



# Natuurontwikkeling in uiterwaarden door verhoging rivierdynamiek?

Fred van den Brink, Alexander Klink  
& Gerard van der Velde



Mede door het Plan Ooievaar staat de inrichting van het Nederlandse uiterwaardengebied momenteel volop in de belangstelling. Het overgrote deel van deze uiterwaarden is thans in gebruik als grasland voor de veeteelt. Slechts geringe oppervlakten zijn natuurgebied. In natuurontwikkelingsplannen voor het rivierengebied wordt naast een extensivering van de landbouw een verhoging van de rivierdynamiek in de uiterwaarden voorgesteld. De ideeën uit Plan Ooievaar zijn echter niet zonder meer toepasbaar voor natuurontwikkeling in uiterwaardplassen.

Tot de karakteristieke onderdelen van grote rivieroecosystemen behoren, naast de hoofdstroomgeul(en), verschillende stromende nevengeulen en stagnante plassen. Laatstgenoemde plassen worden bij hoge rivierafvoer overstroomd, maar bevatten bij normale afvoer stagnant (stilstaand) water (Amoros et al., 1987). Oude rivierlopen, doorbraakkolken, klei- en zandputten vormen in geomorfologisch opzicht de belangrijkste stagnante watertypen in het Nederlandse rivierengebied. Naast verschillen in ontstaanswijze en geomorfologie vertonen deze wateren verschillen in hydrologie. Zo staan sommige wateren continu in open verbinding met de rivier, terwijl andere uitsluitend tijdens hoge afvoeren rivierwater ontvangen door overstromin-

gen en kwel. Door normalisatiewerkzaamheden zijn stromende nevengeulen langs het Nederlandse deel van de Rijn geheel verdwenen.

Door de grote veranderingen in morfologie en waterkwaliteit van de grote rivieren (De Haas & Breukel, dit nummer) zijn vele karakteristieke rivierbewoners uit de stroomgeul en uit de uiterwaardplassen verdwenen (Klink, 1989; Van den Brink et al., 1990, 1991a, 1991b). Sinds 1987 wordt door de overheid een oecologisch herstel van de Rijn nagestreefd. Dit houdt, naast een verdere verbetering van de waterkwaliteit, ook bodemsanering en een herstel van habitats in. De aanzetten tot habitatverbetering hebben zich in eerste instantie gericht op een meer natuurlijke oeverbe-

scherming in het zomerbed (Coops et al., dit nummer) en op natuurontwikkeling in de uiterwaarden van de Rijn. Voor het oecologisch herstel van grote rivieren, zoals de Rijn, is naast kennis over de hoofdstroomgeul, vooral kennis noodzakelijk over het oecologisch functioneren en over de huidige natuurwaarde van rivierbegeleidende stromende en stagnante wateren. Juist in deze wateren is de huidige natuurwaarde van het aquatische deel van het ecosysteem Rijn het hoogst, maar zijn ook de gevolgen van ingrepen het grootst. Dit artikel beoogt een overzicht te geven van de effecten van het verhogen van rivierdynamiek in de uiterwaarden vanuit een aquatisch oecologische invalshoek, alsmede perspectieven voor natuurontwikkeling in uiterwaard-(plass)en.

Een plas met hoge rivierdynamiek: de Strang bij Ewijk tijdens normale waterstand in de zomer. De watervegetatie in deze plas wordt gedomineerd door een soort met een pionierkarakter: de Watergentiaan (*Nymphoides peltata*). De oevervegetatie kan zich aan de dijkzijde niet ontwikkelen door vraat van schapen.

## Rivierdynamiek

De rivierdynamiek is de belangrijkste sturende factor in het uiterwaardengebied. Deze factor omvat fysisch-chemische processen als erosie, sedimentatie, overstromingsfrequentie, overstromingsduur en waterkwaliteit, die allen hun invloed uitoefenen op de levensgemeenschappen in de uiterwaarden. Het dynamische karakter van de Rijn uit zich via jaarlijkse en seizoensgebonden afvoerfluctuaties. In de winter en het voorjaar is de waterstand van de grote rivieren in Nederland over het algemeen het hoogst. Bij hoge rivierwaterstanden kunnen uiterwaardplassen overstroomd, waardoor er uitwisseling optreedt tussen het rivierwater en het water van de uiterwaardplassen. Afhankelijk van plaatselijke factoren worden de uiterwaardplassen vaak of weinig overstroomd. Deze factoren omvatten o.a. de grootte van de peilfluctuaties op de rivier, de aanwezigheid van zomerkaden, sluizen en duikers, en de hoogteligging van de plassen in de uiterwaarden. Naast directe overstromingen bij hoge rivierwaterstanden treden ook grondwaterstromingen (kwel) vanuit de rivier naar de uiterwaarden op. Instroom van kwelwater vanuit

hoger gelegen zandgronden treedt op in uiterwaardplassen die bijvoorbeeld aan een stuwwal grenzen. Dit kwelwater heeft een aanzienlijk betere kwaliteit dan kwelwater afkomstig van de rivier. Dergelijke grondwaterstromingen beïnvloeden niet alleen de waterkwaliteit van de uiterwaardplassen in sterke mate, maar ook het waterpeil in deze plassen. Bij zeer lage rivierwaterstanden treedt er wegzijging van water vanuit de plassen in de richting van de rivier op, waardoor ze kunnen uitdrogen. De mate, waarin kwel en wegzijging optreedt, is sterk afhankelijk van de aard van de waterbodem. Een zandige waterbodem is meer doorlatend dan één die uit klei en modder bestaat.

### Waterkwaliteit

De waterkwaliteit in de uiterwaardplassen wordt in samenhang met het overstromingsregime grotendeels bepaald door de waterkwaliteit van de Rijn, die in de loop der jaren sterk veranderd is (De Haas & Breukel, dit nummer). Zo is het Rijnwater niet alleen veel zouter geworden, ook de ionenverhoudingen in de Rijn zijn drastisch gewijzigd. In plaats van door calciumbicarbonaat wordt het Rijnwater tegenwoordig gedomineerd door natriumchloride. Omdat natrium- en chloride-ionen niet of nauwelijks door organismen opgenomen worden, vertoont de waterkwaliteit in de uiterwaardplassen een zoutgradiënt, die altijd positief gecorreleerd is aan de overstromingsfrequentie. De meest frequent

overstroomde plassen bevatten twee keer zoveel van dit zout als de weinig frequent overstroomde plassen (Van den Brink, 1990).

Stikstof en fosfaat zijn als nutriënten belangrijk voor het biologisch evenwicht tussen algen en waterplanten. Als gevolg van de zeer hoge stikstof- en fosfaatconcentraties in het rivierwater, zijn de waterbodems van frequent overstroomde uiterwaardplassen opgeladen met deze voedingsstoffen (Van den Brink et al., 1992).

Zware metalen en organische microverontreinigingen hechten zich sterk aan slibdeeltjes in het rivierwater en zijn door overstromingen in de uiterwaarden terechtgekomen. Over het algemeen geldt dat hoe langer en vaker een gebied overstroomd wordt, des te hoger de concentraties van microverontreinigingen in de bodems van uiterwaarden en uiterwaardplassen zijn (Demon & Van Broekhoven, 1989; Van den Brink, 1990).

### Levensgemeenschappen

Uiterwaardplassen langs het Nederlandse deel van de Rijn en de Maas bezitten een hoge biodiversiteit. Bij een groot-schalige inventarisatie van 100 van deze plassen in 1987 en 1988 werden in totaal 59 soorten water- en moerasplanten, 192 fytoplanktontaxa, 89 zoöplanktontaxa

en 384 macro-evertebratentaxa vastgesteld (Van den Brink, 1990). Tevens werden zes soorten amfibieën en 13 vissoorten in deze plassen aangetroffen.

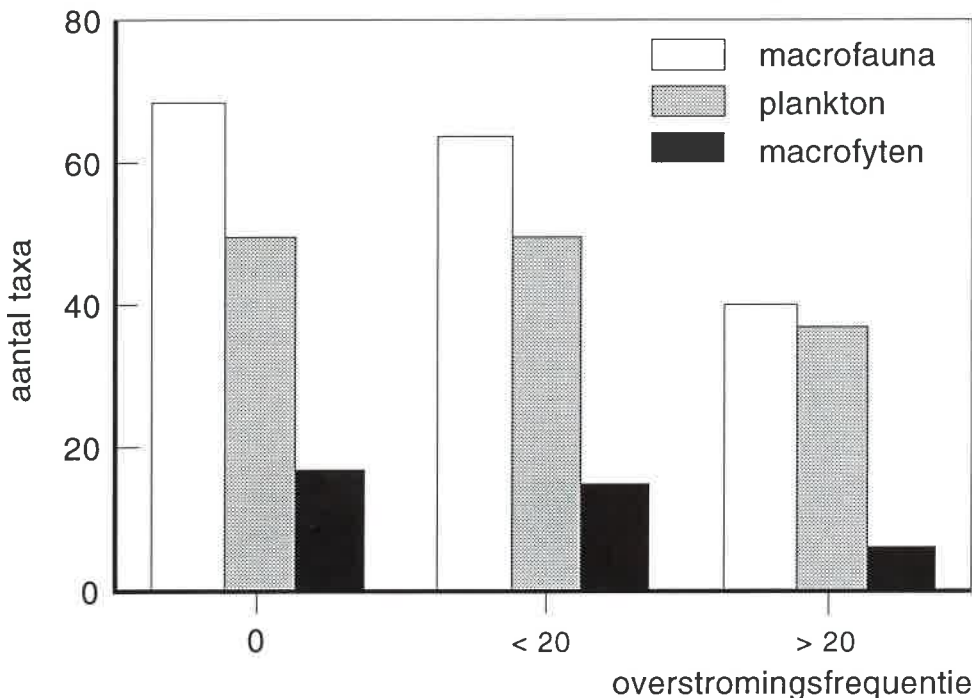
De soortensamenstelling en de diversiteit van water- en moerasplanten, fyto- en zoöplankton en macro-evertebraten houden duidelijk verband met de overstromingsfrequentie van de plassen (fig. 1). Weinig overstroomde plassen (foto 2) vertonen het oorspronkelijk mesotroof (matig voedselrijk) karakter met een grote rijkdom aan water- en oeverplanten, en ongewervelde dieren. Daarentegen bezitten frequent overstroomde plassen (foto 1) een hypertroof (zeer voedselrijk) karakter, met een lage biodiversiteit. De biodiversiteit in de uiterwaardplassen is negatief gecorreleerd met de overstromingsfrequentie (fig. 1) en daardoor tevens met het zoutgehalte, de voedselrijkdom en de gehalten van microverontreinigingen (Van den Brink, 1990; Van den Brink & Klink, 1991).

### Gevolgen van een toename in rivierdynamiek

#### Zoutgehalte

Door een toename van de overstromingsfrequentie van de uiterwaardplassen neemt het totale zoutgehalte van het water toe. Daarnaast leidt dit tot een chloride-dominantie in het water, hetgeen voor ondergedoken waterplanten negatieve gevolgen kan hebben. Het hoge sulfaatgehalte van het Rijnwater is vermoedelijk mede een oorzaak voor de hoge sulfide-gehalten in weinig overstroomde uiterwaardbodems (Van den Brink et al., 1993). Deze hoge sulfide-gehalten kunnen de gevoeligheid van moerasplanten voor overstromingen tijdens het groeiseizoen aanzienlijk vergroten. Hoewel de gevolgen van een verhoogd zoutgehalte op flora en fauna tot nog toe weinig onderzocht zijn, geven veldstudies (Maenen, 1989; Van den Brink, 1990; Van den Brink et al., 1991a, 1991b) aan dat effecten in het rivierengebied optreden. Zouttolerante planten als Schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*) gaan domineren ten opzichte van minder zouttolerante soorten (Maenen, 1989). Onder de ongewervelde dieren die bij een hoog zoutgehalte goed gedijen, bevinden zich verschillende exoten die zich in de Rijn gevestigd hebben, waaronder de Tijgervloekreeft (*Gammarus tigrinus*) en de slak-

Fig. 1. De gemiddelde soortenrijkdom van water- en oevervegetatie, plankton en macro-evertebraten van 100 uiterwaardplassen in relatie tot de langjarig gemiddelde inundatiefrequentie (in dagen per jaar).







Een plas met lage rivierdynamiek: de Oude Waal bij Nijmegen. De watervegetatie wordt gedomineerd door Gele plomp (*Nuphar lutea*), Witte waterlelie (*Nymphaea alba*) en Watergentiaan, terwijl plaatselijk ook ondergedoken waterplanten aanwezig zijn. De oeevervegetatie is goed ontwikkeld.

ken *Physella acuta* en *Potamopyrgus antipodarum* (Van den Brink & Van der Velde, 1991). Deze soorten zijn vanuit de hoofdgeul, waar zij zeer dominant zijn, via overstromingen in de uiterwaardplassen terechtgekomen. Nu zijn deze exoten ook in de frequent overstromde plassen zeer dominant (Van den Brink et al., 1990). Eén van de gevolgen van het vergroten van de rivierdynamiek in weinig dynamische plassen is dat deze zeer algemene soorten gaan domineren ten koste van vele andere, meer oorspronkelijke soorten.

#### Eutrofiëring

Instroom van rivierwater in stagnante uiterwaardplassen leidt tot een enorme stijging van het voedingsstoffengehalte in het water en in de waterbodem, waardoor eutrofiëring optreedt (Van den Brink et al., 1993). Door deze vermesting van het water en de waterbodem treden algenbloeien frequenter op, naarmate een plas vaker overstromd

wordt (bijvoorbeeld de plas bij Ewijk, fig. 2). Dit betekent dat de fytoplanktonbiomassa's in deze plassen hoger zijn naarmate ze vaker overstromd worden. De zeer hoge chlorofyl-a gehalten in deze plassen worden veroorzaakt door langdurig aanhoudende algenbloeien, waaronder die van blauwwieren (Cyanobacteria) (*Aphanizomenon flos-aquae* en *Microcystis aeruginosa*). Ook is er een dominantie van groenwieren (Chlorophyta) en euglenofyten (Euglenophyta) (fig. 2). Dit verschil in planktonaanstelling heeft te maken met het feit dat de Si/N-ratio's (en ook de Si/P-ratio's) in de Rijn en in de frequent overstromde plassen erg laag zijn, hetgeen betekent dat de ontwikkelingsmogelijkheden voor benthische en planktonische kiezelwieren (Bacillariophyceae) minder geschikt zijn. Door een gebrek aan Si (essentieel voor kiezelwieren) gaan blauwwieren en groenwieren domineren, waardoor het water langdurig troebel wordt. Bloeien van kiezelwieren treden veelal korter op. Als gevolg van de langdurig aanhoudende algenbloeien neemt de lichte doorlatendheid onder water af en daardoor ook de ondergedoken vegetatie (Van den Brink et al., 1992). Met het verdwijnen van de ondergedoken vegetatie nemen ook de ontwikkelingsmo-

gelijkheden af voor diverse soorten evertebraten (Van den Brink & Van der Velde, 1991), vissen (Bergers, 1992) en amfibieën (Creemers, 1991). Hierbij bestaat de kans dat heldere wateren die voorheen geschikt waren voor amfibieën en Snoek (*Esox lucius*), veranderen in troebele brasemwateren. Omdat Brasem (*Abramis brama*) de bodem omwoelt en daarmee nutriënten en slib vanuit de bodem in de waterfase brengt, en omdat Brasem foerageert op zoöplankton, kan de troebelheid nog verder toenemen.

#### Toxische stoffen

Als gevolg van de hoge gehalten aan microverontreinigingen in de Rijn gedurende de 60er en 70er jaren zijn de uiterwaardbodems op verschillende plaatsen ernstig vervuild (Demon & Van Broekhoven, 1989). In de 80er jaren trad een sterke verbetering van de waterkwaliteit op, waardoor het huidige door de rivier meegevoerde slib veel minder verontreinigd is. De erfenis uit het verleden kan echter nog steeds voor problemen zorgen. Door baggeren, graven, ophoging en ontwatering in uiterwaarden kan deze vervuiling verspreid worden. Zware metalen worden door planten opgenomen zonder direct schade te veroorzaken. Voor herbivore dieren, zoals runde-

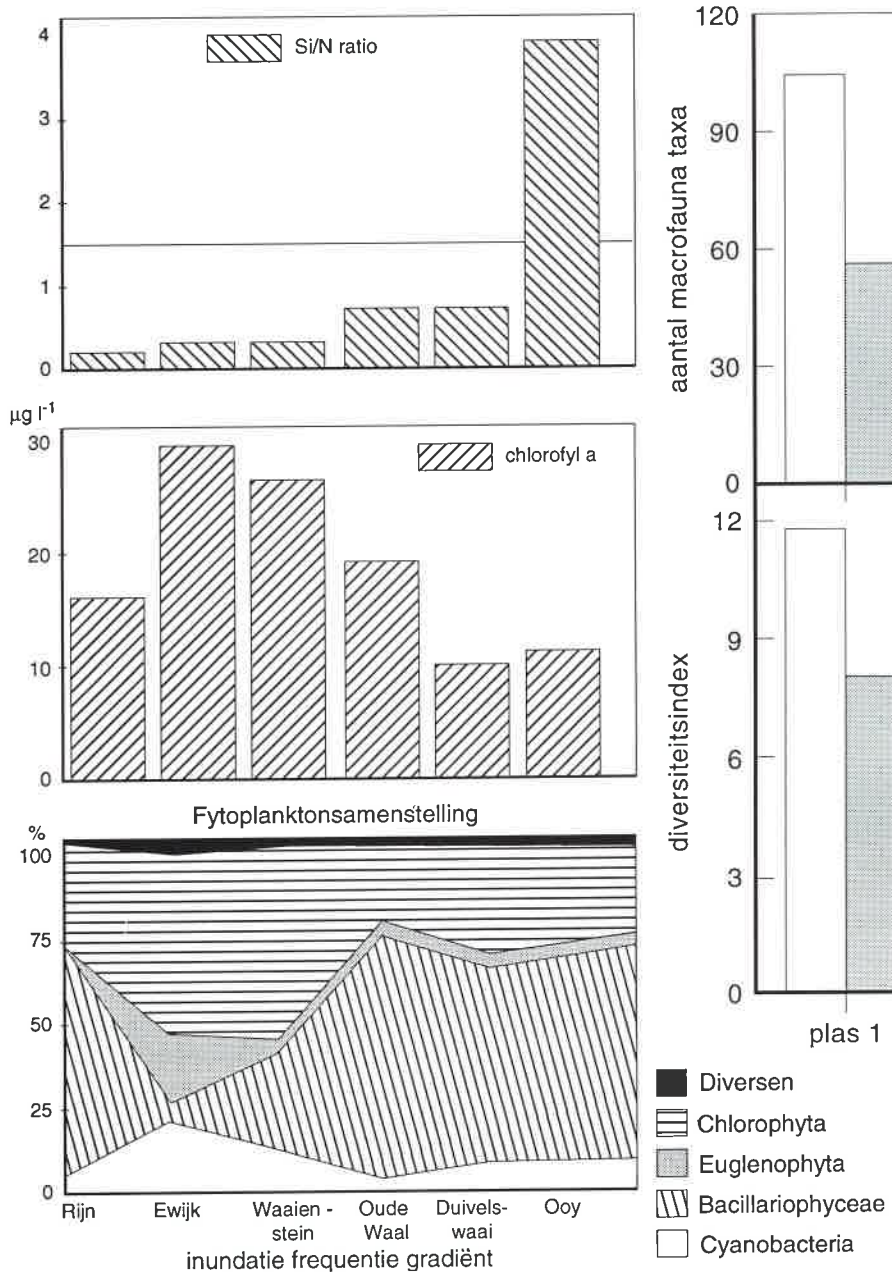


Fig. 2. Boven: de Si/N-ratio (mol/mol), gebaseerd op jaarlijkse gemiddelde waarden; de horizontale lijn geeft de verhouding weer in de samenstelling van kiezelwieren; midden: het jaarlijks gemiddelde chlorofylla-gehalte van het water (= maat voor de fytoplanktonbiomassa) en onder: de zomerfytoplanktoncompositie van de Rijn en van vijf uiterwaardplassen die samen een overstromingsgradiënt vormen. Rijn is de rivier. Ewijk en Waaienstein zijn gelegen tussen de rivier en de zomerdijk en worden zeer frequent overstroomd (resp. 67 en 23 dagen per jaar). Oude Waal is gelegen tussen de zomer- en de winterdijk en wordt weinig overstroomd (gemiddeld 3 dagen per jaar). Duivelswaai en Ooy zijn binnendijks gelegen en worden nooit overstroomd, hoewel er rivierinvloed via kwel bestaat. Waaienstein en Duivelswaai zijn diepe plassen, de rest is ondiep.

ren, maar ook voor de Bever (*Castor fiber*) kan deze ophoping van zware metalen wel negatieve gevolgen hebben. In eieren van in de uiterwaarden foeragerende vogels, zoals de Ekster (*Pica pica*) en de Steenuil (*Athene noctua*), en ook in het lichaam van de Das (*Meles meles*) zijn hogere gehalten van PCB's en cadmium waargenomen, dan bij soortgenoten die in binnendijkse gebieden foerageerden. De uiterwaarden zijn ongeschikt voor de Otter (*Lutra lutra*), omdat PCB-gehalten van riviervissen, het hoofdvoedsel, te hoog zijn (Demon & Van Broekhoven, 1989).

#### Waterstandsfluctuaties

Hoewel de meeste overstromingen in de

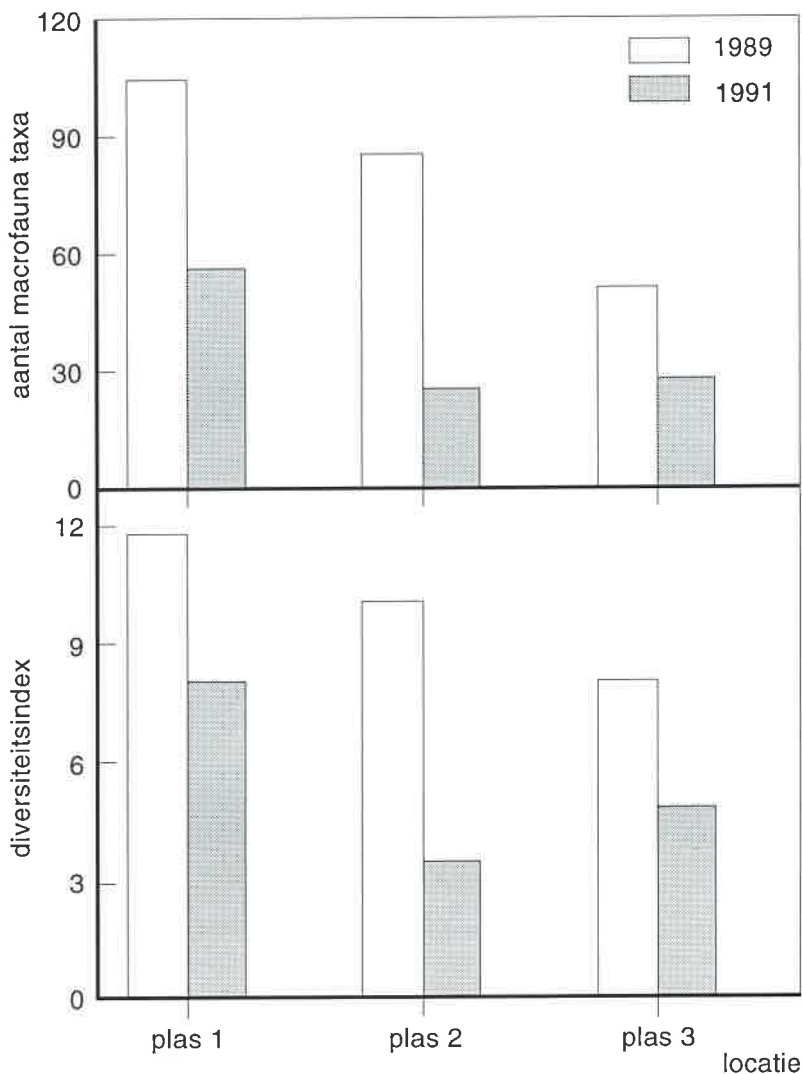


Fig. 3. Veranderingen in de soortenrijkdom en een diversiteitsindex (als  $S \cdot (\ln(N))^{-1}$ , waarin S = het aantal soorten en N = het aantal individuen) van de macro-evertengemeenschappen in drie plassen in de Duursche Waarden gedurende 1989 (vóór het doorgraven van de zomerdijk) en 1991 (na deze ingreep).

uiterwaardplassen tijdens de winter en het voorjaar voorkomen, treden ook in het groeiseizoen overstromingen op. Op zich zijn overstromingen natuurlijke fenomenen, karakteristiek voor riviersystemen, die voorkomen dat ondiepe uiterwaardplassen gaan verlanden. Er zijn echter aanwijzingen dat de laatste decennia zomerhoogwaters frequenter optreden, door een verbeterde afwatering uit bovenstroomse gebieden (Brock et al., 1987; Maenen, 1989). Afhankelijk van de duur, stroomsterkte en frequentie van zomerhoogwaters treedt verlies op van waterplanten- en moerasvegetaties en hun geassocieerde fauna.

Door normalisatiewerkzaamheden heeft de Rijn zich in het zomerbed in-





gesleten en zijn de uiterwaarden door opslibbing verhoogd, waardoor ondiepe plassen eerder uitdrogen. Veel waterplantenvegetaties, macro-evertebraten en vissen zijn over het algemeen niet bestand tegen uitdroging en zijn derhalve op permanente wateren aangewezen. Voor moerascosysteemontwikkeling is te frequente en vooral onregelmatige uitdroging eveneens fataal.

### Proefgebied De Duurse Waarden

Eind 1989 werd in het kader van een natuurontwikkelingsproject in de Duurse Waarden bij Olst de zomerdijk van de IJsseluiterwaarden doorgestoken en werden enkele geulen gegraven, waardoor een aantal plassen met de rivier en met elkaar in open verbinding kwam te staan. Zowel kort voor de ingreep als twee jaar erna werden de waterkwaliteit en de macro-evertebratenamenstelling onderzocht (Klink et al., 1991). Als gevolg van de open verbinding is de waterkwaliteit van de uiterwaardplassen steeds meer op die van de rivier gaan lijken, dat wil zeggen dat gehalten van zouten, voedingsstoffen en microverontreinigingen toegenomen zijn. Geheel volgens verwachtingen gebaseerd op eerder onderzoek (Van den Brink, 1990) nam de diversiteit van de macro-evertebraten drastisch af (fig. 3). Bovendien werden de gevolgen van het binnendringen van toxische stoffen geconstateerd. Percentages kopmisvormingen bij muggelarven zijn sinds de plassen in open verbinding met de IJssel staan toegenomen, hetgeen duidt op verontreinigd slib (Klink et al., 1991). Verder onderzoek is noodzakelijk om vast te stellen of deze verontreinigingen worden doorgegeven aan de hogere trofische niveaus en zich ophopen via de voedselketen.

### Hoe nu verder met redu-ontwikkeling in uiterwaarden

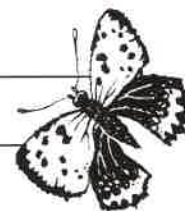
De hiervoor geschetste ontwikkelingen zijn uiteraard overal ongewenst, maar zeker in redu- en reduontwikkelingsgebieden. Deze negatieve ontwikkelingen kunnen voorkomen worden door reduontwikkeling in een riviersysteem te benaderen vanuit de belangrijkste component: het water. In feite vormt de huidige waterkwaliteit van de Rijn de grootste belemmering voor natuurontwikkeling in de uiterwaarden. Het is daarom van zeer groot belang om de concentraties van zouten, nutriënten en toxische stoffen in het Rijnwater verder te reduceren.

Voor reduontwikkeling in de uiterwaarden is het van belang onderscheid te maken tussen stilstaand en stromend water en dus een tweesporebeleid te voeren. Het eerste spoor richt zich op bescherming en herstel van de natuurwaarden in stagnante plassen. In het tweede spoor worden de stromende wateren gegeneerd, met daarin de habitats die al langdurig uit de Rijn en Maas verdwenen zijn.

Alvorens met natuurontwikkeling in uiterwaardplassen te beginnen is het noodzakelijk eerst een hydrologisch en hydrobiologisch onderzoek uit te voeren, om vervolgens potentieel waardevolle gebieden af te kunnen bakenen. De beoordeling van dergelijke plassen is op grond van bestaande kennis goed mogelijk (Van den Brink, 1990; Van den Brink & Klink, 1991). De meest waardevolle plassen, veelal gelegen in natuurgebieden, dienen geïsoleerd te blijven ten opzichte van de rivier. Indien nodig kan de inundatieduur van deze wateren verder worden verminderd door terreinophogingen te creëren, die mogelijkheden scheppen voor stroomdalvegetaties, hardhoutoobos (De Graaf et al., 1990) en potentiële overwinteringsbiotopen voor amfibieën (Creemers, 1991). In deze fase worden de huidige natuurwaarden beschermd. Het verhogen van de natuurwaarden in het stagnante water kan worden gerealiseerd door plassen in hun verschillende vorm (diep, ondiep, zandgaten, kleiputten, strangen, wieden, poelen) en watersamenstelling (kwel van diep grondwater, rivierkwel, kwel van stuwwallen, regenwater, in verschillende combinaties) optimaal in te richten. Ondiepe plas-dras situaties kunnen worden uitgebreid ten behoeve van amfibieën en moerasontwikkeling, terwijl bij de oevers van zandwinputten en kleiputten een meer glooiend talud aangebracht kan worden. Tevens kunnen wilgen dicht langs de oever opslaan en kunnen plaatselijk dode bomen in het water terecht komen, waardoor de structuurdiversiteit en daarmee ook de soorten diversiteit toeneemt. Wilgenwortels en kronen vormen in het water sterk vertakte structuren die een goed broedbiotoop voor vissen vormen. Voor een goed ontwikkelde oever- en watervegetatie dienen andere dan zeer extensieve begrazing en alle agrarische activiteiten vermeden te worden. Deze gebieden komen alleen in aanmerking voor natuurgerichte recreatie. Bescherming en versterking van de

natuurwaarden in deze plassen is van belang, omdat ongeveer 25% van de oorspronkelijke macro-evertebraten uit de grote rivieren momenteel nog in het winterbed in niet- of kortstondig geïnundeerde wateren aanwezig is (Klink, 1989; Van den Brink, 1990; Van den Brink et al., 1990). Deze wateren dienen dus als een reservoir voor organismen die uit de Rijn verdwenen zijn en die na een verder oecologisch herstel van de rivier deze weer kunnen bevolken.

In het tweede spoor wordt de factor stroming in het uiterwaardegebied gebracht door de aanleg van een nevengeulencomplex. De hoofdstructuur van het nevengeulencomplex wordt gevormd door eilanden, die tot gevolg hebben dat er meer geulen ontstaan. Deze eilanden zullen door de rivier een zodanige vorm krijgen dat er diepe en ondiepe geulen ontstaan met een grote ruimtelijke variatie in stroomsnelheid. In de binnenbochten zullen flauwe taluds ontstaan, terwijl de buitenbocht zich zal insnijden, waardoor er steilranden ontstaan, die nestgelegenheden bieden aan IJsvogels (*Alcedo atthis*) en Oeverzwaluwen (*Riparia riparia*). In een nevengeulencomplex kunnen uit de hoofdgeul verdwenen habitats, zoals oobossen, dood hout, vegetatie, zandbanken en kleibanen weer tot ontwikkeling gebracht worden. Hierdoor worden kansen geboden voor de terugkeer van verdwenen karakteristieke riviersoorten, die door de intensieve scheepvaart en de afwezigheid van de juiste habitats in de huidige hoofdgeul geen ontwikkelingsmogelijkheden meer hebben (Klink, 1991). Door de grote variatie in ruimtelijke structuren in het water, zoals dode bomen, zand- en kleibanen en oevervegetatie, in combinatie met de factor stroming, wordt een grote diversiteit aan substraat en voedsel geboden, hetgeen een grote soorten diversiteit bevordert. Voor de aanleg van een nevengeulencomplex dienen uiteraard locaties te worden uitgezocht waar geen schade ontstaat aan de daar aanwezige waardevolle plassen; in deze beginfase van natuurontwikkelingsonderzoek dus bij voorkeur niet in natuurgebieden. Dat het vervuilde rivierwater in nevengeulen minder storende invloeden op de natuurontwikkeling uitoefent, komt doordat het continu stroomt. In tegenstelling tot de processen in stilstaand water, zal er in stromend water geen ophoping plaatsvinden van opgeloste voedingsstoffen, en zal er ook geen



of minder verontreinigd rivierslib tot bezinking komen. Hierdoor kan met de huidige kwaliteit van het rivierwater toch natuurontwikkeling onder en boven water worden gestimuleerd. Het is tijd om een proefproject te beginnen, omdat de hierboven beschreven mogelijkheden voor natuurontwikkeling uiteindelijk in de praktijk getoetst moeten worden.

## Literatuur

- Amoros, C., A.L. Roux, J.L. Reygrobbel, J.P. Bravard & G. Pautou, 1987. A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated Rivers: Research and Management* 1: 17-36.
- Bergers, P.J.M., 1992. De ontwikkelingsmogelijkheden voor vissen in de Gelderse Poort. Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen.
- Brink, F.W.B. van den, 1990. Typologie en waardering van stagnante wateren langs de grote rivieren in Nederland, op grond van waterplanten, plankton en macrofauna, in relatie tot fysisch-chemische parameters. *Publikaties en Rapporten 'Ecologisch Herstel Rijn'* 25.
- Brink, F.W.B. van den, G. van der Velde & W.G. Cazemier, 1990. The faunistic composition of the freshwater section of the river Rhine in The Netherlands: present state and changes since 1900. *Limnologie aktuell* 1: 191-216.
- Brink, F.W.B. van den & A.G. Klink, 1991. Hydrobiologisch onderzoek in de uiterwaardplassen bij Neerijnen. Rapport Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen i.s.m. Hydrobiologisch Adviesbureau Klink, Wageningen, i.o.v. Stichting Het Geldersche Landschap.
- Brink, F.W.B. van den & G. van der Velde, 1991. Macrozoobenthos of floodplain waters of the rivers Rhine and Meuse in The Netherlands: a structural and functional analysis in relation to hydrology. *Regulated Rivers: Research and Management* 6: 265-277.
- Brink, F.W.B. van den, M.M.J. Maenen, G. van der Velde & A. bij de Vaate, 1991a. The (semi-)aquatic vegetation of still waters within the floodplains of the rivers Rhine and Meuse in The Netherlands: Historical changes and the role of inundation. *Verhandlungen der internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 24: 2693-2699.
- Brink, F.W.B. van den, G. van der Velde & A. bij de Vaate, 1991b. Amphipod invasion on the Rhine. *Nature* 352: 576.
- Brink, F.W.B. van den, J.P.H.M. de Leeuw, G. van der Velde & G.M. Verheggen, 1993. Impact of hydrology on the chemistry and phytoplankton development in floodplain lakes along the Lower Rhine and Meuse. *Biogeochemistry* (verzonden).
- Brock, Th.C.M., G. van der Velde & H.M. van de Steeg, 1987. The effects of extreme water level fluctuations on the wetland vegetation of a nymphaeid-dominated oxbow lake in The Netherlands. *Archiv für Hydrobiologie: Ergebnisse der Limnologie* 27: 57-73.
- Creemers, R.C.M., 1991. Amfibieën in uiterwaarden. Een voorbereidende literatuurstudie. Rapport Werkgroep Dieroecologie, K.U. Nijmegen.
- Demon, J.M.H. & A.L.M. van Broekhoven, 1989. Bodemverontreiniging in de uiterwaarden. Bijdrage tot de Derde Nota Waterhuishouding. Rijkswaterstaat, DBW/RIZA nota nr. 89.027.
- Graaf, M.C.C. de, H.M. van de Steeg, L.A.C.J. Voeselek & C.W.P.M. Blom, 1990. Vegetatie in de uiterwaarden: de invloed van hydrologie, beheer en substraat. *Publikaties en Rapporten 'Ecologisch Herstel Rijn'* 16.
- Klink, A.G., 1989. The Lower Rhine. Palaeoecological analysis. In: *Historical change of large alluvial rivers: western Europe*. J. Wiley & Sons Ltd.: 183-201.
- Klink, A.G., 1991. Ecologisch relevante factoren bij het inrichten van een nevengeulcomplex in de Rijn. Hydrobiologisch Adviesbureau Klink BV, Rapporten en Mededelingen 36.
- Klink, A.G., E. Martejn, J. Mulder & A. bij de Vaate, 1991. Aquatische makro-evertebraten in de Duurse Waarden 1989-1991. *Publikaties en Rapporten 'Ecologisch Herstel Rijn'* 36.
- Maenen, M.M.J., 1989. Water- en oeverplanten in het zomerbed van de Nederlandse grote rivieren in 1988. Hun voorkomen en relatie met algemene fysisch-chemische parameters. *Publikaties en Rapporten 'Ecologisch Herstel Rijn'* 13.

## Summary

### Restoration of floodplain ecosystems by increased river dynamics?

Within the floodplains of the large rivers Rhine and Meuse a large number of stagnant waters are present, which vary in geomorphology and hydrology. The aquatic communities in these floodplain waters are strongly influenced by the inundation regime. This parameter exercises its effects by physical disturbance (e.g. erosion, resuspension of sediment particles, sedimentation) as well as by chemical disturbance of the water quality (e.g. an increase in salinity, eutrophication and an increase in toxicants). In these stagnant water bodies, the diversity of helophytes, aquatic macrophytes, zoo- and phytoplankton organisms and macro-invertebrates decreases with increasing inundation frequencies. As a consequence, the aquatic communities in these waters will impoverish when the river dynamics become enlarged. In addition, an increase in the percentage of deformed chironomids was observed, which can be attributed to a rise in toxic compounds

due to an influx of suspended micropollutants.

The conservation of aquatic ecosystems should be directed towards two main goals. First, the ecological values of valuable stagnant floodplain waters must be protected, by further isolation with regard to influx of river water and agricultural influences. Secondly, management should be directed towards the enhancement of river dynamics in specially selected or created former river beds which at present have low values. Here the ecological values can be enhanced by reconnecting the former river bed with the main channel at both ends, so that a running water habitat is re-established. It is expected that the continuous river flow prevents the accumulation of nutrients and toxic compounds in this habitat. A combination of river flow with habitat restoration offers an opportunity for the return of large numbers of riverine macro-invertebrates, which have disappeared from the main channel due to habitat deterioration.

## Dankwoord

De onderzoeken die ten grondslag lagen aan dit artikel werden uitgevoerd door het Laboratorium voor Aquatische Oecologie te Nijmegen en het Hydrobiologisch Adviesbureau Klink, ten dele in opdracht van Rijkswaterstaat/RIZA en ten dele met financiële steun uit het Sandoz Rijnfonds. Prof. dr. C. den Hartog en A. bij de Vaate worden bedankt voor het verlenen van onderzoeksfaciliteiten en voor het kritisch doorlezen van het manuscript.

Drs. F.W.B. van den Brink,  
Prof. dr. G. van der Velde  
Laboratorium voor Aquatische Oecologie  
KUN  
Toernooiveld  
6525 ED Nijmegen

Ir. A.G. Klink  
Hydrobiologisch Adviesbureau Klink  
Boterstraat 28  
6701 CW Wageningen