E., 1930. Eintagsfliegen oder Ephemeroptera. Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile. 19. Teil.

Sedell, J.R. & J.L. Frogatt, 1984. Importance of streamside forests to large rivers: The isolation of the Willamette River, Oregon, U.S.A., from its floodplain by snagging and streamside forest removal. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 1828-1834.

Smit, H., 1982. De Maas. Op weg naar biologische waterbeoordeling van grote rivieren. Verslag Natuurbeheer nr. 667, Landbouwhogeschool, Wageningen.

Smit, H. 1985. Het ecosysteem van de Nederlandse grote rivieren. De Levende Natuur, 86e jaargang, nr 5:162-167.

Smit, H. & G. Van Urk, 1987. Het herstel van de ecologische waarden van de Rijn: over de zalm en ecologische doelstellingen. H2O (20), nr. 17.

Tongeren, O. van, 1986. FLEXCLUS, an interactive flexible cluster program. Acta Bot. Neerl. 35: 137-142.

Urk, G. van, 1981. Verandering in de macroinvertebratenfauna van de IJssel. H2O 14: 494-499.

Urk, G. van, 1984. Lower Rhine-Meuse. In Whitton, B.A. (ed.). Ecology of European Rivers, Blackwell, Oxford, 437-468

Uyttenboogaart, T.L., 1918. Verslag van het biologische onderzoek van de Maas en hare oevers. Natuurhist. Genootsch. in Limburg, Jrb. 1918.

Vaate, A. bij de, 1994. Long-term changes in the macroinvertebrate fauna of the River IJssel, The Netherlands. Verh. Internat. Verein. Limnol. 25: 1563-1567.

Vaate, A. bij de & M. Greijdanus-Klaas, 1991. Monitoring macroinvertebrates in the river Rhine. Results of a study executed in the Dutch part in 1988. Publicaties en rapporten van het project 'Ecologisch Herstel Rijn en Maas'. Rapport no. 27-1991. RIZA.

Vaate, A. bij de, A. Klink & F. Oosterbroek, 1992. The mayfly, Ephoron virgo (Olivier), back in the Dutch parts of the rivers Rhine and Meuse. Hydrobiol. Bull. 25 (3): 237-240.

Vaate, A. bij de & M. Greijdanus-Klaas, 1993. Monitoring macroinvertebrates in the river Rhine. Publicaties en rapporten van het project 'Ecologisch Herstel Rijn en Maas'. RIZA Rapport no. 52-1993.

Vanhemelrijk, J.A.M. & A.L.M. Van Broekhoven, 1990. Ecologische ontwikkelingsrichting grote rivieren; aanzet tot kwantitatieve uitwerking van ecologische doelstellingen voor de grote rivieren in Nederland. Publicatie Nr. 1990-26 van het project "Ecologisch Herstel Rijn".

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

Verdonschot, P.F.M., 1990a. Ecological characterization of surface waters in the province of Overijssel (The Netherlands). Proefschrift.

Verdonschot, P.F.M., 1990b. Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel. Het netwerk van cenotypen als instrument voor ecologisch beheer, inrichting en beoordeling van oppervlaktewateren.

Verdonschot, P.F.M. & R. Torenbeek, 1988. Lettercodering van de Nederlandse aquatische macrofauna voor mathematische verwerking. RIN-rapport 88/30. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.

Verdonschot, P.F.M, J.A. Schot & M.R. Scheffers, 1993. Potentiële ecologische ontwikkelingen in het aquatisch deel van het Dinkelsysteem; onderdeel van het NBP-project 'Ecologisch onderzoek Dinkelsysteem. IBN-rapport 004. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.

Verdonschot, P.F.M., E.H.T.M. Peeters, J.A. Schot, G. Arts, J. van der Straaten & M. van den Hoorn, 1997. Waternatuur in de regionale blauwruimte; gemeenschappen in regionale oppervlaktewateren. Achtergronddocument Natuurverkenningen '97, concept. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.

BIJLAGEN

BIJLAGE 1: Habitatvariabelen

In deze bijlage zijn voor ieder gegevensbestand de gebruikte habitatvariabelen en codes weergegeven.

Maas 1981 (Smit, 1982)

variabele		code
seizoen:	bemonstering in maart/april	maartapr
	bemonstering in september/oktober	septokt
bemonsteringsmethode	borstelmonster	momebors
	kickmonster	momekick
	schepmonster	momesche
diepte	in cm*	dieptecm
stenen	bovenkant	stboven
	onderkant	stonder
mos op stenen	afwezig	stmoafw
	aanwezig	stmoaanw
	veel aanwezig	stmoveel
slib op stenen	afwezig	stslafw
	aanwezig	stslaanw
	veel aanwezig	stslveel
spons op stenen	afwezig	stspafw
	aanwezig	stspaanw
	veel aanwezig	stspveel
ruwheid stenen	glad	struwhg
	beetje ruw	struwhbr
	ruw	struwhr
	zeer ruw	struwhzr
bodemsubstraat	grind	bogr
	grind en zand	bogrza
	grind, zand en slib	bogrzasl
	zand en slib	bozasl
oeverplanten		booepla
stroomsnelheid	in cm/s**	stroomsn

* Bij onbekende monsterdiepte is uitgegaan van de gemiddelde diepte van de monsters genomen op dezelfde locatie. Voor de monsterpunten E1 en E2 is het gemiddelde van alle monsters gebruikt, omdat op deze locatie geen diepte gemeten is.

** De stroomsnelheid is voor iedere locatie bekend. Alle monsters binnen een locatie hebben hiervoor dezelfde waarde.

Grensmaas 1984 (Klink, 1985)

variabele	code
stenen	stenen
zand	zand
slib/zand	slib/zand
snelstromend	snelstro
droogvallend	droogval

Maas 1986 (Peeters, 1988)

variable		code
seizoen:	-bemonstering in mei 1986	mei1986
	-bemonstering in september 1986	sept1986
diepte*:	-ondiep (o-2m)	ondiep
	-matig diep (2-4m)	middiep
	-diep (>4m)	diep
stroomsnelheid**:	-langzaam stromend (0-0.26)	strooml
	-matig stromend (0.27-0.52)	stroomm
	-snel stromend (>0.53)	strooms
bodemsubstraat***:	-bodemsubstraat fijn (slib-zand)	bosubstf
	-bodemsubstraat middel (voornamelijk grind en grof zand)	bosubstm
	-bodemsubstraat grof (rolkeien-basaltblokken)	bosubstg
ruwheid stenen:	-stenen ruwheid glad	struwhg
	-stenen ruwheid glad tot ruw	struwhgr
	-stenen ruwheid ruw tot zeer ruw	struwhr
mos op stenen:	-stenen mos afwezig	stmosaf
	-stenen mos aanwezig	stmosaan
	-stenen mos veel aanwezig	stmosve
zand/slib op stenen:	-stenen zand/slib enigszins aanwezig	stzaslea
	-stenen zand/slib ruim aanwezig	stzaslra
spons op stenen:	-stenen spons afwezig	stspaf
	-stenen spons aanwezig	stspaan
vegetatietype:	-planten drijvend	pldrijf
	-planten met ondergedoken smalle delen	plonsmde
	-planten met ondergedoken bladeren	plonblad
	-planten met bladeren boven water	plblbow
	-planten met slechts een klein deel van de stengel onder water	plkdstow
	-oeverplanten	ploever
	-schepmonster door de vegetatie	plschep
riviertraject:	-Grensmaas	traject1
	-gestuwde Maas van Linne tot Maas-Waalkanaal	traject2
	-gestuwde maas van Maas-Waalkanaal tot Lith	traject3
	-getijde Maas	traject4

* Voor het habitat diepe bodem is in het onderzoek van Peeters de diepte weergegeven, deze is in klassen meegenomen. Het habitat ondiepe bodem is bemonsterd met de kickmethode, deze methode is mogelijk tot een diepte van 1.50 meter. Alle ondiepe bodemmonsters vallen dus in klasse 1, ondiep. Stenenmonsters in de oeverzone krijgen tevens klasse 1.

** Voor de stroomsnelheid is gebruik gemaakt van de in het rapport vermelde gemiddelde stroomsnelheid. Alleen in het habitat diepe bodem is de stroomsnelheid gemeten, in de andere habitats zijn klassen weergegeven. De getallen gemeten in het diepe bodemhabitat zijn tevens in deze klassen omgezet. Bij de vegetatiemonster is helemaal geen stroming weergegeven. Hiervoor is klasse 2, matig stromend ingevuld.

*** Voor de mate van grofheid van het bodemsubstraat geldt hetzelfde als voor stroming. In het habitat diepe bodem zijn de sedimentwaarden in de klassen gegeven bij ondiepe bodem omgezet. (fijn=111-344, middel=444-667, grof=677-777).

Rijn 1988 en 1990, Maas 1992 (MWTL)

variabele		code
riviertraject:	-Rijn	rijn
	-IJssel	ijssel
	-Nederrijn	nedrijn
	-Waal	waal
	-Lek	lek
	-Oude Maas	oudemaas
	-Nieuwe Merwede	nmerw
	-Grensmaas	maastra1
	-gestuwde Maas van Linne tot Maas-Waalkanaal	maastra2
	-gestuwde maas van Maas-Waalkanaal tot Lith	maastra3
	-getijde Maas	maastra4
bemonsteringsjaar:	-1988	1988
	-1990	1990
habitat:	-bodem	bodem
	-stenen	stenen
diepte:	-ondiep 0-2m	ondiep
	-middiep 2-4m	middiep
	-diep >4m	diep

Rijn 1995 (MWTL)

variabele		code
seizoen:	-augustus	aug
	-september	sept
	-oktober	okt
diepte:	-in meter	dieptem
substraat:	-klei	klei
	-grind	grind
	-stenen	stenen
	-zand	zand
	-oeverplanten	oeverpl
	-waterplanten	waterpl
riviertraject:	-Rijn	rijn
	-IJssel	ijssel
	-Nederrijn	nedrijn
	-Waal	waal
	-Lek	lek
	-Nieuwe Merwede	nmerwede
	-Oude Maas	oudemaas
	-Nieuwe Waterweg	nwatweg

BIJLAGE 2: Ordinatiemethodiek en -resultaten

In CANOCO kan gekozen worden tussen directe en indirecte analyse. Omdat in dit onderzoek de relaties tussen habitatvariabelen en monsters van belang zijn, is een directe analyse uitgevoerd, waarbij de relatie tussen monsters, soorten én habitatvariabelen direct wordt vastgesteld.
Binnen de directe analysetechnieken moet gekozen worden voor een lineaire of unimodale techniek. Hiervoor is het nodig te weten of de gradiënt in de spreiding van monsters groot is. Om deze gradiënt te bepalen wordt eerst een 'klassieke' DCA (Detrended Correspon dentie Analyse) uitgevoerd. Zijn de verschillen in soortensamenstelling groot, dan is de gradiënt groot. Wanneer de gradiënt kleiner is dan 3 moet het gegevensbestand geanaly seerd worden met een lineaire techniek (RDA=ReDundantie Analyse). Is de gradiëntlengte van de eerste as groter dan 3 dan is een unimodale techniek (DCCA=Detrended Canonische Correspondentie Analyse) het meest geschikt. Voor alle gegevensbestanden geldt dat de gradiënt, bepaald met een DCA groot was (zie tabel). Iedere dataset is daarom met een DCCA bewerkt. Bij alle analyses is de optie 'downweighting of rare species' toegepast om de invloed van weinig voorkomende soorten te verminderen.

DCA resultaten

gegevensbestand	gradientlengte eerste as	gradientlengte tweede as
Maas 1981 (Smit,1982)	3.271	2.600
Grensmaas 1984 (Klink, 1985)	3.877	2.414
Maas 1986 (Peeters, 1988)	3.355	2.909
Rijn 1988 en 1990, Maas 1992 (MWTL)	4.943	4.426
Rijn 1995 (MWTL)	4.554	3.347

DCCA resultaten

Voor een goede analyse zijn sommige van de gegevensbestanden na de eerste DCCA run opnieuw geanalyseerd met weglating van bepaalde monsters of habitatvariabelen. De aanpassingen, die zijn gedaan en de resultaten van de DCCA's volgen hieronder per gegevensbestand.

Maas 1981 (Smit, 1982)

Na de eerste run bleken de factoren seizoen en bemonsteringsmethode geen invloed te hebben op de positie van de monsters in het ordinatiediagram. Deze zijn in de volgende run niet meer meegenomen. Het verschil tussen de klassen van mos/spons/slib op stenen waren niet duidelijk. In de tweede run is voor elk van deze factoren alleen nog de aanwezigheid meegenomen. De ruwheid van de stenen is omgezet in glad of ruw (dus nog twee klassen).

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues :	.515	.294	.223	.145	3.360
Species-environment correlations :	.951	.923	.973	.911	
Cumulative percentage variance					
of species data :	15.3	24.1	30.7	35.0	
of species-environment relation:	24.3	38.2	48.7	55.5	
Sum of all unconstrained eigenvalues					3.360
Sum of all canonical eigenvalues					2.120

	NAME	AX1	AX2	AX3	AX4
2	bogrza	-71	597	-103	1
3	bogrzasl	-40	255	12	155
4	booevpla	134	52	128	545
5	bozasl	-101	151	851	-12
6	diepte	-298	126	335	240
4	stboven	204	11	221	-369
5	stmoaanw	346	-237	-7	-501
7	stonder	-142	-421	126	40
8	stroomsn	-227	413	-265	-47
9	struwhg	-245	-351	-197	-340
0	struwhr	268	-22	141	-248
1	stslaanw	-14	-277	114	-278
3	stspaanw	164	-284	44	52
5	traject1	-694	429	-144	-39
6	traject2	-188	-241	243	16
7	traject3	817	-302	10	31

Maas 1986 (Peeters, 1988)

In de eerste run zijn alle habitatvariabelen en monsters meegenomen. Uit het ordinatiediagram bleek dat de oeverplantenmonsters sterk afweken van de overige monsters. Deze monstergroep is daarom in de tweede run weggelaten om de andere groepen beter 'uit elkaar te trekken'. Het onderscheid tussen de invloed van de verschillende vegetatietypen bleek niet duidelijk te zijn.
Deze pijlen wezen allemaal dezelfde kant op. In de tweede run is dan ook gekozen voor één overkoepelende habitatvariabele 'waterplanten'. Hierbij vervallen alle aparte vegetatietypen (behalve oeverplanten). Dit geldt tevens voor de stenen. Alle onderverdelingen van stenen zijn vervangen door één habitatvariabele, namelijk stenen. Het effect van spons, mos of zand/slib op de stenen is niet terug te zien in de resultaten. Het seizoen blijkt geen variabele te zijn die het verschil in levensgemeenschappen in belangrijke mate bepaalt. Deze variabele is in de tweede run niet meer meegenomen.

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues :	.314	.083	.031	.020	2.141
Species-environment correlations :	.903	.841	.711	.534	
Cumulative percentage variance					
of species data :	14.7	18.6	20.0	21.0	
of species-environment relation:	47.0	59.4	64.1	67.1	
Sum of all unconstrained eigenvalues					2.141
Sum of all canonical eigenvalues					.669

N	NAME	AX1	AX2	AX3	AX4
3	bosubstf	725	-38	130	26
4	bosubstg	-444	334	-217	-203
5	bosubstm	151	-108	119	91
6	diep	696	54	-60	48
9	middiep	103	55	205	55
0	oeverpl	-46	-14	-35	155
1	ondiep	-719	-72	-14	-67
3	stenen	-492	324	-74	-108
5	stroomm	215	-21	32	-95
6	strooms	21	515	-9	265
7	traject1	-66	658	-1	3
8	traject2	-68	-95	418	72
9	traject3	-102	-318	-47	-135
0	traject4	243	-92	-446	54
1	waterpl	-402	-293	12	130

Grensmaas 1984 (Klink, 1985)

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues :	.607	.312	.352	.162	2.718
Species-environment correlations :	.972	.927	.000	.000	
Cumulative percentage variance					
of species data :	22.3	33.8	46.8	52.7	
of species-environment relation:	39.1	59.2	.0	.0	
Sum of all unconstrained eigenvalues					2.718
Sum of all canonical eigenvalues					1.553

N	NAME	AX1	AX2	AX3	AX4
1	droogval	-113	569	0	0
3	slibzand	282	2	0	0
4	snelstro	-577	638	0	0
5	stene	-718	-495	0	0
6	zand	601	493	0	0

Rijn 1988 en 1990, Maas 1992 (MWTL)

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues :	.504	.348	.128	.063	4.496
Species-environment correlations :	.964	.922	.853	.672	
Cumulative percentage variance					
of species data :	11.2	19.0	21.8	23.2	
of species-environment relation:	30.7	51.9	59.7	63.5	
Sum of all unconstrained eigenvalues					4.496
Sum of all canonical eigenvalues					1.643

N	NAME	AX1	AX2	AX3	AX4
1	diepte1	587	-200	132	-45
2	diepte2	-361	-348	-61	-33
3	diepte3	-347	504	-95	76
4	habodem	-530	724	-6	50
5	hasteen	530	-724	6	-50
6	ijssel	234	148	60	-184
7	j1988	407	84	442	-22
8	j1990	512	406	-355	15
9	j1992	-815	-469	28	1
1	lek	232	62	201	382
2	linkoev	-27	-206	92	-40
3	maas	-815	-469	28	1
4	nedrijn	196	165	520	-12
5	nmerw	157	207	-256	-399
6	oudemaas	153	177	-185	151
7	rechtoev	59	-323	-100	-10
8	rijn	223	11	-234	270
9	waal	280	56	-222	-55

Rijn 1995 (MWTL)

Bij dit bestand is een tweede run uitgevoerd. Hierbij is de milieuvariabele seizoen weggelaten, omdat deze niet bepalend bleek voor de positie van de monsters in het ordinatiediagram. De groep monsters, genomen in de Nieuwe Waterweg week sterk af van de andere monsters. Deze groep monsters is bij de tweede run weggelaten om een beter beeld te krijgen van de verdeling van de andere monsters over de ruimte.

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues :	.355	.160	.113	.058	3.478
Species-environment correlations :	.941	.792	.799	.744	
Cumulative percentage variance					
of species data :	10.2	14.8	18.0	19.7	
of species-environment relation:	32.0	46.3	56.5	61.7	
Sum of all unconstrained eigenvalues					3.478
Sum of all canonical eigenvalues					1.112

N	NAME	AX1	AX2	AX3	AX4
2	diepte	17	517	-207	19
3	grind	-39	367	54	-34
4	ijssel	351	100	592	-86
5	klei	-420	-54	-113	24
7	lek	83	98	-199	-334
8	nedrijn	-75	156	68	568
9	nmerwede	-287	-221	98	-381
1	oeverpl	-174	-414	279	55
3	oudemaas	-154	-397	-379	138
4	rijn	144	201	-38	68
6	stenen	877	-6	-181	-6
7	waal	154	335	-178	-16
8	waterpl	80	-81	231	108
9	zand	-466	256	-11	-58

BIJLAGE 3: Clusteringsmethodiek

Het aantal groepen dat geformeerd wordt, is afhankelijk van de te kiezen grenswaarde. Hoe groter deze waarde hoe meer clusters (met minder monsters per cluster) ontstaan. Door bij een lage grenswaarde te beginnen en deze waarde steeds te verhogen, wordt inzicht verkregen in de mate van verwantschap tussen de monsters. Met behulp van de door het programma gegeven waarden voor homogeniteit (mate van overeenkomst tussen monsters binnen de clusters) en isolatie (de mate van verschil tussen de clusters), de door FLEXCLUS gegenereerde soortentabel (hierin zijn de verschillen tussen monsters en clusters wat betreft soortensamenstelling af te lezen) en het ordinatiediagram, is de meest optimale clustering gekozen.

Gegevensbestand	gekozen grenswaarde
Maas 1981 (Smit,1982)	0.05
Grensmaas 1984 (Klink, 1985)	0.1
Maas 1986 (Peeters, 1988)	0.225
Rijn 1988 en 1990, Maas 1992 (MWTL)	0.075
Rijn 1995 (MWTL)	0.5

BIJLAGE 4: Soortenlijst Rijn

In deze bijlage zijn alle soorten, die in de gebruikte gegevensbestanden van de Rijn voorkomen weergegeven. De getallen zijn de typerende gewichten. Indien een soort als typerend gewicht nul heeft wil dit zeggen dat de soort niet in het betreffende cluster voorkomt.

De codes duiden de volgende clusters aan:
r1= Rijn stenen ondiep 1995
r2= Rijn ondiepe bodem 1995
r3= Rijn diepe bodem 1995
r4= Rijn ondiepe bodem zoet-brak 1995
r5= Rijn stenen/bodem brak-marien 1995
r6= Rijn diepe bodem 1990
r7= Rijn stenen ondiep 1990
r8= Rijn stenen ondiep 1988
r9= Rijn grind ondiep 1988
r10= Rijn diepe bodem 1988

Taxon	r1	r2	r3	r4	r5	r6	r7	r8	r9	r10
Dikerogammarus sp.	12	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Dicrotendipes gr. nervosus	9	3	0	1	1	1	3	1	1	1
Dreissena polymorpha	6	1	1	1	1	1	3	1	1	1
Dugesia lugubris	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0
Dugesia polychroa	1	0	0	0	0	1	8	1	0	0
Dugesia tigrina	0	0	0	0	0	1	2	1	4	0
Echinogammarus ischnus	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Ecnomus tenellus	3	1	0	1	0	1	3	1	0	1
Einfeldia carbonaria	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Eiseniella tetraedra	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Endochironomus albipennis	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0
Ephoron virgo	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Erpobdella octoculata	2	1	1	1	0	5	1	1	0	1
Erpobdella testacea	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0
Erioptera sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Eukiefferiella discoloripes	0	0	0	0	0	0	0	1	10	0
Ferrissia wautieri	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Ficopomatus enigmaticus	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Acentria ephemerella	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Acroloxus lacustris	1	1	0	0	0	0	5	1	0	0
Agraylea multipunctata	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Ancylus fluviatilis	2	1	1	0	0	1	1	1	12	0
Anodonta anatina	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arachnida	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aranea	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Asellus aquaticus	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0
Aulodrilus pluriseta	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Balanus improvisus	1	0	0	0	12	0	1	0	0	0
Bithynia leachi	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
Bithynia tentaculata	6	1	0	0	0	1	1	1	1	1
Branchiura sowerbyi	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenis horaria	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Caenis luctuosa	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Caenis macrura	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Carcinus maenas	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Cardiocladius sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Ceratopogonidae	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Chironomus acutiventris	1	11	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomus balatonicus	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomus bernensis	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomus gr. fluviatilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12
Chironomus gr. reductus	0	0	0	0	0	1	1	0	1	12
Chironomus gr. thummi	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Chironomus nudiventris	1	11	1	0	0	0	0	0	0	0
Chironomus plumosus	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Cladotanytarsus atridorsum	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cladotanytarsus gr. mancus	1	12	0	0	0	0	1	0	0	0
Cladotanytarsus mancus	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0
Cladopelma virescens	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Corbicula fluminalis	2	8	3	1	0	1	1	1	0	0
Corbicula fluminea	5	8	5	8	0	11	0	1	0	0
Coenagrionidae	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Conchapelopia sp.	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Coronyneura scutellata agg.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Corbicula sp.	2	1	1	12	0	0	0	0	0	0

Taxon	r1	r2	r3	r4	r5	r6	r7	r8	r9	r10
Corophium curvispinum	6	1	1	1	1	1	3	1	0	0
Corophium lacustre	1	1	0	0	5	0	0	0	0	0
Corophium multisetosum	0	1	0	2	12	1	1	0	0	0
Cryptochironomus sp.	1	12	1	2	0	1	1	1	0	3
Cryptochironomus rostratus	1	10	0	1	0	0	0	0	0	0
Cryptochironomus supplicans	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cricotopus bicinctus	6	3	1	1	0	0	1	1	3	0
Cricotopus gr. sylvestris	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0
Cricotopus intersectus	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0
Cricotopus sylvestris	1	11	1	0	0	0	0	0	0	0
Cricotopus triannulatus	1	0	0	0	0	0	1	1	11	0
Cricotopus vierriensis	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Crangon crangon	1	1	0	0	11	0	0	0	0	0
Cryptotendipes sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Culicoides sp.	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Cystobranchus respirans	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Demicryptochironomus vulneratus	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dendrocoelum lacteum	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Forelia variegator	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Gammarus pulex	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0
Gammarus tigrinus	1	1	1	1	0	1	3	1	1	1
Gasterosteus aculeatus	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gastropoda	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Glossiphonia complanata	1	1	0	1	0	2	1	1	1	0
Glossiphonia heteroclita	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Glyptotendipes sp.	7	7	0	0	0	1	5	1	1	2
Gyraulus albus	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Halocladius varians	1	0	0	1	3	0	0	0	0	0
Harnischia curtilamellata	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Harnischia sp.	1	11	0	0	0	0	0	0	0	0
Helobdella stagnalis	1	1	0	0	0	1	1	1	0	1
Hemiclepsis marginata	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0
Hypania invalida	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsyche bulgaromanum	10	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsyche contubernalis	1	1	1	0	0	1	1	1	12	1
Hydropsyche sp.	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Hydroptila sp.	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Hygrobates nigromaculatus	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Kiefferulus tendipediformis	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kloosia pusilla	1	1	10	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus claparedeianus	1	8	0	1	0	1	1	1	0	11
Limnodrilus hoffmeisteri	1	12	1	1	0	1	0	0	0	3
Limnodrilus udekemianus	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Limnophyes sp.	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Lithoglyphus naticoides	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Limoniidae	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Limonia sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lipiniella moderata	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnophora riparia	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Lumbriculidae	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Lype reducta	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Microchironomus deribae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Microchironomus tener	1	10	0	0	0	0	0	0	0	0
Micronecta sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Micropsectra atrofasciata	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
Microtendipes gr. chloris	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0

Taxon	r1	r2	r3	r4	r5	r6	r7	r8	r9	r10
Muscidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Naididae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Nais bretscheri	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Nais pardalis	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Nais sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Nanocladius bicolor	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0
Nanocladius sp.	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Nanocladius rectinervis	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Odonata	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oecetis lacustris	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Oecetis ochracea	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Oecetis testacea	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Oecetis sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Orthocladius sp.	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0
Oribatida	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Parachironomus frequens	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Parachironomus gr. longiforceps	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Parachironomus gr. vitiosus	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parachironomus kampen	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paranais litoralis	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Paraphaenocladius impensus	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paratanytarsus dissimilis	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Paratanytarsus sp.	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Paratendipes gr. albimanus	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Paratendipes gr. nudisquama	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Paratendipes intermedius	1	1	10	1	0	0	0	0	0	1
Paratrichocladius rufiventris	0	0	0	0	0	0	0	1	10	0
Peloscolex ferox	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Phaenopsectra sp.	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Physa acuta	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Physa fontinalis	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Pilaria sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Piscicola geometra	2	12	0	0	0	1	1	0	0	1
Pisidium amnicum	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
Pisidium casertanum	1	11	0	1	0	1	1	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0
Pisidium henslowanum	1	9	0	1	0	1	1	0	0	0
Pisidium moitessierianum	1	12	1	0	0	5	1	1	0	1
Pisidium nitidum	1	2	0	0	0	1	1	1	0	0
Pisidium subtruncatum	1	0	0	0	0	10	0	0	0	1
Pisidium supinum	1	1	0	0	0	2	1	1	1	12
Plagiostomum lemani	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Pogonocladius consobrinus	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Polypedilum bicrenatum	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Polypedilum breviantennatum	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Polypedilum sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polypedilum gr. nubeculosum	0	10	1	0	0	0	0	0	0	1
Polypedilum scalaenum	1	11	1	0	0	0	0	0	0	0
Polypedilum sordens	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamopyrgus antipodarum	1	1	1	1	1	1	1	1	0	6
Potamothrix moldaviensis	1	12	1	1	0	0	0	0	0	0
Procladius sp.	1	10	0	0	0	0	0	0	0	1
Proasellus coxalis	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Proasellus meridianus	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0
Prodiamesa olivacea	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Propappus sp.	1	1	12	0	0	0	0	0	0	0

Taxon	r1	r2	r3	r4	r5	r6	r7	r8	r9	r10
Psammoryctides barbatus	1	1	0	1	0	1	1	1	0	0
Psectrocladius gr. sordidellus	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psectrocladius gr. sordidellus	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Pseudosmittia arenaria	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Quistrodrilus multisetosus	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Radix auricularia	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Radix ovata	2	1	0	0	0	0	1	1	3	0
Radix peregra	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rheocricotopus chalybeatus	7	1	0	0	0	0	0	1	1	1
Rheocricotopus gr. fuscipes	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhyacodrilus coccineus	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhithropanopeus harrisii	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0
Rheopelopia sp.	10	1	0	0	0	0	1	1	1	1
Rheotanytarsus sp.	1	0	0	0	0	0	0	1	10	0
Robackia sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Sigara sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sigara striata	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Sphaeroma sp.	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0
Sphaerium corneum	1	1	0	0	0	5	1	1	1	2
Sphaerium rivicola	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sphaerium solidum	1	10	0	0	0	1	0	0	0	0
Stylaria lacustris	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Stictochironomus sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Tanytarsus eminulus	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Tanytarsini	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tanytarsus sp.	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Thalassosmittia thalassophila	1	1	0	12	12	0	0	0	0	0
Theromyzon tessulatum	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Tubificidae juv. mh	1	1	0	1	0	12	1	0	0	0
Tubificidae juv. zh	1	3	1	1	0	9	1	0	0	0
Tvetenia sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Tvetenia verralli	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Uncinais uncinata	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Unio pictorum	1	11	0	0	0	1	0	0	0	1
Unio tumidus	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Valvata piscinalis	1	12	0	1	0	2	1	1	0	0
Xenochironomus xenolabis	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0

BIJLAGE 5: Soortenlijst Maas (inclusief Grensmaas)

Deze bijlage bevat alle soorten, die in de gebruikte gegevensbestanden van de Maas voorkomen. De getallen zijn de typerende gewichten. Indien een soort typerend gewicht nul heeft wil dit zeggen dat de soort niet in de betreffende gemeenschap voorkomt.

De codes duiden de volgende clusters aan:
m1= Maas stenen/planten 1981
m2= Maas diepe bodem matig-grof substraat 1986
m3= Maas ondiepe bodem matig-grof substraat 1986
m4= Maas diepe bodem fijn substraat 1986
m5= Maas waterplanten 1986
m6= Maas stenen ondiep 1986
m7= Maas oeverplanten 1986
m8= Maas diepe bodem 1992
m9= Maas stenen ondiep 1992

g1= Grensmaas stenen/grind in langzaam stromend water 1981
g2= Grensmaas stenen/grind in snel stromend water 1981
g3= Grensmaas diepe bodem 1981
g4= Grensmaas bodem 1984
g5= Grensmaas stenen 1984
g6= Grensmaas stenen/grind in snelstromend water 1986
g7= Grensmaas stenen ondiep 1992

taxon	m1	m2	m3	m4	m5	m6	m7	m8	m9	g1	g2	g3	g4	g5	g6	g7
Ablabesmyia sp.	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Acantocephala	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Acroloxus lacustris	1	1	1	0	1	4	0	0	1	8	0	0	0	1	2	12
Anabolia nervosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Ancylus fluviatilis	1	2	1	0	1	2	0	1	1	0	8	0	0	3	2	0
Anodonta anatina	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Asellus sp.	3	1	1	0	1	3	0	1	3	3	1	0	1	1	1	3
Astacus astacus	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Atherix variegata	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Atyaephyra desmarestii	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Baetis fuscatus	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0
Baetis lutheri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Baetis rhodani	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Baetis vernus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Bithynia tentaculata	3	1	4	1	1	3	1	1	3	2	1	0	0	4	1	4
Boophtora erythrocephala	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brillia longifurca	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Branchiura sowerbyi	0	0	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0
Caenis horaria	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Caenis luctuosa	0	1	1	1	0	0	0	1	12	0	0	0	0	0	1	1
Calopteryx splendens	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceraclea dissimilis	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	12
Ceratopogonidae	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
conform Conchapelopia	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomus acutiventris	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomus gr. fluviatilis	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
Chironomus gr. plumosus	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Chironomus gr. reductus	0	1	1	12	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
Chironomus gr. thummi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	12	1	0	0	0
Chironomus nudiventris	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaetogaster sp.	0	0	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	11	1
Cladotanytarsus sp.	0	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cloeon chirerum	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corbicula fluminea	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Cobitis taenia	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0

taxon	m1	m2	m3	m4	m5	m6	m7	m8	m9	g1	g2	g3	g4	g5	g6	g7
Corbicula fluminalis	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	0	1	1	1	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Coenagrion sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
cf. Conchapelopia sp.	11	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Corynoneura sp.	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corophium curvispinum	0	0	0	0	0	0	0	1	10	0	0	0	0	0	0	11
Coronyneura gr. scutellata	0	0	0	0	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cryptochironomus sp.	0	2	1	9	0	1	1	2	0	1	0	1	2	0	1	0
Cladopelma gr. laccophila	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	12	0	0	0	0
Cricotopus bicinctus	10	1	1	1	3	6	1	1	1	7	2	0	1	12	1	1
Isocladius	0	1	1	1	1	9	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Cricotopus intersectus	10	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1	0	0	1	0	0
Cricotopus sylvestris	1	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	7	7	0	0
Cricotopus triannulatus	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	12	0	1	12	0	1
Cyrnus flavidus	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Cyrnus trimaculatus	12	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Demeijerea rufipes	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	12	0	1	0	0
Dendrocoelum lacteum	2	0	1	1	0	1	0	0	1	4	0	0	0	0	0	12
Dina lineata	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	10	0	0	0	0	0
Dicrotendipes gr. nervosus	0	3	1	1	1	6	1	1	11	11	10	0	8	2	1	12
Dreissena polymorpha	1	1	1	1	1	1	1	1	9	1	0	0	0	1	1	1
Dugesia polychroa	1	0	0	0	0	0	0	0	1	8	0	0	0	0	0	12
Dugesia sp.	5	1	1	1	1	9	0	0	1	1	0	0	0	1	1	3
Dugesia tigrina	2	0	0	0	0	0	0	0	1	12	1	0	0	0	0	1
Ecnomus tenellus	0	1	1	1	1	1	0	1	9	1	1	0	0	0	1	1
Eiseniella tetraedra	0	8	1	1	0	1	11	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Endochironomus albipennis	0	1	1	1	2	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Endochironomus gr. dispar	12	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Endochironomus tendens	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Enchytraeidae	0	1	5	6	1	2	12	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Erpobdella octoculata	0	6	1	1	1	3	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1
Erpobdella testacea	12	1	1	0	0	0	0	0	1	2	0	5	0	0	0	12
Eucephalobus	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Eukiefferiella sp.	12	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
Gammarus fossarum	10	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0

taxon	m1	m2	m3	m4	m5	m6	m7	m8	m9	g1	g2	g3	g4	g5	g6	g7
Gammarus pulex	1	0	0	0	1	1	0	0	0	10	2	0	0	0	0	0
Gammarus roeselii	12	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Gammarus tigrinus	0	3	1	5	1	3	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Glossiphonia complanata	1	6	1	1	1	1	1	1	1	1	1	8	1	1	1	9
Glossiphonia heteroclita	1	5	1	0	1	1	0	1	1	1	1	0	0	0	1	8
Glyptotendipes sp.	1	5	1	1	1	5	1	0	0	1	0	0	0	0	1	10
Gyraulus albus	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
Gyrinus marinus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Halesus digitatus/radiatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Haliplus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Haementeria costata	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Haemopis sanguisuga	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Harnischia sp.	0	1	1	12	0	0	0	1	1	0	0	0	11	0	0	0
Helobdella stagnalis	0	1	1	1	1	1	1	2	2	1	0	0	0	1	1	1
Hemiclepsis marginata	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Heptagenia sulphurea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Helophorus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Hippeutis complanatus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydracarina	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hyphydrus ovatus	10	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Hydropsyche contubernalis	0	9	1	1	0	1	0	0	0	1	12	0	0	3	12	1
Leptoceridae	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus claparedeianus	0	0	0	0	0	0	0	11	4	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus hoffmeisteri	0	0	0	0	0	0	0	11	1	0	0	0	0	0	0	1
Limnodrilus profundicola	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnophyes sp.	0	1	0	1	1	1	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lithoglyphus naticoides	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Limnobiidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnesia maculata	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Lithoglyphus naticoides	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lumbriculidae	0	2	8	5	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Metriocnemus sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Microchironomus tener	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Micronecta sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Micropsectra atrofasciata	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

taxon	m1	m2	m3	m4	m5	m6	m7	m8	m9	g1	g2	g3	g4	g5	g6	g7
Microtendipes gr. chloris	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Microtendipes sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0
Nais barbata	0	1	2	1	1	12	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Nais bretscheri	0	1	1	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Nais pardalis	0	1	1	2	1	9	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
Nanocladius sp.	1	12	1	1	1	2	1	0	0	1	1	0	11	12	3	0
Neureclepsis bimaculata	10	0	0	0	0	0	0	0	1	10	0	0	0	0	0	0
Notodobia ciliaris	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Ophidonais serpentina	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Orchestia cavimana	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Orthocladius sp.	0	1	1	0	1	9	0	0	0	0	0	0	1	0	5	0
Orconectus limosus	0	0	1	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Oulimnius sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Parachironomus gr. arcuatis	0	5	1	1	1	2	0	0	0	2	1	5	2	3	3	0
Parachironomus gr. longiforceps	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
Parachironomus gr. vitiosus	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parachironomus kampen	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	11	1	0
Paracladius conversus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Parakiefferiela bathophila	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Paraleptohlebia submarginata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Paranais frici	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paratanytarsus sp.	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paratrichocladius rufiventris	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
Peloscolex multisetosus	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Phaenopsectra sp.	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Physa fontinalis	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Piscicola geometra	0	1	1	1	2	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Pisidium sp.	1	5	3	9	1	1	1	9	0	1	0	0	1	0	2	1
Plectrocnemia	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycelis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Polycelis tenuis	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Polypedilum breviantennatum	0	8	1	11	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Polypedilum gr. bicrenatum	10	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Polypedilum gr. nubeculosum	0	1	1	11	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0
Polypedilum scalaenum	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	11	0	0	0

taxon	m1	m2	m3	m4	m5	m6	m7	m8	m9	g1	g2	g3	g4	g5	g6	g7
Potamopyrgus antipodarum	0	0	0	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Potamothrix hammoniensis	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1
Potthastia longimanis	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Procladius sp.	0	1	1	11	1	1	0	2	1	0	0	0	12	0	1	0
Pristina sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Proasellus coxalis	12	1	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
Proasellus meridianus	1	3	1	1	1	3	1	1	6	1	1	0	0	1	1	6
Prodiamesa olivacea	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psammoryctides barbatus	0	0	0	0	0	0	0	1	12	0	0	0	0	0	0	1
Psectrocladius gr. sordidellus	4	1	1	1	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0
Pseudosmittia sp.	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Radix auricularia	12	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Radix peregra	9	1	1	1	1	2	8	0	0	2	1	0	0	9	1	5
Rheocricotopus sp.	0	2	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
Rheopelopia sp.	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	12	12	0	12	12	0
Rheotanytarsus sp.	1	6	1	1	3	5	0	0	0	1	3	0	0	0	1	0
Sigara sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Sisyra sp.	1	-0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Sphaerium corneum	12	0	0	0	0	0	0	0	0	12	12	0	0	0	0	0
Sphaerium rivicola	0	0	0	0	0	0	0	1	12	0	0	0	0	0	0	12
Stylaria lacustris	1	3	1	1	1	3	1	0	1	1	1	0	1	0	1	3
Synorthocladius semivirens	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0
Tanytarsus sp.	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Thienemanniella flaviforceps	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theodoxus fluviatilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Theromyzon tessulatum	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tinodes waeneri	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	12	0	0	0	0
Trocheta bykowskii	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	10	0	0	0	0	0
Trichoptera	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tubificidae	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1
Uncinais uncinata	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Unio crassus batavus	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Unio pictorum	11	2	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Unio tumidus	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0

taxon	m1	m2	m3	m4	m5	m6	m7	m8	m9	g1	g2	g3	g4	g5	g6	g7
Valvata piscinalis	0	0	1	1	1	1	0	12	1	0	0	0	1	0	0	0
Vejdovskyella intermedia	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Viviparus viviparus	0	7	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Xenochironomus xenolabis	0	0	1	0	0	2	0	1	2	1	0	12	0	0	0	12

BIJLAGE 6: Typerende soorten in Rijn, Maas en Grensmaas

In deze bijlage zijn alle typerende soorten (h=hoog typerend, m=matig typerend en l=laag typerend) van Rijn-, Maas- en Grensmaasclusters opgenomen. De verklaring van de codes van de clusters en biotische karakteristieken zijn als volgt:

Clusters:

r1= Rijn stenen ondiep 1995
r2= Rijn ondiepe bodem 1995
r3= Rijn diepe bodem 1995
r4= Rijn ondiepe bodem zoet-brak 1995
r5= Rijn stenen/bodem brak-marien 1995
r6= Rijn diepe bodem 1990
r7= Rijn stenen ondiep 1990
r8= Rijn stenen ondiep 1988
r9= Rijn grind ondiep 1988
r10= Rijn diepe bodem 1988

m1= Maas stenen/planten 1981
m2= Maas diepe bodem matig-grof substraat 1986
m3= Maas ondiepe bodem matig-grof substraat 1986
m4= Maas diepe bodem fijn substraat 1986
m5= Maas waterplanten 1986
m6= Maas stenen ondiep 1986
m7= Maas oeverplanten 1986
m8= Maas diepe bodem 1992
m9= Maas stenen ondiep 1992

g1= Grensmaas stenen/grind in langzaam stromend water 1981
g2= Grensmaas stenen/grind in snel stromend water 1981
g3= Grensmaas diepe bodem 1981
g4= Grensmaas bodem 1984
g5= Grensmaas stenen 1984
g6= Grensmaas stenen/grind in snelstromend water 1986
g7= Grensmaas stenen ondiep 1992

Biotische karakteristieken:

Habitat=habitatpreferentie:

i= stenen
r= stenen in de stroming
h= planten
e= slib
p= zand met laagje slib
s= zand
u= ubiquist

Stroming=stromingspreferentie:

s= stilstaand
sp= stilstaand tot langzaam stromend
p= langzaam stromend
pr= langzaam tot snel stromend
r= snel stromend

Voed. groep=functionele voedingsgroep:

sc= schraper
cg= verzamelaar
sh= knipper
cf= filtreerder
pe= verzwelger
pi= steker

taxon	habitat	stroming	voed groep	r1	r2	r3	r4	r5	r6	r7	r8	r9	r10	m1	m2	m3	m4	m5	m6	m7	m8	m9	g1	g2	g3	g4	g5	g6	g7
Acroloxus lacustris	ih	sp	sc							l													m						m
Ancylus fluviatilis	ir	r	sc									h												m			l	l	
Baetis fuscatus	r	r	cgsc					h																h					
Balanus improvisus	i	p	cfcg											h															
Brillia longifurca	r	r	shcg																										
Bithynia tentaculata	i	sp	cf	l															l			l							l
Caenis luctuosa	p	p	cgsc																			h							h
Ceraclea dissimilis	ih	p	cgsh																										
Chaetogaster sp	sep	sp	cgpe		h																							h	
Chironomus acutiventris	e	sp	cfsc																										
Chironomus gr fluviatilis	e	sp	cg						m				h				h												
Chironomus gr reductus	p	sp	cg										h																
Chironomus gr Thummi	ipe	p	cg																						h				
Chironomus nudiventris	e	sp	cg		h																h								
Cladopelma gr laccophilus	p	p	cg																						h				
Cladotanytarsus gr mancus	e	s	cg		h																								
Conchapelopia sp	p	r	pepi											h															
Corbicula fluminalis	is	p	cfsc		h	m																							
Corbicula fluminea	is	p	cfsc	l	h	m																							
Corophium curvispinum	i	p	sh	l			h							h								h							h
Corophium lacustre	i	p	sh					h																					
Corophium multisetosum	i	p	sh				m	h																					
Corynoneura sp	i	s	cg											h				l											
Crangon crangon	s	s	cgsh					h																					
Cricotopus bicinctus	ih	pr	cgsh	l										m									l				m		
Cricotopus gr iso			cgsh															l	l										
Cricotopus gr sylvestris	h	s	cgsh		h																					m	m		
Cricotopus intersectus	h	s	cgsh											h								h	h						
Cricotopus triannulatus	r	r	cgsh									h												h			h		
Cryptochironomus sp	sp	sr	pe		h								m				m												
Cyrnus trimaculatus	ir	rs	cfpe											h															
Demeijera rufipes	i	s	pe																						h				
Dendrocoelum lacteum	ih	p	pe																										h
Dicrotendipes gr nervosus	ihe	s	cfcg	l	l																	l	l	l			l		l
Dikerogammarus sp	pi		cgsh	h																									
Dina lineata	h	ps	pe																					h					
Dreissena polymorpha	i	sr	cf	l																		m							
Dugesia lugubris	i	sp	pe							l																			
Dugesia polychroa	i	sp	pe							m																			
Dugesia sp	i	sp	pe																l				h		l				h
Dugesia tigrina	i	sp	pe									l																	
Ecnomus tenellus	i	p	cfpe																			m							
Eiseniella tetraedra	p	p	cg												m	l	l			h									
Enchytraeidae	spe	s	cg			h														h									

taxon	habitat	stroming	voed. groep	r1	r2	r3	r4	r5	r6	r7	r8	r9	r10	m1	m2	m3	m4	m5	m6	m7	m8	m9	g1	g2	g3	g4	g5	g6	g7
Endochironomus gr dispar	ip	p	shcfcg											h															
Erpobdella octoculata	i	sr	pe						l						l														
Erpobdella testacea	i	sr	pe											h									m		h				h
Eukiefferiella discoloripes	r	r	cgsc									h																	
Eukiefferiella sp	r	r	cgsc											h															
Gammarus fossarum	h	r	cgsh											h															
Gammarus pulex	ip	sr	cgsh																				h	m					
Gammarus roeselii	h	r	cgsh											h															
Gammarus tigrinus	ih	sp	cgsh														l												
Glossiphonia complanata	i	p	pi												l										m				m
Glossiphonia heteroclita	ih	s	pi												l														m
Glyptotendipes sp	e	s	shcfcg	m	m								l		l														
Gyraulus albus	ih	sp	sc																										h
Haemopis sanguisuga	ih	s	pe																										
Harnischia sp	pe	rs	cgsc		h					l							h									h			
Hydropsyche bulgaromanum	i	p	cf	h																									
Hydropsyche contubernalis	i	r	cf									h			m									h			m	h	
Hyphyudrus ovatus	h	s	pi																										
Kloosia pusilla	s	p				h																							
Limnodrilus claparedeianus	e	s	cg		m								h								h	l							
Limnodrilus hoffmeisteri	e	s	cg		h								h								h								
Lumbriculidae	e	p	cg													m	l												
Lymnophyes sp	ip	p																		h									
Microchironomus tener	e	s	cg		h																								
Microtendipes sp	p	s	cfcg																						h				
Nanocladius sp	p	p	cg												m											h	h		
Neureclepsis bimaculata	ri	r	cfsh											h									h						
Notidobia ciliaris	s	r	sh											h															
Orthocladius sp	r	r	cg																m									m	
Parachironomus gr arcuatus	is	s	cgpe												l										l		l		
Parachironomus Kampen	i	s	cgpe																								h		
Paratendipes intermedius	pe	ps	cg			h																							
Parachironomus gr longiforceps	i	rs	cgpe																									l	
Paratrichocladius rufiventris	r	r	cg									h																	
Piscicola geometra	i	p	pi		h																								
Pisidium casertanum	e	rs	cfsc		h																								
Pisidium henslowanum	e	rs	cfsc		h				m																				
Pisidium moitessierianum	e	r	cfsc		m				l																				
Pisidium sp	e	rs	cfsc												l		m				m								
Pisidium subtruncatum	e	rs	cfsc						h																				
Pisidium supinum	e	r	cfsc										h																

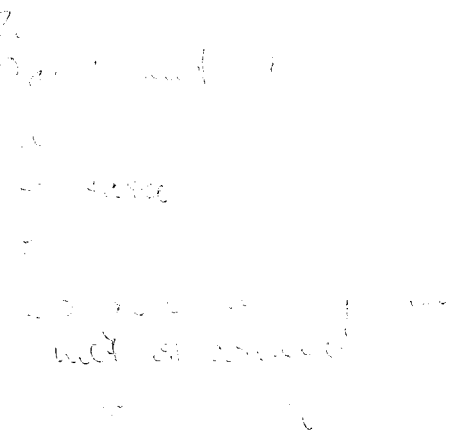
taxon	habitat	stroming	voed. groep	r1	r2	r3	r4	r5	r6	r7	r8	r9	r10	m1	m2	m3	m4	m5	m6	m7	m8	m9	g1	g2	g3	g4	g5	g6	g7
Polypedilum breviantennatum	u	sr	cgsh												m		h												
Polypedilum gr nubeculosum	e	sr	cgsh		h												h												
Polypedilum scalaenum	s	sr	cgsh		h								l																
Potamopyrgus antipodarum	i	rs	sc																										
Potamotrix moldaviensis	s	r	cg		h																								
Proasellus meridianus	i	p	sh																			l							l
Procladius sp	e	sp	cgpe		h												h				l					h			
Psectrocladius gr sordidellus	u	s	cgsh											h															
Radix auricularia	ih	s	sc											h															
Radix ovata	ih	s	sc									l																	
Radix peregra	ih	p	sc											m						m							m		l
Rheocricotopus chalybaetis	ih	r	cgshp e	m																									
Rheopelopia sp	ih	p		l																				m	h		m	m	
Rheotanytarsus sp	r	r	cf									h			l				l										
Rhithropanopeus harrisii								h																					
Sphaerium corneum	pe	s	cfsc						l					h									h	h					
Sphaerium solidum	ps	s	cfsc		h																								
Sphaeroma sp								h																					
Sphaerium rivicola	p	s	cfsc																			h							h
Synorthocladius semivirens	ih	p	cgsc																									h	
Thalassosmittia thalassophila		s					h	h																					
Tinodes waeneri	i	r	cgsc											h															
Tipulidae	i	p	cgsh																	m					h				
Trocheta bykowskii	ih	p	pe																				h	h					
Tubificidae juv met haren	e	p	cg						h																				
Tubificidae zonder haren	e	p	cg		l				l																				
Unio pictorum	pe	p	cf		h									h															
Valvata piscinalis	h	s	sc		h																h								
Viviparus viviparus	i	p	sc																								m		
Xenochironomus xenolabis	ri	rs	pe																			l		h					h

BIJLAGE 7: Typerende soorten in de Delta

Deze bijlage is een lijst van typerende soorten (h=hoog typerend, m=matig typerend en l=laag typerend) in de Delta en de biotische karakteristieken van deze soorten. De codes voor de clusters in de Delta en de biotische karakteristieken zijn hieronder toegelicht.

Clusters:

d1= slibbig zandoever
d2= stenen in oever
d3= slibbig zand of zandig slib in Biesbosch
d4= diepe en ondiepe slibbodem
d5= driehoeksmosselbank
d6= water/oeverplanten
d7= dood hout in oever
d8= fijn zand in oever
d9= diep slap slib
d10= diep en ondiep slibbig zand
d11= diep matig grof zand
d12= kale matig grof zand oever
d13= slib in oever
d14= matig grof zand in stroombed



Biotische karakteristieken:

Habitat=habitatpreferentie:

i= stenen
r= stenen in de stroming
h= planten
e= slib
p= zand met laagje slib
s= zand
u= ubiquist

Stroming=stromingspreferentie:

s= stilstaand
sp= stilstaand tot langzaam stromend
p= langzaam stromend
pr= langzaam tot snel stromend
r= snel stromend

Voed. groep=functionele voedingsgroep

sc= schraper
cg= verzamelaar
sh= knipper
cf= filtreerder
pe= verzwelger
pi= steker

taxon	habitat	stroming	voed. groep	d1	d2	d3	d4	d5	d6	d7	d8	d9	d10	d11	d12	d13	d14
Acroloxus lacustris	ih	sp	sc	h	h												
Agraylea multipunctata	h	s	cgpi						h	h							
Anisus vortex	ih	s	sc						h								
Anodonta anatina	pe	s	cf	h				h									
Asellus aquaticus	r	r	sh	h					h	h							
Atyaephyra desmaresti	h	ubi	cgsh						h								
Bathyomphalus contortus	ih	s	sc						h								
Bithynia leachi	ih	sp	cf						h								
Bithynia tentaculata	u	s	cf	h	h				h								
Caenis horaria	p	p	cgsc	h					h								
Ceratopogonidae	pe	ubi	pecg	h					h	h							
Chironomus muratensis	e	p	cfsccg	l			l										
Chironomus nudiventris	e	sp	cg								m				h		
Chironomus plumosus	e	s	cfsccg				h										
Cladotanytarsus sp.	ubi	ubi	cfcg	l		l									h		
Corbicula sp.	is	p	cfsc										l				
Corophium curvispinum	I	p	sh	m	h			h	h	h					m		
Cricotopus bicinctus	ih	pr	cgsh		h				h	h					h		
Cricotopus gr. sylvestris	h	sp	cgsh		h				h	h							
Cricotopus intersectus	h	s	cgsh		h				h	h							
Dero digitata	pe	sp	sc				h										
Dicrotendipes nervosus	ri	rs	cfcg	h	h				h	h					h		
Dreissena polymorpha	I	is	cf	l	h			h	l	l					m		
Dugesia sp.	ih	sp	pe	h	h				h	h							
Ecnomus tenellus	ri	rs	cfpe	h	h			h		h							
Einfeldia carbonaria	pe	sp	cg			l									l		
Eiseniella tetraeda	p	sp	cg						h								
Enchytraeidae	spe	s	cg						l								
Endochironomus albipennis	hp	ps	shcfcg	m	m				h	h					l		
Erpobdella octoculata	I	sr	pe	h					h	l							
Forelia variegator	ip	r	pe												h		
Gammarus sp.	ih	sp	cgsh	l	l			l	l	l					l		
Glossiphonia complanata	I	p	pi	h					h								

taxon	habitat	stroming	voed. groep	d1	d2	d3	d4	d5	d6	d7	d8	d9	d10	d11	d12	d13	d14
Glyptotendipes pallens	hp	s	shcfcg	h	h				h	h					h		
Glyptotendipes paripes	ubi	ubi	shcfcg	l					h						h		
Gyraulus albus	ih	sp	sc						h								
Haliplus sp.	ih	s	pish						h								
Helobdella stagnalis	ih	sp	pi	h				h	h								
Hemiclepsis marginata	ih	s	pi					h		h							
Hydraena riparia	ih	ubi	shsc						h								
Hygrobates nigromaculatus	pe	pr	pe						h						h		
Kiefferulus tendipediformis	e	s	cg						h								
Kloosia pusilla	s	p	?														h
Limnesia maculata	p	ubi	pe			l											
Limnophora riparia	e	sp	cg						h								
Lipiniella arenicola	s	rs	cg								h				h		
Lithoglyphus naticoides	I	r	sc	l		l											
Lumbriculidae	e	p	cg												h		h
Lype reducta	p	pr	sc	h													
Micronecta sp.	h	ubi	pi						h								
Neomysis integer	h	ubi	sh		h				h						h		
Oulimnius rivularis	pe	sp	cgsc						h	h							
Parachironomus gr. arcuatus	is	s	cgpe						h								
Paratrichocladius rufiventris	r	r	cg							h							
Physa acuta	I	is	sc						h								
Physa fontinalis	ih	s	sc						h								
Piona sp.	pe	s	pe				m										
Piscicola geometra	I	ubi	pi		h				h								
Pisidium sp.	e	ubi	cfsc	m													
Polycelis sp.	ih	p	pe						h	h							
Polypedilum bicrenatum	spe	ubi	cgsh			m									l		
Polypedilum gr. sordens	ubi	sp	cgsh						h	h							
Polypedilum nubeculosum	ubi	ubi	cgsh				l										
Polypedilum scalaneum	s	ubi	cgsh													h	h
Proasellus coxalis	ih	ubi	sh						h								
Proasellus meridianus	I	p	sh						h								
Procladius sp.	pe	ubi	cgpe				l										

taxon	habitat	stroming	voed. groep	d1	d2	d3	d4	d5	d6	d7	d8	d9	d10	d11	d12	d13	d14
Psectrocladius gr. sordidellus	ubi	sp	cgsh		h				h						h		
Quistodrilus multisetosus	pe	p	cg				l										
Radix ovata	ih	s	sc		h				h								
Sigara falleni	ih	s	cgpi						h								
Sphaerium corneum	pe	s	cfsc	h					h								
Stagnicola palustris	ih	s	sc						h								
Stempellina sp.	r	r	cg												h		
Stictochironomus sp.	ph	sr	cgsh								l				h		
Tabanidae	p	sp	pi						h								
Tanytarsus sp.	ih	ubi	cfcgsc			l									h		
Theromyzon tessulatum	ih	ubi	pi						h								
Unio pictorum	ps	s	pe	l													
Unio tumidus	p	rs	pe			l											
Unionicola crassipes	h	ubi	pe						h								
Valvata cristata	ih	s	sc						h								
Vejdovskiella intermedia	pe	sp	sc			l											
Xenochironomus xenolabis	ri	rs	pe		h												

BIJLAGE 8: Biotische karakteristieken en typerende soorten in de rijn

Procentuele verdeling van typerende soorten per cluster over de stromingspreferenties.

clusternaam	stromingspreferentie van typerende soorten					
	u	s	sp	p	pr	r
stenen ondiep 1988	0	0	0	0	0	0
stenen ondiep 1990	25	0	75	0	0	0
stenen ondiep 1995	10	20	10	40	10	10
bodem diep 1988	25	37.5	25	0	0	12.5
bodem diep 1990	37.5	12.5	12.5	25	0	12.5
bodem ondiep 1995	24	36	12	20	0	8
bodem diep 1995	0	20	20	60	0	0
grind ondiep 1988	0	12.5	12.5	0	0	75
stenen/bodem brak-marien 1995	0	33.3	0	66.7	0	0
bodem zoet-brak 1995	0	57	0	43	0	0

(u=ubiquist, s=stilstaand, sp=stilstaand-langzaam stromend, p=langzaam stromend, pr=langzaam-snel stromend, r=snelstromend)

Procentuele verdeling van typerende soorten per cluster over de habitatpreferenties.

clusternaam	habitatpreferentie van typerende soorten					
	e	p	s	i	r	h
stenen ondiep 1988	0	0	0	0	0	0
stenen ondiep 1990	20	20	0	60	0	0
stenen ondiep 1995	11.1	5.6	5.6	55.6	0	22.2
bodem diep 1988	55.6	22.2	11.1	11.1	0	0
bodem diep 1990	66.7	22.2	0	11.1	0	0
bodem ondiep 1995	48.5	12.1	18.2	12.1	0	9.1
bodem diep 1995	20	20	40	20	0	0
grind ondiep 1988	0	0	0	40	50	10
stenen/bodem brak-marien 1995	0	0	25	75	0	0
bodem zoet-brak 1995	0	12.5	25	62.5	0	0

(u=ubiquist, e=slib, p=zand met laagje slib, s=zand, i=stenen, r=stenen in de stroming, h=planten)

Procentuele verdeling van typerende soorten per cluster over de functionele voedingsgroepen.

clusternaam	functionele voedingsgroep van typerende soorten					
	cf	cg	sc	sh	pe	pi
stenen ondiep 1988	0	0	0	0	0	0
stenen ondiep 1990	0	20	40	0	40	0
stenen ondiep 1995	33.3	27.8	5.6	27.8	5.6	0
bodem diep 1988	18.1	45.5	18.1	9.1	9.1	0
bodem diep 1990	33.3	25.0	33.3	0	8.3	0
bodem ondiep 1995	25	35	22.5	10	5	2.5
bodem diep 1995	33.3	33.3	33.3	0	0	0
grind ondiep 1988	22.2	33.3	22.2	11.1	11.1	0
stenen/bodem brak-marien 1995	33.3	0	33.3	33.3	0	0
bodem zoet-brak 1995	16.7	33.3	0	50	0	0

(cf=filtreerder, cg=verzamelaar, sc=schraper, sh=knipper, pe=verzwelger, pi=steker)

BIJLAGE 9: Biotische karakteristieken van typerende soorten in de Maas

Procentuele verdeling van typerende soorten per cluster over de stromingspreferenties.

clusternaam	stromingspreferentie van typerende soorten					
	u	s	sp	p	pr	r
stenen/planten 1981	10.5	26.3	0	15.8	5.3	42.1
stenen ondiep 1986	0	0	40	0	0	60
stenen ondiep 1992	20	30	10	40	0	0
waterplanten 1986	0	50	0	0	0	50
oeverplanten 1986	0	20	0	80	0	0
bodem, matig-grof substraat, diep, 1986	27.2	27.2	0	27.2	0	18.2
bodem, matig-grof substraat, ondiep, 1986	0	50	0	50	0	0
bodem, fijn substraat, diep, 1986	50	10	30	10	0	0
bodem, diep 1992	16.7	50	33.3	0	0	0

(u=ubiquist, s=stilstaand, sp=stilstaand-langzaam stromend, p=langzaam stromend, pr=langzaam-snel stromend, r=snelstromend)

Procentuele verdeling van typerende soorten per cluster over de habitatpreferenties.

clusternaam	habitatpreferentie van typerende soorten						
	u	e	p	s	i	r	h
stenen/planten 1981	3.7	7.4	14.8	3.7	33.3	14.8	22.2
stenen ondiep 1986	0	0	0	0	50	33.3	16.7
stenen ondiep 1992	0	15.4	15.4	0	53.8	7.7	7.7
waterplanten 1986	0	0	0	0	66.7	0	33.3
oeverplanten 1986	0	11.1	33.3	11.1	33.3	0	11.1
bodem, matig-grof substraat, diep, 1986	7.7	15.4	15.4	7.7	38.5	7.7	7.7
bodem, matig-grof substraat, ondiep, 1986	0	50	25	25	0	0	0
bodem, fijn substraat, diep, 1986	6.7	40	26.7	13.3	6.7	0	6.7
bodem, diep 1992	0	83.3	0	0	0	0	16.7

(u=ubiquist, e=slib, p=zand met laagje slib, s=zand, i=stenen, r=stenen in de stroming, h=planten)

Procentuele verdeling van typerende soorten per cluster over de functionele voedingsgroepen.

clusternaam	functionele voedingsgroep van typerende soorten					
	cf	cg	sc	sh	pe	pi
stenen/planten 1981	15.2	30.3	15.2	27.3	9.1	3.0
stenen ondiep 1986	33.3	33.3	0	16.7	16.7	0
stenen ondiep 1992	33.3	20	13.3	13.3	13.3	6.7
waterplanten 1986	0	67.7	0	33.3	0	0
oeverplanten 1986	0	67.7	16.7	16.7	0	0
bodem, matig-grof substraat, diep, 1986	25	31.3	6.3	12.5	12.5	12.5
bodem, matig-grof substraat, ondiep, 1986	0	100	0	0	0	0
bodem, fijn substraat, diep, 1986	6.3	50	12.5	18.8	12.5	0
bodem, diep 1992	12.5	50	25	0	12.5	0

(cf=filtreerder, cg=verzamelaar, sc=schraper, sh=knipper, pe=verzwelger, pi=steker)

BIJLAGE 10: Biotische karakteristieken van typerende soorten in de Grensmaas.

Procentuele verdeling van typerende soorten per cluster over de stromingspreferenties.

clusternaam	stromingspreferentie van typerende soorten					
	u	s	sp	p	pr	r
stenen/grind ls	16.7	33.3	16.7	16.7	8.3	8.3
stenen/grind ss	18.2	18.2	9.1	18.2	0	36.4
stenen 1984	0	33.3	0	33.3	8.3	25
stenen 1986	14.3	0	14.3	28.6	0	42.9
stenen ondiep 1992	13.3	20	26.7	40	0	0
bodem diep	10	30	10	50	0	0
bodem 1984	25	25	25	25	0	0

(u=ubiquist, s=stilstaand, sp=stilstaand-langzaam stromend, p=langzaam stromend, pr=langzaam-snel stromend, r=snelstromend)

Procentuele verdeling van typerende soorten per cluster over de habitatpreferenties.

clusternaam	habitatpreferentie van typerende soorten					
	e	p	s	i	r	h
stenen/grind ls	9.5	9.5	0	42.9	4.8	33.3
stenen/grind ss	10.5	10.5	0	36.8	21.1	21.1
stenen 1984	5.3	5.3	5.3	47.4	10.5	26.3
stenen 1986	15.4	7.7	7.7	38.5	15.4	15.4
stenen ondiep 1992	4.2	4.2	0	58.3	4.2	29.2
bodem diep	7.1	21.4	7.1	57.1	0	7.1
bodem 1984	33.3	50	0	0	0	16.7

(u=ubiquist, e=slib, p=zand met laagje slib, s=zand, i=stenen, r=stenen in de stroming, h=planten)

Procentuele verdeling van typerende soorten per cluster over de functionele voedingsgroepen.

clusternaam	functionele voedingsgroep van typerende soorten					
	cf	cg	sc	sh	pe	pi
stenen/grind ls	15.8	26.3	10.5	26.3	21.1	0
stenen/grind ss	20	26.7	20	13.3	20	0
stenen 1984	11.8	41.2	17.6	17.6	11.8	0
stenen 1986	11.1	44.4	22.2	0	22.2	0
stenen ondiep 1992	15.8	10.5	21.1	15.8	21.1	15.8
bodem diep	8.3	41.7	0	8.3	33.3	8.3
bodem 1984	0	57.1	14.3	14.3	14.3	0

(cf=filtreerder, cg=verzamelaar, sc=schraper, sh=knipper, pe=verzwelger, pi=steker)

BIJLAGE 11: Biotische karakteristieken van typerende soorten in de Delta.

Procentuele verdeling van typerende soorten per cluster over de stromingspreferenties.

clusternaam	stromingspreferentie van typerende soorten (%)					
	u	s	sp	p	pr	r
stenen in oever	28	28	33	6	6	0
driehoeksmosselbank	0	50	33	17	0	0
water/oeverplanten	20	35	25	12	4	4
dood hout in oever	20	25	30	10	5	10
slibbig zandoever	28	24	20	16	4	8
fijn zand in oever	68	0	33	0	0	0
kale matig grof zand oever	38	10	24	10	10	10
Diep en Biesbosch ondiep slibbig zand	0	0	0	100	0	0
matig grof zand in stroombed	33	0	0	68	0	0
diep matig grof zand	-	-	-	-	-	-
slib in oever	100	0	0	0	0	0
diepe en ondiepe slibbodem	20	40	20	20	0	0
diep slap slib	-	-	-	-	-	-
slibbig zand of zandig slib in Biesbosch	63	0	25	0	0	13

(u=ubiquist, s=stilstaand, sp=stilstaand-langzaam stromend, p=langzaam stromend, pr=langzaam-snel stromend, r=snelstromend)

Procentuele verdeling van typerende soorten per cluster over de habitatpreferenties.

clusternaam	habitatpreferentie van typerende soorten (%)						
	u	e	p	s	i	r	h
stenen in oever	7	0	7	0	39	11	36
driehoeksmosselbank	0	8	8	0	50	8	25
water/oeverplanten	34	9	13	3	34	3	27
dood hout in oever	3	6	13	0	32	13	32
slibbig zandoever	11	18	29	4	39	11	21
fijn zand in oever	0	25	25	25	0	0	25
kale matig grof zand oever	9	15	21	6	21	6	21
Diep en Biesbosch ondiep slibbig zand	0	0	0	50	50	0	0
matig grof zand in stroombed	0	33	0	68	0	0	0
diep matig grof zand	-	-	-	-	-	-	-
slib in oever	0	0	0	100	0	0	0
diepe en ondiepe slibbodem	14	57	29	0	0	0	0
diep slap slib	-	-	-	-	-	-	-
slibbig zand of zandig slib in Biesbosch	8	23	38	8	15	0	8

(u=ubiquist, e=slib, p=zand met laagje slib, s=zand, i=stenen, r=stenen in de stroming, h=planten)

Procentuele verdeling van typerende soorten per cluster over de functionele voedingsgroepen.

clusternaam	functionele voedingsgroep van typerende soorten					
	cf	cg	sc	sh	pe	pi
stenen in oever	21	28	7	31	11	3
driehoeksmosselbank	33	11	0	22	11	22
water/oeverplanten	11	29	16	22	8	14
dood hout in oever	15	35	3	26	15	6
slibbig zandoever	29	22	17	15	12	5
fijn zand in oever	0	75	0	25	0	0
kale matig grof zand oever	20	46	3	26	6	0
Diep en Biesbosch ondiep slibbig zand	50	0	50	0	0	0
matig grof zand in stroombed	0	68	0	33	0	0
diep matig grof zand	-	-	-	-	-	-
slib in oever	0	50	0	50	0	0
diepe en ondiepe slibbodem	20	30	30	10	10	0
diep slap slib	-	-	-	-	-	-
slibbig zand of zandig slib in Biesbosch	17	33	25	8	17	0

(cf=filtreerder, cg=verzamelaar, sc=schraper, sh=knipper, pe=verzwelger, pi=steker)

BIJLAGE 12: Soorten omstreeks 1900 gevonden in de Rijn

De tabel in deze bijlage geeft alle de soorten weer die omstreeks 1900 in de Rijn zijn gevonden. Voor iedere soort zijn de biotische karakteristieken vermeld. De codes hiervoor volgen hieronder:

Tax groep=taxonomische hoofdgroep:
Chir= Chironomidae
Gast= Gastropoda
Ephe= Ephemeroptera
Biva= Bivalvia
Hete= Heteroptera
Crus= Crustacea
Tric= Trichoptera
Plec= Plecoptera
Odon= Odonata

Habitat=habitatpreferentie:
i= stenen
r= stenen in de stroming
h= planten
e= slib
p= zand met laagje slib
s= zand
u= ubiquist

Stroming=stromingspreferentie:
s= stilstaand
sp= stilstaand tot langzaam stromend
p= langzaam stromend
pr= langzaam tot snel stromend
r= snel stromend

Voed. groep=functionele voedingsgroep
sc= schraper
cg= verzamelaar
sh= knipper
cf= filtreerder
pe= verzwelger
pi= steker

Taxon	tax groep	habitat	stroming	voed.groep
Ablabesmyia sp.	Chir	h	ps	gcpepi
Acroluxus lacustris	Gast	ih	s	sc
Ametropus fragilis	Ephe	s	r	cg
Ancyclus fluviatilis	Gast	ir	r	sc
Anodonta anatina/piscinalis	Biva	pe	ps	cf
Anodonta cygnea	Biva	e	ps	cf
Aphelocheirus aestivalis	Hete	r	r	pi
Asellus aquaticus	Crus	pi	rs	sh
Astacus astacus	Crus	u	r	sh,cg,pe
Athripsodes albifrons	Tric	h	r	cgsh
Baetis lutheri	Ephe	r	r	cgsc
Baetis rhodani/vernus	Ephe	r	r	cgsc
Baetis sp	Ephe	r	r	cgsc
Beckidia zabolotzkyi	Chir	s	r	cg
Bithynia tentaculata	Gast	u	s	cf
Brachycercus harrisella	Ephe	r	r	cg
Brachyptera braueri	Plec	ir	r	sc
Brachyptera risi	Plec	ir	r	sc
Brillia longifurca	Chir	r	r	shcg
Brillia modesta	Chir	r	r	shcg
Caenis luctuosa	Ephe	p	p	cg/cgsc
Calopteryx splendens	Odon	pu	r	pe
Cardiocladius sp	Chir	r	r	pe
Ceraclea alboguttata	Tric	r	r	cgsh
Ceraclea fulva	Tric	i	s	cgsh
Ceraclea riparia	Tric	i	r	cgsh
Chernovskiia orbicus	Chir	s	rs	cg
Cheumatopsyche lepida	Tric	r	r	cf
Chironomus plumosus	Chir	e	s	cfsc/cg
Chloroperla bipunctata	Plec	i	r	pe
Chloroperla tripunctata	Plec	i	r	cgsc
Choroterpes picteti	Ephe	r	r	cgsc
Cladotanytarsus mancus	Chir	e	s	cfcg
Cladotanytarsus sp	Chir	e	s	cg
Cloeon chirerum	Ephe	i	s	cg/cgsc
Corynoneura edwardsi	Chir	i	s	cg
Cricotopus triannulatus	Chir	r	r	cgsh
Cryptocladopelma laccophilus	Chir	p	s	cg
Cyrnus trimaculatus	Tric	ri	rs	cfpe
Demeijerea rufipes	Chir	i	s	pe
Demicryptochiromomus vulneratus	Chir	s	rs	cg
Dicrotendipes nervosus	Chir	ri	rs	cfcg
Dinocras cephalotes	Plec	r	r	cgpe
Diplocladius cultriger	Chir	ih	r	cg
Dreissena polymorpha	Biva	i	is	cf
Ecdyonurus affinis	Ephe	r	r	cgsc
Ecdyonurus aurantiacusr	Ephe	r	r	cgsc
Ecdyonurus dispar	Ephe	r	r	cgsc
Ecdyonurus insignis	Ephe	r	r	cgsc
Ecnomus tenellus	Tric	ri	rs	cfpe
Endochironomus albipennis	Chir	hi	s	sh,cfcg
Ephemera lineata	Ephe	s	r	cgpe/cf
Ephemera vulgata	Ephe	s	r	cgpe/cf
Ephoron virgo	Ephe	s	r	cg

Taxon	tax groep	habitat	stroming	voed.groep
Eukiefferiella claripennis	Chir	r	r	cgsc
Eukiefferiella verralli	Chir	r	r	cgsc
Gammarus pulex	Crus	ip	sr	cgsh
Glyptotendipes gr signatus	Chir	hp	s	sh/cfcg
Glyptotendipes pallens	Chir	hp	s	sh/cfcg
Glyptotendipes spp	Chir	pe	ps	sh/cfcg
Gomphus flavipes	Odon	p	r	pe
Gomphus vulgatissimus	Odon	p	r	pe
Harnischia sp	Chir	pe	rs	cg/sc?
Heptagenia coerulans	Ephe	r	r	cgsc
Heptagenia longicauda	Ephe	r	r	cgsc
Heptagenia sulphurea	Ephe	i	p	cgsc
Hydropsyche angustipennis	Tric	i	r	cf
Hydropsyche contubernalis	Tric	i	r	cf
Hydropsyche exocellata	Tric	i	r	cf
Hydropsyche ornatula	Tric	i	r	cf
Ischnura elegans	Odon	hu	rs	pe
Isogenus nubecula	Plec	r	r	pe
Isonychia ignota	Ephe	r	r	cf,pe
Isoperla obscura	Plec	r	r	pe
Isoptena serricornis	Plec	i	r	cgpe
Kiefferulus tendipediformis	Chir	e	s	cg
Lipiniella arenicola	Chir	s	rs	cg
Lithoglyphus naticoides	Gast	i	r	sc
Stagnicola palustris	Gast	u	s	sc
Marthamea selysii	Plec	r	r	cgpe
Microchironomus tener	Chir	e	s	cg
Micropsectra atrofasciata	Chir	r	r	cg
Microtendipes chloris	Chir	p	s	cfcg
Molanna angustata	Tric	s	rs	cgsc,pe
Nanocladius sp	Chir	p	p	cg
Neureclipsis bimaculata	Tric	ri	rs	cfsh
Oecetis notata	Tric	h	s	pesh
Oecetis tripunctata	Tric	h	r	pesh
Oemopteryx loewii	Plec	r	r	sc of sh
Oligoneuriella spec	Ephe	r	r	cf
Onychogomphus forcipatus	Odon	p	r	pe
Ophiogomphus serpentinus/cecilia	Odon	e	r	pe
Orthocladius sg Euorthocladius	Chir	r	r	cg
Orthocladius spp	Chir	r	rs	cg
Palingenia longicauda	Ephe	s	r	cg?
Parachironomus arcuatus	Chir	is	s	cgpe
Parachironomus gr vitiosus	Chir	i	s	cgpe
Parachironomus longiforceps	Chir	i	rs	cgpe
Paracladopelma sp	Chir	s	r	cg
Paraleptophlebia submarginata	Ephe	r	r	cgsh
Paratanytarsus confusus	Chir	ri	rs	cg
Paratendipes intermedius	Chir	s	rs	cg
Paratendipes sp	Chir	p	ps	cg
Paratrichocladius rufiventris	Chir	r	r	cg
Perla burmeisteriana	Plec	r	r	pe
Perlodidae	Plec	r	r	pe
Phaenopsectra sp	Chir	e	s	sccg,cf
Physa acuta	Gast	i	is	sc
Physa fontinalis	Gast	ih	s	sc
Pisidium amnicum	Biva	p	rs	sfsc

Taxon	tax groep	habitat	stroming	voed.groep
Pisidium casertanum	Biva	i	s	sfsc
Pisidium henslowanum	Biva	ir	rs	sfsc
Pisidium supinum	Biva	p	r	sfsc
Polypedilum breviantennatum	Chir	u	sr	cgsh
Polypedilum gr nubeculosum	Chir	pe	sr	cgsh
Polypedilum sordens	Chir	h	sr	cgsh
Potamanthus luteus	Ephe	r	r	cg
Procladius spec	Chir	p	s	cgpe
Prodiamesa olivacea	Chir	p	r	cg
Pseudanodonta complanata	Biva	p	rs	cf
Pseudosmittia gr virgo	Chir	h	s	cg
Psychomyia pusilla	Tric	r	r	cgsc
Radix peregra	gast	h	ps	p/s sc
Raptobaetopus tenellus	Ephe	s	r	sgsh
Rheocricotopus chaolbeatus	Chir	p	r	cgshpe
Rheocricotopus fuscipes	Chir	p	r	cgshpe
Rheocricotopus spp	Chir	p	r	cgshpe
Rheotanytarsus sp	Chir	pr	r	cf
Rhithrogena diaphana	Ephe	r	r	cgsc
Robackia demeijerei	Chir	s	r	cg
Setodes punctatus	Tric	s	r	cgpe
Setodes viridis	Tric	ri	r	cgpe
Siphlonoperla burmeisteri	Plec	rp	r	pe
Siphlonoperla torrentium	Plec	rp	r	pe
Sphaerium corneum	Biva	pe	s	cfsc
Sphaerium rivicola	Biva	p	s	cfsc
Sphaerium solidum	Biva	ps	s	cfsc
Stagnicola palustris	Gast	ih	s	sc
Stictochironomus sp	Chir	ph	sr	cgsh
Synorhocladius semivirens	Chir	ih	p	cgsc
Taeniopteryx nebulosa	Plec	r	r	chcg
Tanypus punctipennis	Chir	p	rs	cgpepi
Tanytarsus sp	Chir	ih	s	cfcg;sc
Theodoxus fluviatilis	Gast	s	r	sc
Tinodes waeneri	Tric	ri	rs	cgsc
Unio crassus batavus	Biva	p	r	pe
Unio pictorum	Biva	ps	s	pe
Unio tumidus	Biva	p	rs	pe
Valvata piscinalis	Gast	uh	s	sc
Viviparus viviparus	Gast	i	s	sc
Xanthoperla apicalis	Plec	r	r	pe
Xenochironomus xenolabis	Chir	ri	rs	pe

BIJLAGE 13: Soorten omstreeks 1900 gevonden in de Maas

De tabel in deze bijlage geeft alle de soorten weer die omstreeks 1900 in de Rijn zijn gevonden. Voor iedere soort zijn de biotische karakteristieken vermeld. De codes hiervoor volgen hieronder:

Tax groep=taxonomische hoofdgroep:
Chir= Chironomidae
Gast= Gastropoda
Ephe= Ephemeroptera
Biva= Bivalvia
Hete= Heteroptera
Crus= Crustacea
Tric= Trichoptera
Plec= Plecoptera
Odon= Odonata
Olig= Oligochaeta
Cole= Coleoptera
Acar= Acarina
Mega= Megaloptera
Hemi= Hemiptera

Habitat=habitatpreferentie:
i= stenen
r= stenen in de stroming
h= planten
e= slib
p= zand met laagje slib
s= zand
u= ubiquist

Stroming=stromingspreferentie:
s= stilstaand
sp= stilstaand tot langzaam stromend
p= langzaam stromend
pr= langzaam tot snel stromend
r= snel stromend

Voed. groep=functionele voedingsgroep
sc= schraper
cg= verzamelaar
sh= knipper
cf= filtreerder
pe= verzwelger

taxon	tax groep	habitat	stroming	voed.groep
Agraylea multipunctata	tric	h	s	cgpi
Ancylus fluviatilis	gast	i	rs	sc
Anodonta anatina	biva	pe	s	cf
Anodonta cygnea	biva	e	s	cf
Aphelocheirus aestivalis	hemi	r	r	pi
Asellus aquaticus	crus	i	s	sh
Astacus astacus	crus	u	r	sh,sg,pe
Athripsodes spp.	tric	pl	p	cgsh
Baetis vernus	ephe	r	r	cgsc
Beraea/Ernodes sp.	tric	si	r	cg
Bithynia tentaculata	gast	u	s	cf
Brillia longifurca	chir	r	r	shcg
Brillia modesta	chir	r	r	shcg
Buchonomyia thienemanni	chir			pe
Caenis horaria	ephe	p	p	cg/cgsc
Cardiocladius fuscus	chir	r	r	pe
Ceraclea spp.	tric	i	sr	cgsh
Chaetogaster langi	olig	h	s	cgpe
Chimarra marginata	tric	ih	r	cf
Chironomus spp.	chir	e	ps	cfsc/cg
Cloeon chirerum	ephe	i	s	cg/cgsc
Cricotopus sp.	chir	h	ps	cgsh
Cricotopus triannulatus	chir	r	r	cgsh
Cricotopus trifascia	chir	h	ps	cgsh
Cryptochironomus sp.	chir	p	ps	pe
Cyrnus trimaculatus	tric	ri	rs	cfpe
Dicrotendipes gr. nervosus	chir	ri	rs	cfcg
Dicrotendipes notatus	chir	hp	s	cfcg
Dreissena polymorpha	biva	i	is	cf
Ecnomus tenellus	tric	ri	rs	cfpe
Elmidae sp.	cole	ih	r	cgsc
Elmis spp.	cole	r	r	cgsc
Endochironomus albipennis	chir	hp	ps	sh,cfcg
Ephemera sp.	ephe	s	r	cgpe/cf
Ephemerella sp.	ephe	r	r	cg/cgsc
Ephoron virgo	ephe	s	r	cg
Esolus sp.	cole	r	r	cgsc?
Eukiefferiella sp.	chir	r	r	cgsc
Eusimulium sp.	chir	r	r	cf
Forelia variegator	acar	ip	r	pe
Galba truncatula	gast	h	ps	sc
Gammarus pulex	crus	ri	pr	cgsh
Glyptotendipes pallens	chir	hp	s	sh/cfcg
Harnischia sp.	chir	pe	rs	eg/sc?
Helophorus arvernicus	cole	ir	r	sh
Heptagenia spp.	ephe	r	r	cgsc
Heptagenia sulphurea	ephe	i	p	cgsc
Homochaeta naidina	olig	ih	ps	sc?
Hydropsyche angustipennis	tric	ir	r	cf
Hydropsyche contubernalis	tric	ir	r	cf
Hydropsyche gr. saxonica	tric	ir	r	cf
Hydropsyche pellucidula	tric	ir	r	cf
Lepidostoma hirtum	tric	i	r	sh
Leptophlebiidae sp.	ephe	ih	ps	cg

taxon	tax groep	habitat	stroming	voed.groep
Limnius sp.	cole	r	r	cg
Macronychus quadrituberculatus	cole	sn	r	cgsc
Macropelopiinae sp.	chir	p	p	pe
Microchironomus tener	chir	e	r	cg
Micropsectra sp.	chir	r	r	cg
Microtendipes chloris agg.	chir	ph	s	cfcg
Microtendipes gr. tarsalis	chir	ph	s	cfcg
Mideopsis orbicularis	acar	h	ps	pe
Molanna angustata	tric	p	p	cgsc,pe
Mystacides nigra	tric	h	p	cgsh
Nais barbata	olig	r	pr	sc
Nais bretscheri	olig	hi	s	sc
Nais communis	olig	hi	ps	sc
Notidobia ciliaris	tric	s	r	sh
Odagmia/Wilhelmia sp.	chir	r	r	cf
Oecetis sp.	tric	h	sr	pesh
Oligoplectrum maculatum	tric	ihh	pr	cf
Orthocladius rivulorum	chir	r	r	cg
Ouliminius sp.	cole	r	r	cgsc
Parachironomus gr. arcuatus	chir	is	s	cgpe
Paracladius conversus	chir	p	ps	cg
Paracladopelma sp.	chir	s	r	cg
Paratendipes gr. albimanus	chir	p	ps	cg
Pentaneurini sp.	chir			pe
Phryganea bipunctata	tric	ih	ps	shpe
Physa fontinalis	gast	ih	s	sc
Pisidium pulchellum	biva	p	ps	cfsc
Plecoptera	plec	r	r	
Polypedilum cf. nubeculosum	chir	pe	sr	cgsh
Polypedilum cf. uncinatum	chir	s	s	cgsh
Polypedilum laetum	chir	ph	r	cgsh
Polypedilum pedestre	chir	p	p	cgsh
Potthastia gaedii	chir	r	r	cgsc
Pristina lutea	olig	h	s	sc
Procladius spp.	chir	p	s	cgpe
Prodiamesa olivacea	chir	p	r	cg
Pseudoanodonta complanata elongata	biva	p	rs	cf
Psychomia pusilla	tric	r	r	egsc
Radix auricularia	gast	h	ps	sc
Rheocricotopus chalybeatus	chir	p	r	cgshpe
Rhithrogena sp.	ephe	r	r	cgsc
Riolus spp.	cole	r	r	
Sericostoma sp.	tric	s	r	sh
Sialis lutaria	mega	e	p	pe
Sialis sp.	mega	e	p	pe
Simulium galeratum	chir	r	r	cf
Simulium sp.	chir	r	r	cf
Sphaerium corneum	biva	pe	s	cfsc
Sphaerium rivicola	biva	p	s	cfsc
Sphaerium solidum	biva	ps	s	cfsc
Stempellina sp.	chir	r	r	cg
Stictochironomus sp.	chir	ph	sr	cgsh
Stylaria lacustris	olig	ph	ps	cf
Symposiocladius lignicola	chir	r	r	sh
Tanytarsus brundini	chir	ih	s	cfcg,sc
Theodoxus fluviatilis	gast	s	r	sc

taxon	tax groep	habitat	stroming	voed.groep
Tubifex barbatus	olig	e	p	cg
Tubifex tubifex	olig	e	p	cg
Unio crassus batavus	biva	p	r	pe
Unio pictorum	biva	ps	s	pe
Unio tumidus	biva	p	rs	pe
Vejdovskyella intermedia	olig	h	p	sc
Viviparus viviparus	gast	i	s	sc

BIJLAGE 14: Project Natuurverkenning '97

Inleiding

Natuurverkenning '97 beoogt de beleidsontwikkeling voor natuur, bos en landschap te ondersteunen. Natuurverkenning '97 biedt daartoe informatie over de toestand van natuur, bos en landschap; over de mate van realisatie van de doelen van natuur-, bos- en landschapsbeleid en over kansen en bedreigingen voor natuur, bos en landschap op langere termijn.

Deze bijlage bevat een korte beschrijving van de context, de producten, de inhoud en de organisatie van Natuurverkenning '97.

Context

Natuurverkenning '97 is het eerste product van het Natuurplanbureau in oprichting.
Het Natuurplanbureau verzorgt vanaf 1998 jaarlijks een Natuurbalans en vierjaarlijks een Natuurverkenning. Natuurverkenning '97 kan worden gezien als een vervolg op het rapport Toestand van de natuur 2 (Bink et al. 1994). Het rapport reikt echter verder dan Toestand van de natuur 2: naast natuur is er ook aandacht voor bos en landschap, naast natuurwetenschappelijke aspecten is er ook aandacht voor financiële, bestuurlijke en maatschappelijke aspecten en naast aandacht voor huidige ontwikkelingen is er ook aandacht voor toekomstige ontwikkelingen in de vorm van verkenningen. Bij die verkenningen vormen de scenario's van het Centraal Planbureau en van de Rijksplanologische Dienst de basis. Op deze manier werken zowel de Natuurverkenning '97 als de Vierde Milieuverkenning van het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) met dezelfde basisgegevens ten aanzien van economische ontwikkeling, bevolkingsgroei en verstedelijking.

Producten van Natuurverkenning '97

Natuurverkenning '97 kent drie producten, die als een serie worden uitgegeven:

- hoofdrapport Natuurverkenning '97;
- brochure;
- achtergronddocumenten.

Het hoofdrapport is onder meer bedoeld voor rijk, provincie en gemeente, het kabinet, leden van het parlement, vertegenwoordigers van belangengroepen, politieke partijen en journalisten. De brochure is bedoeld om de informatie uit het hoofdrapport voor een breed publiek toegankelijk te maken. De functie van de achtergronddocumenten is het geven van een wetenschappelijke verantwoording van de inhoud van het hoofdrapport. Belangrijkste doelgroepen zijn wetenschappers en beleidsmedewerkers. De achtergronddocumenten verschijnen in een reeks met de volgende titels:

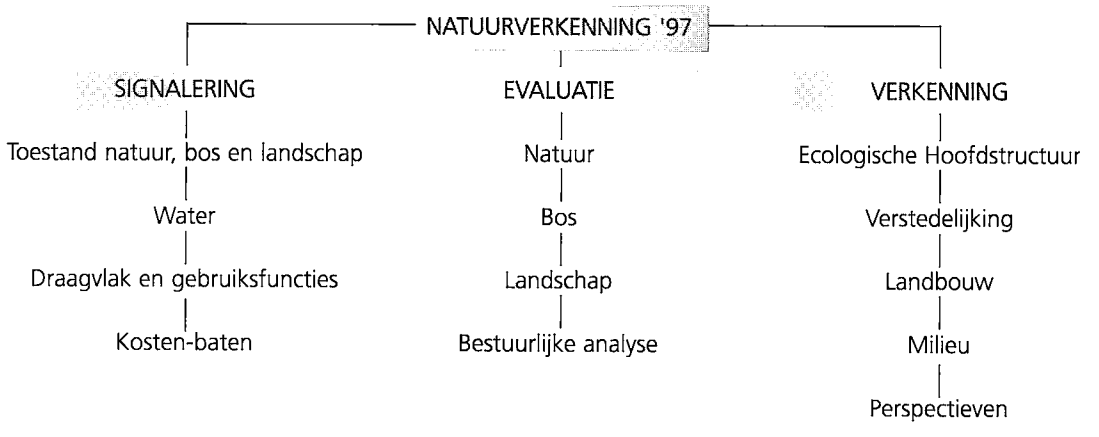
1. Toestand van natuur, bos en landschap.
2a. Waternatuur in de regionale blauwe ruimte. Gemeenschapstypen in regionale oppervlaktewateren.
2b. Habitatsystemen als graadmeter voor natuur in de zoete rijkswateren.
2c. Natuur in de zoute wateren.
3. Economische en bestuurlijke evaluatie natuurbeleid.
4. Draagvlak voor natuur? Een peiling bij het publiek en bij maatschappelijke organisaties.
5. Internationale aspecten van natuur- en landschapsbeleid.
6. Evaluatie bos.
7. Landschapsinstrumentarium breed bekeken.
8. Natuurbeleid in uitvoering: inspanningen, effecten, verwachtingen en kansen.
9. Natuur en landschap in het witte gebied. Effecten van verschillende landbouwscenario's.
10. Verkenning natuur en verstedelijking 1995-2020.
11. Milieu en natuur.

Inhoud van Natuurverkenning '97

De inhoud van Natuurverkenning '97 kan met drie trefwoorden worden samengevat: signalering, evaluatie en verkenning. Deze onderdelen kunnen als volgt worden gekarakteriseerd:

- Het onderdeel signalering biedt een beknopt overzicht van de kwaliteit en kwantiteit van natuur, bos en landschap in Nederland en plaatst deze, met de onderwerpen draagvlak/gebruiksfuncties en kosten-baten in een maatschappelijke context.
- Het onderdeel evaluatie geeft zicht op de resultaten van uitgevoerd en voorgenomen natuur-, bos- en landschapsbeleid, toegespitst op enkele prioritaire beleidsthema's. Het gaat daarbij onder andere om de uitbreiding van natuurgebieden in Nederland, instandhouding van bos, bosuitbreiding, de toepassing van instrumenten voor het landschapsbeleid en de doorwerking van het beleid naar de provincies. In de bestuurlijke analyse worden succes- en faalfactoren voor het wel of niet realiseren van het beleid geïdentificeerd. Samen met de resultaten van evaluatie, verschaft signalering basisinformatie voor de verkenning.
- De verkenning brengt de consequenties van veranderingen in de belangrijkste sturende krachten voor natuur, bos en landschap in beeld. Gekozen is voor de factoren milieu, verstedelijking en landbouw. Door middel van scenariostudies wordt verkend welke consequenties mogelijke ontwikkelingsrichtingen tot 2020 kunnen hebben voor natuur, bos en landschap. De aanpak is gericht op het bieden van openingen voor nieuw beleid of voor beleidsaanpassing. Voor het natuurbeleid is tevens een verkenning gemaakt. Deze verkenning is gericht op de wijze van realisatie van de Ecologische Hoofdstructuur (een samenhangend netwerk van natuurgebieden in Nederland). Het hoofdstuk verkenning besluit met perspectieven voor beleidskeuzen.

Figuur 1 bevat de onderwerpen die aan de orde komen in de Natuurverkenning



Figuur 1 Weergave van de inhoud van Natuurverkenning '97

De organisatie van Natuurverkenning '97

Opdrachtgever van Natuurverkenning '97 is de bestuursraad van het ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. Deze gaf begin 1996 goedkeuring aan de offerte en het projectplan van Natuurverkenning '97.

Opdrachtnemer van Natuurverkenning '97 is een samenwerkingsverband van instellingen, bestaande uit het RIVM, het Informatie- en KennisCentrum Natuurbeheer (projectleider) en het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek en het Staring Centrum van de Dienst Landbouwkundig Onderzoek (DLO). Genoemde instituten geven in de toekomst gezamenlijk gestalte aan het Natuurplanbureau. Op onderdelen is samengewerkt met de particuliere gegevensleverende organisaties (inventariseren en interpreteren van veldgegevens van flora en fauna), het DLO-Landbouw Economisch Instituut, het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling en het Rijksinstituut voor Kust en Zee van het ministerie van Verkeer en Waterstaat. Het RIVM is na totstandkoming van de wettelijke regeling van het Natuurplanbureau eindverantwoordelijk voor de toekomstige planbureauproducten.

Referentie:

Bink, R.J., D. Bal, V.M. van den Berk en L.J. Draaijer (1994). Toestand van de natuur 2, Rapport IKC-NBLF nr. 4, IKC Natuurbeheer, Wageningen.



IKC natuur beheer

ibn-dlo