

# **Landschapsecologie en ruimtelijke organisatie in riviersystemen**

Een onderzoek naar de landschapsecologie van riviersystemen en de overheidszorg daarvoor in planning en beleid



**promotoren: dr ir F. Kleefmann, hoogleraar in de planologie  
dr C.W. Stortenbeker, hoogleraar in het natuurbehoud en natuurbeheer**

NN 08201, 1671

Rob H.G. Jongman

## **Landschapsecologie en ruimtelijke organisatie in riviersystemen**

Een onderzoek naar de landschapsecologie van riviersystemen en de overheidszorg  
daarvoor in planning en beleid

### **Proefschrift**

ter verkrijging van de graad van  
doctor in de landbouw- en milieu-  
wetenschappen op gezag van de  
rector magnificus, dr C.M. Karssen,  
in het openbaar te verdedigen op  
woensdag 6 oktober 1993 des na-  
middags om 16.00 uur in de aula  
van de Landbouwniversiteit te  
Wageningen.

len=586660

**BIBLIOTHEEK  
LANDBOUWUNIVERSITEIT  
WAGENINGEN**



CIP-GEGEVENS KONINKLIJKE BIBLIOTHEEK, DEN HAAG

Jongman, Rob H.G.

Landschapsecologie en ruimtelijke organisatie in  
riviersystemen : een onderzoek naar de landschapsecologie  
van riviersystemen en overheidszorg daarvoor in  
planning en beleid / Rob H.G. Jongman. - [S.l. : s.n.]. -  
III.

Proefschrift Wageningen. - Met lit. opg. - Met  
samenvatting in het Engels.

ISBN 90-5485-152-X

Trefw.: landschapsecologie / ruimtelijke ordening.

## STELLINGEN

1. De verdroging van de strangen en andere wateren in de uiterwaarden door verlanding is begonnen bij de reguleringswerken in de vorige eeuw.  
(dit proefschrift)
2. Natuurontwikkelingsprojecten in het rivierengebied moeten meer dan nu gericht zijn op de ontwikkeling van droge rivierdalgraslanden, omdat deze sinds de vijftiger jaren zo sterk achteruit zijn gegaan, dat ze behalve in enkele reservaten uit Nederland dreigen te verdwijnen.
3. De natuurlijke patronen in het Nederlandse landschap liggen vast. Een van de oorzaken hiervan is de regulering van beken en rivieren, waardoor in het grootste deel van Nederland geen landschapsvormende processen zoals erosie, sedimentatie en zaadtransport meer kunnen plaatsvinden.  
(dit proefschrift)
4. Als andere middelen falen bij het instandhouden van natuurgebieden blijft de natuurbeschermingswet over als een belangrijk instrument.  
(dit proefschrift)
5. Zonder een instrumentarium, dat meer samenhang heeft dan het huidige, blijft het uiterwaardenbeleid slechts een papieren beleidsplan.  
(dit proefschrift)
6. In Nederland zal een belangrijk effect van klimaatverandering een wijziging van de waterbalans zijn. Dit heeft grote gevolgen voor de ecologische processen en patronen in riviersystemen.  
(dit proefschrift)
7. Voor analyse van causale ecologische relaties kunnen complexe modellen noodzakelijk zijn, voor analyse van ruimtelijk beleid en landgebruiksveranderingen voldoen vaak eenvoudige modellen, die storingen en conflicten weergeven.  
(Jeffers, J.N.R., 1978: An introduction to Systems Analysis: with ecological applications)
8. Een belangrijke reden voor de vooruitgang van de Nederlandse landschapsecologie is dat ze gebaseerd is op de wisselwerking tussen fundamenteel en toegepast onderzoek.
9. De basis voor een efficiënte monitoring van ecologische veranderingen in het landschap is een gestratificeerde bemonstering van de vegetatie uitgaande van een classificatie op basis van fysische milieukenmerken.

- 10 Europees natuurbeschermingsbeleid kan alleen slagen als het gebaseerd is op een goede kennis over en afstemming van doelstellingen en strategieën van nationale en regionale organisaties.
  
- 11 De ontwikkeling van een Europa zonder grenzen eist meer talenkennis van de huidige en toekomstige afgestudeerden dan men in het huidige systeem op middelbare school en universiteit aan moderne talen heeft kunnen leren.

Rob H.G. Jongman  
Landschapsecologie en Ruimtelijke Organisatie in Riviersystemen  
6 oktober 1993

# Inhoud

## 1 Landschapsecologie en ruimtelijke organisatie in riviersystemen

Inhoud	5
Voorwoord	7
1 Inleiding	9
1.1 Context	9
1.2 Probleem- en doelstelling	11
2 Ruimtelijke organisatie en Ruimtelijk Ecologisch Structuur	13
2.1 Ruimtelijke organisatie	13
2.2 Ruimtelijk Ecologische Structuur	16
2.3 De relatie tussen ruimtelijke organisatie en Ruimtelijk Ecologische Structuur	19
3 Onderzoeksvragen	21
3.1 Stroomgebieden en riviersystemen	21
3.2 Het stroomgebied als eenheid	22
3.3 De rol van de rivierafvoer	24
3.4 Beïnvloeding van ecologische processen en patronen	27
3.5 Maatschappelijke gevolgen van ecologische veranderingen	30
4 Referenties	32
2 Ecological classification of the climate of the Rhine catchment R.H.G. Jongman 1990 Int. J Biometereology 34:194-203	37
3 Vegetation, river management and land use in the Dutch Rhine floodplains R.H.G. Jongman 1992 Regulated Rivers: Research and Management 7(3):279-289	49
4 Uiterwaardenbeleid, sturing van landschapsecologische processen R.H.G. Jongman 1992 Landschap 9(1):17-29	63
5 Conservation of brooks in small watersheds:a case for planning R.H.G. Jongman 1990 Landscape and Urban Planning 19:55-68	79

<b>6</b>	<b>Landscape ecological and spatial impacts of climatic change in two areas in the Netherlands</b>	<b>95</b>
	R.H.G. Jongman en M.A. Souer 1991 Earth Surface Processes and Landforms 16:639-652	
<b>7</b>	<b>Riviersystemen: hoofdrol in een veranderend klimaat</b>	<b>111</b>
	R.H.G. Jongman 1992 Milieu 7(3):69-75	
<b>8</b>	<b>Discussie</b>	<b>121</b>
8.1	Inleiding	123
8.2	Ruimtelijk Ecologische Structuur	124
8.3	Patronen en processen in riviersystemen	125
8.4	De ruimtelijke organisatie: doelstellingen	127
8.5	De ruimtelijke organisatie: beleidsuitvoering	130
8.6	Conclusies en aanbevelingen	133
8.7	Referenties	134
<b>9</b>	<b>Summary</b>	<b>137</b>



## Voorwoord

Het onderzoek dat aan dit proefschrift ten grondslag ligt, kent reeds een lange historie. Sinds mijn aanstelling bij de provincie Gelderland in 1977 ben ik actief geweest in onderzoek en beleidsadvisering ten aanzien van natuur en natuurbescherming. In die periode startte ik daar het provinciale milieukarteringsonderzoek en diverse studenten en tijdelijke medewerkers hebben er vol enthousiasme aan meegewerkt. Het onderzoek dat ik samen met Jaques Leemans deed, was een stimulans om door te gaan met het ecologisch onderzoek in uiterwaarden. Theo van de Nes was degene, die me in direct contact bracht met het hydrologisch onderzoek in het project Sprengen en Beken op de Veluwe en de relatie water, natuur en beleid heeft me sindsdien niet meer losgelaten.

Aan de Landbouwwuniversiteit heb ik vanaf 1984 de draad van het onderzoek voortgezet en heb me proberen te concentreren op de relatie tussen beek- en riviersystemen en het beleid ervoor. Vele studenten hebben via hun afstudeeronderzoek impulsen gegeven, ideeën aangedragen en een grote of kleine bijdrage geleverd aan onderzoek, dat deel uitmaakt van dit proefschrift. Dit zijn met name Corine van Burg, Luc Geelen, Marijke van der Heiden, Christine Kardinaal, Steef Kok, Erna Ovaa, Rebecca Planteijdt, Jos Rademakers, Rienk Schaafsma en de Projectgroepen Dinkel en Noord Limburg. Deze bijdragen zijn deels verwerkt in de artikelen, deels in de inleiding of de discussie. Daarnaast ben ik speciale dank verschuldigd aan Martin Souer, die een belangrijke bijdrage heeft geleverd aan een van de artikelen in dit proefschrift. Gerrit Kleinrensink heeft het merendeel van de figuren getekend en Henk van Aggelen zorgde voor fotografische reproducties ervan.

Het proefschrift dat hier ligt, is in delen gepubliceerd in een breed scala van wetenschappelijke tijdschriften. Dat betekent, dat het door diverse beoordelaars in diverse richtingen is gebogen. Mijn beide promotoren prof dr ir Fer Kleefmann en prof dr Claus Stortenbeker hebben mij, na de jaren van worstelen met de materie en woekeren met de tijd, geprikkeld om de oorspronkelijke samenhang er weer in terug te brengen.

Rob Jongman

# Landschapsecologie en ruimtelijke organisatie in riviersystemen

## 1 Inleiding

### 1.1 Context

De ecologische en maatschappelijke betekenis van riviersystemen, maar vooral persoonlijke interesse heeft geleid tot het besluit riviersystemen te kiezen als object van onderzoek. Het fenomeen rivier werd in het begin van de jaren tachtig nog niet gezien als een samenhangend ecologisch en maatschappelijk systeem, maar vooral als een beheersobject van waterbeheerders. Het onderzoek van Nijenhuis naar de vegetatie en flora van de Nederlandse rivierdijken (1968), de Soet (1976) naar de waarden van de uiterwaarden, van van den Bergh et al (1979) naar de complexe vogelwereld van het rivierengebied en van Jongman en Leemans (1982) naar de vegetatie van de uiterwaarden lieten zien dat in het vrijwel geheel ontgonnen Nederland het rivierengebied nog belangrijke natuurwaarden kende. Mijn persoonlijke interesse was vooral gericht op de vraag hoe de relatie ligt tussen natuurwaarden, natuurlijke processen in de rivier en de maatschappelijke sturing ervan. Dat is een belangrijke drijfveer geweest voor dit onderzoek.

Ruimtelijke ordening, milieubeheer en waterbeheer zijn bestuurlijke activiteiten, gericht op technische aanpassing en beheer van de natuur ten behoeve van de samenleving. Ruimtelijke ordening is volgens de commissie van Veen (1971) het zoeken naar en het tot stand brengen van de best denkbare wederkerige aanpassing van ruimte en samenleving. In recente opvattingen, zoals die van de commissie Brundtland, moeten inrichting en beheer gericht zijn op duurzaamheid, een zodanige ontwikkeling, dat grondstofvoorraad, soorten en ecosystemen niet in gevaar komen (World Commission on Environment and Development 1987).

Sinds de publikatie van het rapport *Zorgen voor Morgen* (Langeweg 1988) zijn in Nederland milieubeheer en waterbeheer expliciet op dit principe gebaseerd (Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer 1989). Duurzaamheid staat centraal in de jongste serie beleidsdocumenten voor het landelijk gebied, de Vierde Nota Ruimtelijke Ordening Extra (Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer 1990), het Milieubeleidsplan (Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer 1989), het Natuurbeleidsplan (Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij 1990) en de Derde Nota Waterhuishouding (Ministerie van Verkeer en Waterstaat 1989). Ze hebben een accent op ecologische duurzaamheid, inclusief het instandhouden van soorten en ecosystemen. In alle vier de nota's zitten dezelfde problemen:

- \* de vertaling van het begrip ecologische duurzaamheid in voor de politiek hanteerbare termen en begrippen en
- \* het dilemma tussen duurzaamheid en verandering.

Reeds in de Vierde Nota Ruimtelijke Ordening zijn beide problemen zichtbaar (Kleefmann en Jongman 1988). Duurzaamheid vraagt om structurering, verandering

om flexibiliteit. Aangezien niet alles overal tegelijk kan, zullen er keuzen gemaakt moeten worden t.a.v. het gebruik van de ruimte. Hoe ecologische duurzaamheid vertaald moet worden en op grond waarvan tussen duurzaamheid en verandering gekozen moet worden is een moeilijk vraagstuk. In het Natuurbeleidsplan worden prioriteiten gesteld in de hoofdlijnen van beleid, zoals het aangeven van een ecologische hoofdstructuur, waarin nationaal en internationaal belangrijke ecosystemen gesitueerd zijn. Daarmee is echter nog niet aangegeven wat een ecologische hoofdstructuur is en hoe die kan functioneren. De invulling van duurzaamheid en verandering en daarmee de opbouw van ruimtelijke structuren, zoals een ecologische hoofdstructuur is afhankelijk van de visie die leeft in beleid en beheer en kan daardoor zeer verschillend zijn voor de verschillende delen van Nederland.

Er zijn enerzijds ecologische processen, die de duurzaamheid van ecosystemen en landschappen bepalen, anderzijds heeft de mens daar een zeer grote sturende invloed op. Zowel in het Natuurbeleidsplan als in de Derde Nota Waterhuishouding worden ecosystemen en soorten genoemd als hoofdelementen van beleid. Zowel voor soorten en soortengroepen zoals de steltlopers in laag Nederland - als voor ecosystemen - zoals voor rivierdijken - kan alleen dan beleid ontwikkeld worden, als de processen - zowel ecologisch als maatschappelijk - waardoor ze beïnvloed worden op de juiste wijze gestuurd of met rust gelaten worden. Ecologen dienen aan te geven welke processen en veranderingen erin verantwoordelijk zijn voor de voor- of achteruitgang van soorten en ecosystemen. Die veranderingen moeten geconcretiseerd worden in termen, die door beleidsmakers en beheerders van land en water in te passen zijn in het planningsysteem en het beheerssysteem. Onderzoek naar ecologische duurzaamheid dient zich dan ook te richten op alle processen, die in het landelijk gebied plaatsvinden in hun onderlinge samenhang.

Ecologisch onderzoek naar complexe landschappen kan worden aangeduid als landschapsecologie. De landschapsecologie richt zich met name op relaties in het landschap, op ecologische patronen en processen. Het uitgangspunt van de landschapsecologie is de beschouwing van het landschap als functionele samenhangende eenheid. In het algemeen kan landschapsecologie gedefinieerd worden als de studie naar interacties tussen abiotische en biotische landschapscomponenten in ruimte en tijd en de daaraan gerelateerde flora en fauna (Bunce en Jongman 1993). Het landschap vormt in het onderzoek ecologisch gezien een functioneel geheel.

Landschapsecologie kan benaderd worden vanuit een patrooningang, waarin de diagnose van het landschapsbeeld de ingang is voor analyse (Bartkowski 1984). Een tweede benadering in de landschapsecologie is de analyse van biotische en abiotische landschapskenmerken om het landschap als samenhangend geheel te beschrijven en te evalueren. Uit deze twee is het derde en het meest omvattende concept gegroeid, waarin niet alleen patronen, maar ook processen worden betrokken in de benadering; het landschap wordt beschouwd als ecosysteem (Zonneveld 1985). Het omvat de fysische en de biotische processen en de menselijke beïnvloeding daarvan in ruimte en tijd.

In Nederland is de landschapsecologie ontstaan uit de tweede benadering. In deze context wordt landschap fysisch-geografisch gedefinieerd als een gebied met een karakteristieke morfologie, bodems, hydrologie, vegetatie en vaak ook landgebruik.

Een van de belangrijke opdrachten van de landschapsecologie in deze visie is de correcte differentiërende karakteristieken van landschappen te selecteren (Vink 1982). Het is daarmee een belangrijk terrein voor zowel fundamenteel onderzoek als voor landevaluatie, het onderzoek naar de potenties voor en de gevolgen van landgebruik. Patroonherkenning en evaluatie zijn de beschrijvende fasen van wetenschap in ontwikkeling.

De analyse van de processen, die aan de patronen gerelateerd zijn levert het inzicht in het waarom en het hoe. Zo ontwikkelde zich in het begin van de jaren tachtig het onderzoek naar processen in het landschap en de daaraan gerelateerde verandering in populaties en ecosystemen. Dit onderzoek is met name wat betreft de biotische aspecten fundamenteel anders dan het ecologisch onderzoek tot dan toe. Dat richtte zich op homogene ecosystemen zoals een bos, een heide of een hooiland. Nu wordt landschapsdiversiteit een onderzoeksobject. Het huidige landschapsecologische onderzoek is gericht op ecologische processen en patronen met betrekking tot het functioneren van landschappen.

De directe koppeling tussen maatschappelijke problemen en (landschaps)ecologische vraagstukken is het werkterrein van de toegepaste landschapsecologie, dat met name de laatste jaren belangrijk is geworden. Dit is ook de context van de wisselwerking tussen landschapsecologie en ruimtelijke planvorming. Er zijn steeds meer aanzetten te zien van doorwerking van ecologische inzichten in concrete inrichtingsplannen. Niet alleen worden vele beleidsstukken gekenmerkt door landschapsecologisch getinte doelstellingen, ook worden de doelstellingen in praktijk gebracht. Het meest opvallend is dit in de recente hausse in natuurontwikkelingsplannen in het Nederlandse rivierengebied (Jongman en Rademakers 1993).

Het is zinvol in de landschapsecologie twee onderzoekstypen naast elkaar te onderscheiden, fundamenteel en toegepast onderzoek, dit laatste gericht op de integratie van landschapsecologische principes in planvorming, inrichting en beheer. Beide onderzoekstypen hebben hun bestaansrecht, maar functioneren in Nederland in nauwe samenhang met elkaar. In een voor Nederland belangrijke pionierstudie op dit gebied, het GEM of het Globaal Ecologisch Model voor de Ruimtelijke Ontwikkeling van Nederland (Van der Maarel en Dauvellier 1978) is voor de eerste keer geprobeerd deze wisselwerking systematisch uit te werken. Hierin wordt de gekozen landschapsecologische benadering ecologische planologie genoemd. De term is niet erg gelukkig en heeft geen verdere ingang gevonden; wel duiden de auteurs daarmee treffend het dualistische van de integratie van het objectgerichte ecologisch onderzoek en het handelinggerichte planologisch onderzoek.

In deze studie wordt gebruik gemaakt van fundamentele landschapsecologische kennis, maar ligt het accent op het toegepaste landschapsecologisch onderzoek.

### *1.2 Probleem- en doelstelling*

In dit onderzoek wordt de term probleem gebruikt om een maatschappelijk probleem of storing aan te duiden; het begrip vraagstuk wordt gebruikt voor de aanduiding van een wetenschappelijke probleemstelling, die al dan niet tevens een maatschappelijk probleem kan zijn. Dit onderscheid wordt gemaakt om verwarring te vermijden in de

nauwe relaties tussen (landschap)ecologische vraagstukken en maatschappelijke problemen.

Het verdwijnen van de steur en de zalm in de eerste helft van deze eeuw uit de Rijn is zowel een maatschappelijk probleem als een ecologisch vraagstuk. Hetzelfde kan gezegd worden van het droogvallen van beken op de Veluwe in de zestiger jaren. Het zijn maatschappelijke problemen, omdat bepaalde maatschappelijke functies minder goed vervuld kunnen worden of zelfs geheel verdwijnen. Het zijn ecologische vraagstukken, omdat er ecologische processen en patronen zijn veranderd. Het verdwijnen van vis uit de rivier is waarschijnlijk veroorzaakt door een combinatie van morfologische veranderingen in het bed van de rivier (regulering) en vervuiling. Dit vraagt om een nadere analyse en verklaring. Daarnaast heeft het belangrijke gevolgen gehad voor de riviervisserij. Het droogvallen van sprengbeken op de Veluwe in de eerste helft van deze eeuw is veroorzaakt door het wegvallen van hun economische betekenis in combinatie met veranderingen in landgebruik op regionale en lokale schaal en toenemende grondwateronttrekking. De erkenning van dit probleem kwam pas in de jaren zeventig, toen gesignaleerd werd dat betekenis voor het natuurbehoud en de openluchtrecreatie verloren dreigde te gaan.

Er zijn mogelijkheden om de achteruitgang van soorten of van ecosystemen te stoppen. Het kan aan de natuur zelf worden overgelaten - mits deze de ruimte en de rust kan krijgen die daar gedurende lange tijd voor nodig is -, maar er kunnen ook gerichte maatregelen worden genomen om processen te reguleren. In het laatste geval dient men echter te weten welke de processen zijn, die een ecosysteem laten ontwikkelen of problemen veroorzaken en welke de variabelen daarvoor een indicatie zijn. Onderzoek is gewoonlijk beperkt tot òf maatschappelijke òf ecologische vraagstukken. Essentieel voor beleidsgericht onderzoek is echter juist de koppeling tussen maatschappij- en natuurwetenschappelijke kennis. De probleemstelling van dit onderzoek is hoe een inhoudelijke koppeling mogelijk is tussen de maatschappelijke problemen met betrekking tot ruimtelijke planning en beleid en de natuurwetenschappelijke ecologische kennis die nodig is voor de oplossing ervan.

De doelstelling van dit onderzoek is inzicht te ontwikkelen in rol van ecologische relaties in ruimte en tijd binnen de ruimtelijke organisatie en zo te komen tot aanbevelingen ten aanzien van de inhoudelijke voorbereiding en de uitvoering van ruimtelijk beleid. Het object van onderzoek is het riviersysteem, omdat dit zowel landschapsecologisch als ook maatschappelijk een belangrijke ruimtelijke eenheid is. Water is bij uitstek het medium, dat het landschap ecologisch structureert. Europa en daarbinnen andere bestuurlijke eenheden zoals Frankrijk en Nederland zijn onder te verdelen in stroomgebieden van grote en kleine rivieren, die alle een vergelijkbare ecologische opbouw hebben en waarin vergelijkbare processen spelen. Deze combinatie van opbouw en processen maakt het mogelijk riviersystemen te beschouwen als een ecosysteem. De maatschappelijke betekenis van riviersystemen komt voort uit het gezamenlijk belang dat men in een stroomgebied heeft bij het waterbeheer, zowel van het oppervlaktewater als van het grondwater. Rivieren zijn politiek, cultureel en economisch altijd belangrijk geweest. De Rijn is van de Romeinse tijd tot de tweede wereldoorlog een strategisch belangrijke grens geweest, het is een economisch belangrijke transportweg en een bindend element in zowel de cultuur

van Duitsland als van Nederland. Hetzelfde, in een andere context, kan gezegd worden van andere rivieren zoals de Theems, de Donau, de Wolga, de Mississippi en de Nijl. Deze combinatie van maatschappelijke structuur en processen heeft ertoe geleid, dat riviersystemen bestuurlijke eenheden zijn.

Een onderzoek naar landschapsecologie en ruimtelijke organisatie van riviersystemen betekent enerzijds analyse van de patronen en processen die voor riviersystemen van belang zijn en anderzijds analyse van de maatschappelijke beïnvloeding van die patronen en processen. Deze twee aspecten vormen dan ook de twee dimensies van dit onderzoek, enerzijds het ecologisch systeem en anderzijds het organiseren van landgebruik zoals zich dat voltrekt binnen institutionele kaders van bestemming, inrichting en beheer. Er zijn dan ook daarop voortbouwende twee onderzoeksvragen geformuleerd:

- \* Welke zijn de belangrijkste processen in riviersystemen die in ruimte en tijd de ecologische ontwikkeling ervan bepalen en kunnen deze processen vertaald worden in uitgangspunten en randvoorwaarden voor natuurbescherming als vorm van landgebruik.
- \* Hoe kan c.q. dient in het licht van vergelijking van concrete cases het vigerend ruimtelijk beleid ten aanzien van doelstellingen en implementatie worden beoordeeld?

Vanuit deze twee centrale vragen kunnen inzichten en aanbevelingen worden ontwikkeld ten aanzien van de sturing van de ruimtelijke organisatie, het ruimtelijk organiseren via planning en beleid.

## **2. Ruimtelijke organisatie en Ruimtelijk Ecologische Structuur**

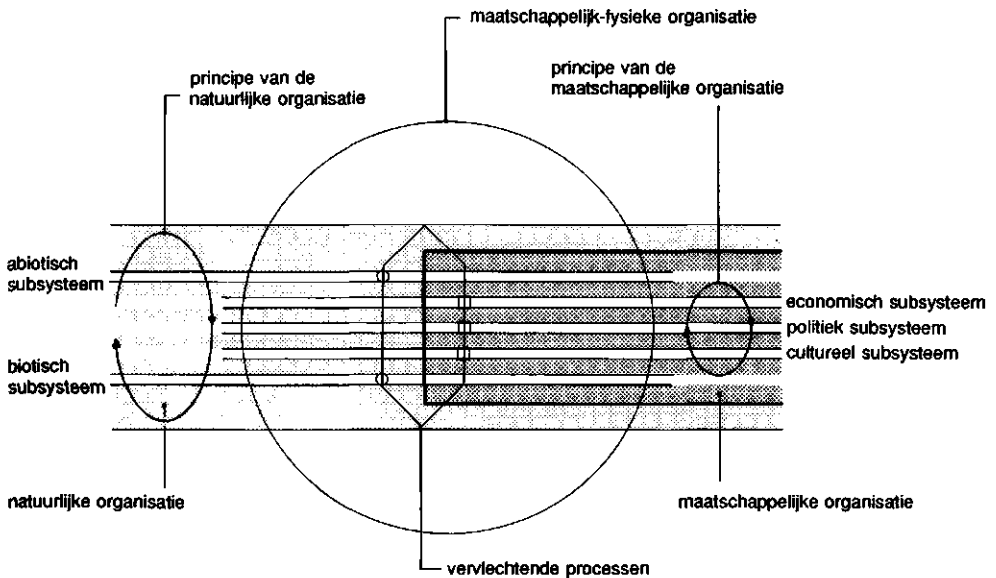
### *2.1 Ruimtelijke organisatie*

De betrekkingen tussen de maatschappij en de natuur raken in hoge mate gereguleerd en geïnstitutionaliseerd. Het is noodzakelijk gebleken om ruimtevragende activiteiten niet alleen af te wegen op hun directe maatschappelijke effecten en hun consequenties voor andere ruimtegebruikers, maar ook op hun concurrerend beslag op het natuurlijk potentieel van een gebied en hun eventuele effecten op de draagkracht daarvan. Maatschappelijke activiteiten als landbouw, waterwinning en recreatie en natuurbescherming vinden hun basis in het potentieel dat de natuur ervoor biedt; de natuurlijke potenties van een gebied gelden als belangrijkste uitgangspunt voor landgebruik. Bij een te grote claim op dit natuurlijke potentieel van een gebied kunnen echter andere, meer kwetsbare vormen van landgebruik, en uiteindelijk kan zelfs de betreffende vorm van landgebruik zelf worden aangetast.

Het functioneren in ruimte en tijd van de wisselwerking tussen maatschappelijke activiteiten en het natuurlijk substraat is door Rouge (1947) gedefinieerd als *organisation d'espace*, ruimtelijke organisatie. Rouge's definitie is overgenomen door de Commissie van Veen (1971) in haar omschrijving van de ruimtelijke ordening "als het zoeken naar en het tot stand brengen van de best denkbare wederzijdse aanpassing van ruimte en samenleving". Door Kleefmann en van der Vlist (1989) is de

betrekking tussen natuur en maatschappij conceptueel uiteengelegd in een natuurlijke of fysieke organisatie en een maatschappelijke organisatie die als deelsystemen van een "Maatschappelijk-Fysieke Organisatie" (MFO) kunnen worden opgevat (Figuur 1). De natuurlijke en de maatschappelijke organisatie kennen elk een sterke interne samenhang maar zijn ook onderling nauw met elkaar vervlochten; in hun vervlochtenheid vormen ze het leefmilieu van de mens.

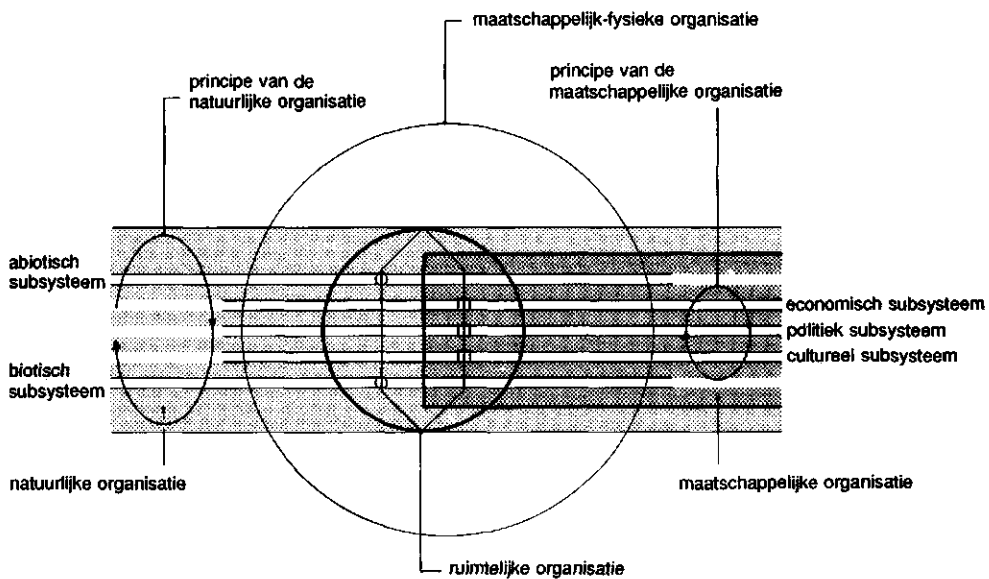
De maatschappelijke organisatie omvat in beginsel alle maatschappelijke activiteiten en hun betrekkingen. Ze vormt tevens de handelingscontext voor de realisering van maatschappelijke doelstellingen met betrekking tot de omvorming van de natuurlijke organisatie via planvorming, besluitvorming en uitvoering. Binnen de natuurlijke organisatie vinden in beginsel alle natuurlijke processen plaats, die echter vanuit de maatschappelijke organisatie belangrijk kunnen worden beïnvloed. Beide deelsystemen c.q. typen van organisatie kennen hun eigen organisatie- en sturingsprincipes, die wegens de nauwe vervlochtenheid van deze deelsystemen in hoge mate interfereren. Kennis van de processen in de natuurlijke organisatie, de belangrijkste variabelen daarin en de mate van beïnvloedbaarheid daarvan is uiteraard van groot belang voor planvorming en beleid.



Figuur 1. De maatschappelijk-fysieke organisatie (MFO). Deze bestaat uit een onderling nauw verweven maatschappelijk en natuurlijk systeem.

Sturing van de natuurlijke organisatie vanuit de maatschappelijke organisatie betekent, dat natuurlijke dynamiek systematiek wordt geleid en aangepast volgens maatschappelijke voorwaarden overeenkomend met aan behoeften verbonden doelstellingen; juist deze interventie resulteert in de maatschappelijk-fysieke organisatie. Zo wordt bijvoorbeeld de natuurlijke produktiviteit van terrestrische ecosystemen met technische middelen vergroot tot een landbouwsysteem en wordt de natuurlijke dynamiek van rivieren beperkt om overstromingen te voorkomen en rivieren geschikt te maken voor transport.

Aan de hand van het MFO-concept definiëren Kleefmann en van de Vlist (1989) het begrip ruimtelijke organisatie als de representatie van de ruimtelijke aspecten van de maatschappelijk-fysieke organisatie. De ruimtelijke organisatie kan derhalve worden opgevat als een aspectsysteem van de maatschappelijk-fysieke organisatie (Figuur 2). Ook de ruimtelijke organisatie representeert de nauwe vervlochtenheid van natuur en maatschappij en ook hier is uiteraard sprake van een groot aantal (overigens nauw met de bredere context van de MFO verbonden) relaties waarin zich eventueel allerlei storingen kunnen voordoen. In paragraaf 2.2 zal het begrip ruimtelijke organisatie nog nader worden verrijkt.



Figuur 2. De ruimtelijke organisatie, bestaande uit een maatschappelijk-ruimtelijk en een fysiek-ruimtelijk deelsysteem.



Het ruimtelijk organiseren, i.c. planvorming en beleid als middel tot het realiseren van een doelconforme ruimtelijke organisatie, i.c. een doelgerichte inrichting en een efficiënt beheer wordt, als gezegd, geïnitieerd vanuit de maatschappelijke organisatie. Ook voor rivieren geldt dat het gebruik ervan primair maatschappelijk bepaald is, maar ook hier zijn de mogelijkheden voor het realiseren van maatschappelijke doelstellingen nauw verbonden met fysieke factoren; in dit geval met name met de waterafvoer, die op zijn beurt weer bepaald wordt door neerslag, temperatuur en verdamping. De gebruiksmogelijkheden van de rivier kunnen overigens vergroot worden door de technische mogelijkheden om de rivier maximaal te beheersen. Een belangrijk en complex onderdeel van het ruimtelijk organiseren is de uitvoering ervan: het handhaven van bestemmingen en de uitvoering van inrichting en van het beheer. Het vormt de verbinding tussen inhoudelijke aspecten - kennis van essentiële aspecten van functies en effecten van beheer - en procedurele aspecten - toekenning, coördinatie en handhaving van functies - . Hiervoor dienen gebruiksdoelstellingen en ecologische waarden enerzijds vertaald te worden in onder meer hydrologische processen, grenswaarden en normen en anderzijds in ecologisch en juridisch correcte voorschriften en beheersrichtlijnen.

## *2.2 De Ruimtelijk Ecologisch Structuur*

Ecologische duurzaamheid is een maatschappelijk begrip, dat in de ecologie en met name in de populatiedynamica al lang een belangrijk onderzoeksthema is. Het overleven van een populatie van een soort in relatie tot haar omgeving staat daarbij centraal. De duurzame biomassa-productie van een bos, grasland of water bepaalt de grootte van de populatie die er kan leven. Voor vele diersoorten geldt daarnaast, dat uitwisseling tussen populaties essentieel is voor hun voortbestaan. Oppervlakte, habitatkwaliteit en afstand tussen populaties bepalen samen de grootte en de levensduur van populaties van soorten (Den Boer 1990, Opdam 1991).

Ruimtelijke aspecten spelen een uiterst belangrijke rol in het voortbestaan van natuurlijke systemen en de daarbij horende soorten. Klimaat, hydrologische processen, successie in ecosystemen en migratie van soorten worden alle gekenmerkt door ruimtelijke patronen en een ruimtelijke differentiatie in processen. Zo is het klimaat in Europa onder te verdelen in zones op basis van temperatuur, neerslag en verdamping (Walter en Lieth 1964, Jones en Bunce 1985) en bestaat Europa uit een aantal grote stroomgebieden, die zijn onder te verdelen in deelsystemen. Stroomgebieden en rivieren worden gevormd bij de gratie van hoogteverschillen. Populaties functioneren zelfstandig of als deel van een metapopulatie (Opdam 1991), afhankelijk van de rol die oppervlakte en uitwisseling spelen. Vogels trekken langs bepaalde banen, die per soort en populatie kunnen verschillen. Iedere plantesoort heeft zijn eigen areaal, dat gekenmerkt wordt door klimaat, bodem en hydrologie.

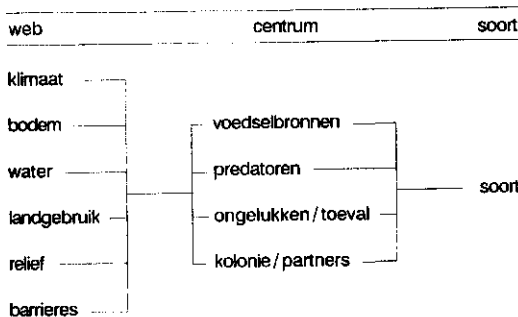
Het axioma, waarop Andrawartha en Birch (1984) hun milieutheorie baseren is, dat *het milieu van een dier uit alles bestaat, dat zijn kans om te overleven en te reproduceren beïnvloedt*. Dat betekent, dat zij menselijke invloed als onderdeel van het milieu van een soort beschouwen. In hun uitwerking speelt overigens landgebruik en andere menselijke activiteiten slechts een beperkte rol. Ze verdelen het milieu van

een soort onder in een centrum (de directe leefomgeving) en het web (de ruimtelijke context). In het centrum zijn voedsel, partners, toevallige gebeurtenissen en roofdiere te vinden. Het web is het systeem van onder meer andere organismen, klimaat, water, bodem en reliëf (Figuur 3). MacArthur en Wilson (1967) in hun theorie van biogeografie van eilanden en Den Boer (1991) in zijn onderzoek naar de populatiedynamica van loopkevers gaan ook uit van het bestaan van ruimtelijke variabiliteit. In ecologisch onderzoek is de ruimtelijke variabiliteit van belang om te verklaren, waarom soorten of populaties verdwijnen of opkomen.

In het algemeen geldt, dat niet alleen de mens maar ook andere soorten de ruimte inrichten voor optimalisering van hun leefomstandigheden. Sommige soorten, zoals trekvogels veranderen van verblijfplaats als de omstandigheden minder gunstig worden, andere veranderen hun omgeving naar hun eigen behoeften, zoals de bever, de das en miersoorten. Dat betekent, dat ieder organisme een eigen optimale landschapstructuur kent, die het ecologische web van een soort genoemd kan worden (Andrawartha en Birch 1984).

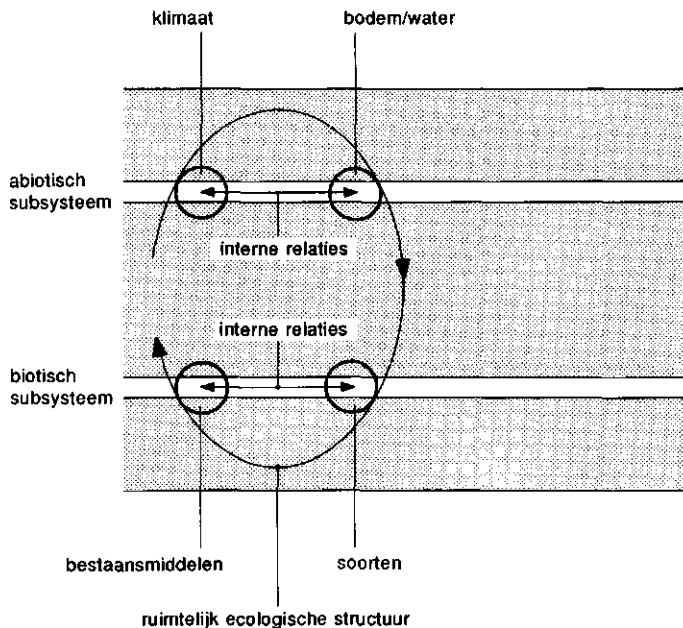
In een landschap liggen vele webstructuren over elkaar; er zijn interacties tussen soorten en dus tussen hun webstructuren. Het milieu dat voor een soort functioneert als centrum, is dat niet noodzakelijk voor de andere. Plantesoorten zijn voedsel voor herbivoren en deze kunnen weer prooi zijn voor predatoren. De regulering van de aantallen in een populatie kan zowel plaatsvinden in het centrum als in het web. De verschillen in eisen aan het milieu van soorten en populaties maakt dat er verschillen zijn in biodiversiteit per landschap.

In een natuurlijk landschap, dat niet door de mens beïnvloed is, is de configuratie van ecosystemen en de soorten erin volledig bepaald door de natuurlijke processen van klimaat, verweering, erosie, successie en populatiedynamica. Het ruimtelijk systeem wordt volledig bepaald door natuurwetten. Het geheel van webstructuren vormt een ruimtelijk ecologische structuur, dat het natuurlijke organisatieprincipe van het landschap vormt en gebaseerd is op het totaal van ecologische patronen en processen (Figuur 4). Een logische basiseenheid van zo'n natuurlijk organisatieprincipe is het stroomgebied.



Figuur 3. Algemeen principe van een ecologisch web van een soort (naar Andrawartha en Birch 1984)

De ruimtelijk ecologische structuur bestaat uit een biotische en een abiotische component. De twee hoofdaspecten van de biotische component zijn 'bestaansmiddelen' (resources) en 'soorten'. Onder 'bestaansmiddelen' worden verstaan alle middelen om een gezonde stofwisseling te organiseren (Andrawartha en Birch 1984). Het vormt daarmee de potentie om populaties en ecosystemen te ontwikkelen en in stand te houden. Daaronder valt met name de mogelijkheid voor productie van levende materie in de vorm van onder meer hout, gras en vlees. Het is het productieve deel van het systeem, dat bepaalt hoeveel er geproduceerd kan worden. Het begrip 'soorten' omvat de soortensamenstelling van een gebied, de diversiteit ervan. Het geeft aan hoe complex relaties in een systeem zijn. De interne relatie tussen soorten bepaalt onder meer uit wat voor componenten de bestaansmiddelen bestaan en hoeveel soorten en welke omvang van populaties een gebied kan dragen. In een natuurlijk riviersysteem zijn er veel middelen van bestaan, veel soorten en grote populaties; er zijn dan ook complexe relaties tussen soorten onderling. De bestaansmiddelen bestaan hier uit door de rivier van bovenstrooms aangevoerde nutriënten en plantaardig en dierlijk organisch materiaal (Penka et al 1985).



Figuur 4. De ruimtelijk ecologische structuur als ruimtelijk uitwerking van de natuurlijke organisatie van patronen en processen.

De abiotische component is samengevat in twee aspecten: klimaat en bodem/water. Klimaat is het complexe systeem van temperatuur, neerslag en verdamping, dat een belangrijke randvoorwaarde is voor een ecosysteem. Bodem en water zijn het substraat voor activiteiten en hun aanwezigheid en type bepaalt wat er zich in een gebied kan ontwikkelen. De wisselwerking tussen deze vier aspecten is de organisatie van de bestaansmiddelen door de verschillende soorten en komt tot uiting in de landschapsstructuur als ruimtelijke variatie van levende en dode elementen, zoals reliëf, bos, grasland en meren. In een door de mens beheerst landschap is hierin natuurlijk ook het landgebruik opgenomen. In ecologische termen kan dit de ruimtelijk ecologische structuur genoemd worden. Immers onder invloed van klimaat en reliëf vormen zich bodemtypen en stroomgebieden, natte en droge gebieden, waarin soorten zich vestigen, die gebruik maken van de middelen van bestaan die er zijn om populaties op te bouwen en die weer andere soorten aantrekken om zo een ingewikkelde webstructuur te ontwikkelen.

### *2.3 De relatie tussen ruimtelijke organisatie en ruimtelijk ecologische structuur*

Het ruimtelijk organiseren, via planvorming en beleid betreft, als gezegd, de ruimtelijke dimensies van de maatschappelijk-fysieke organisatie. Ze richt zich enerzijds op de locatie en inrichting van maatschappelijke activiteiten (i.c. op maatschappelijk-ruimtelijke aspecten) en anderzijds op de locatie en inrichting van de met maatschappelijke activiteiten verbonden en met het oog op deze verbinding vormgegeven fysieke objecten en structuren (i.c. op de fysiek-ruimtelijke aspecten), beide met inbegrip van hun onderlinge relaties. De ruimtelijke organisatie resulteert uit de wisselwerking van de twee hier genoemde aspecten. De representatie van de maatschappelijk-ruimtelijke aspecten wordt door Kleefmann (1992) als maatschappelijk-ruimtelijke organisatie en die van de fysiek-ruimtelijke aspecten als de fysiek-ruimtelijke organisatie gepreciseerd.

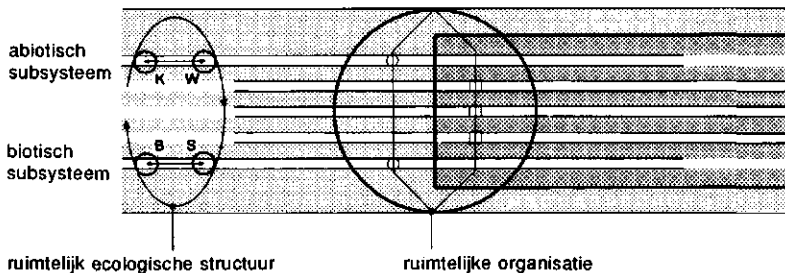
De ruimtelijk ecologische structuur kan, als gezegd, beschouwd worden als de ruimtelijke representatie van de natuurlijke systematiek aan de basis van de ruimtelijke organisatie (Figuur 5); dat wil zeggen, van de natuurlijke processen, die ecologische ontwikkelingen sturen en die leiden tot natuurlijke ruimtelijke variabiliteit, en het omvat de processen die de ecologische ontwikkelingen sturen. Hoewel deze processen door landgebruik, i.c. door doelgerichte inrichting en efficiënt beheer, gemodificeerd kunnen worden (juist door deze modificatie krijgt de fysiek-ruimtelijke organisatie immers haar gestalte) blijven ze werkzaam en kunnen ze ook als zodanig worden herkend en bestudeerd.

Modificatie door landgebruik, maar ook intrinsieke veranderingen in de natuurlijke systematiek zelf (klimaatveranderingen bijvoorbeeld), kunnen echter, zoals eerder al ter sprake kwam, storingen veroorzaken in de fysiek-ruimtelijke organisatie. Juist voor de analyse van storingen is het onderscheid tussen de concepten Ruimtelijke Ecologische Structuur en fysiek-ruimtelijke organisatie van belang. Het biedt een analytisch aanknopingspunt om onderscheid te maken tussen de natuurlijke en de maatschappelijk-normatieve dimensies van de fysiek-ruimtelijke organisatie en dus ook om storingen vanuit beide dimensies te duiden. Met het inzicht, dat dit oplevert

kan het terzake relevant beleid vervolgens zowel zinvol worden geanalyseerd, als op knelpunten c.q. onvolkomenheden worden aangepast.

Natuurlijke processen, zoals overstromingen door hevige regenval of het smelten van sneeuw hebben een aantal ecologische gevolgen zoals het sterven van individuen van populaties en afzetting van vruchtbaar slib en zaden. Pas op het moment dat er sprake is van landgebruik door de mens kan gesproken worden van eventuele storingen: het niet passen binnen de doelstellingen van landgebruik. De overstroming van het land met vruchtbaar slib is in vroeger tijden een welkome aanvulling geweest van de bodemvruchtbaarheid, nu is het een ernstige storing door beperking van de bedrijfsvoering en de mogelijke aanwezigheid van vervuiling in water en slib. De kans op overstroming van een rivier kan worden verkleind of vergroot door regulering, verstedelijking en ontbossing afhankelijk van het neerslagpatroon en het bergend vermogen van het stroomgebied van die rivier.

Het klimaat en de nabijheid van de Alpen bepaalt welke landgebruiksvorm in de uiterwaarden mogelijk is. In de Bovenrijn treedt hoogwater vooral in de zomer op door het smeltwater van de gletsjers, terwijl in de Benedenrijn de invloed van smeltwater uit Duitsland en Frankrijk in het vroege voorjaar domineert. Langs de Bovenrijn in Baden-Württemberg zijn grote oppervlakten van de uiterwaarden met rivierbos bedekt (Dilger et al 1988); landbouw levert teveel risico (storing van het landgebruik) op. Langs de Benedenrijn is dat risico veel minder en in Nederland komt vrijwel geen rivierbos meer voor, maar domineert landbouw (Jongman 1990).



Figuur 5. De plaats van de ruimtelijk ecologische structuur in de ruimtelijke organisatie. De ruimtelijke organisatie is gevormd uit de wisselwerking tussen maatschappelijk- en fysiek-ruimtelijke organisatie. K:klimaat; W:bodem/water; B:bestaansmiddelen; S:soorten.

In sterke mate worden in de huidige situatie de natuurlijke processen die plaatsvinden in de ruimtelijk ecologische structuur beïnvloed door maatschappelijke processen. Een onbeïnvloede ruimtelijk ecologische structuur bestaat in de praktijk niet meer. Wel is het zinvol voor de analyse het onderscheid te blijven maken tussen onbeïnvloede en door de mens beïnvloede systemen, omdat het een goed analysekader biedt voor de wisselwerking tussen maatschappij en natuur.

### 3 Onderzoeksvragen

#### 3.1 Stroomgebieden en riviersystemen

Klimaat en geohydrologie bepalen in sterke mate het voorkomen en het gedrag van het water in een stroomgebied en daarmee het voorkomen van flora en fauna. In een stroomgebied van een rivier is de fysiek-ruimtelijke organisatie de resultante van de interactie tussen water, flora en fauna binnen de context van klimaat en geohydrologie, bodem en water enerzijds en maatschappelijke processen anderzijds (Figuur 5). Onderzoek naar de belangrijkste processen in riviersystemen die in ruimte en tijd de ecologische ontwikkeling ervan bepalen betekent enerzijds onderzoek naar de ecologische en maatschappelijke context van riviersystemen en anderzijds onderzoek naar de ecologische variabelen en processen onder invloed daarvan. Het vervolgens beoordelen van het ruimtelijk beleid qua doelstellingen en implementatie betekent het nagaan wat de consequenties zijn van vigerend beleid voor ecologische variabelen en processen.

Stroomgebieden van rivieren bestaan uit een terrestrisch, een semi-terrestrisch en een aquatisch deel. Alle drie hebben ze een eigen functie in het systeem; het terrestrische deel is inzigtig gebied voor regenwater. Het aquatische deel zorgt voor een min of meer permanente afvoer van water. Het semiterrestrische deel functioneert bij lage waterafvoer als terrestrisch systeem en bij hoge waterafvoer als aquatisch systeem; het is het hoogwaterbed, dat begrensd is door hoger gelegen land of dijken. Een riviersysteem bestaat bij de gratie van gradiënten tussen hoog en laag en tussen water en land. Er zijn voortdurend veranderingen in de aanvoer van water door variabiliteit in het klimaat; daarnaast kunnen natuurlijke morfologische veranderingen in het bed van de rivier en menselijke invloed zoals drainage, wateronttrekking en opstuwing de afvoer van een rivier veranderen. De opbouw van de levensgemeenschappen in het riviersysteem is afhankelijk van deze klimatologische, hydrologische en morfologische processen en de menselijke invloed erop. Vanaf de bron tot aan de monding veranderen fysische variabelen permanent en daarmee ook de biologische variabelen die aan het riviersysteem zijn gebonden zoals het aanwezige organisch materiaal, de vissen en de macrofauna (Minshal et al 1985).

De uiterwaarden zouden moeten functioneren als kraamkamer en voedselgebied voor vele soorten. Ze zijn qua functie voor de grote rivieren vergelijkbaar met de Waddenzee voor de Noordzee, omdat beide hoog-productief zijn, er in een goed functionerend systeem permanent uitwisseling van water, organisch materiaal en nutriënten tussen beide deelsystemen plaatsvindt en intensieve uitwisseling tijdens de

afvoer van hoog water. Deze uitwisseling betreft sediment (Morisawa 1985) plankton (Amoros et al 1987), vissen en macrofauna en plantedenen zowel als voedsel (Minshall et al 1985) als waarschijnlijk zaden (Jongman 1984). De uitwisseling tussen beide is essentieel in het functioneren van het riviersysteem als geheel (Décamps en Naiman 1989).

Door de mens wordt van riviersystemen op verschillende manieren gebruik gemaakt, afhankelijk van hun landschapsecologische kenmerken. Daarbij spelen processen en de schaal van het systeem een belangrijke rol. Kleine systemen, zoals de Veluwe sprengbeken zijn al in de Middeleeuwen aangepast aan menselijk gebruik. Vanaf de 11e, maar met name in de 16e eeuw zijn vele beekstelsels ingericht voor industriële doeleinden, zoals het malen van koren, papierfabricage en wasserijen (Hardonk 1968). In die tijd was het slechts beperkt mogelijk grotere systemen, zoals de grotere laaglandbeken en de grote rivieren te bedwingen. Dat heeft pas op grote schaal plaatsgevonden vanaf het begin van de vorige eeuw en in deze eeuw (CHR/KHR 1978, van der Woud 1989; Pons 1957). De huidige technische mogelijkheden voor aanpassing van het fysieke substraat aan de maatschappelijke eisen maakt een intensiever gebruik en gedeeltelijke beheersing van zelfs de grootste rivieren mogelijk.

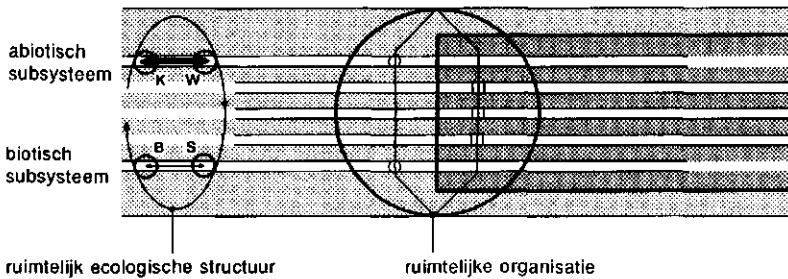
### *3.2 Het stroomgebied als eenheid*

Binnen stroomgebieden kunnen verschillen voorkomen in klimaat, geohydrologische kenmerken, landgebruik en watergebruik, maar de waterafvoer via een rivier maakt de stroomgebieden tot landschapsecologische eenheden. Een stroomgebied kan onderverdeeld worden in een voedingsgebied, een bovenstrooms deel en een mondingsgebied. Wat betreft het klimaat zijn er in grotere systemen verschillen te verwachten. In het stroomgebied van de Rijn varieert het klimaat van alpien tot atlantisch en in dat van de Rhône van alpien tot mediterraan. Binnen deze stroomgebieden veranderen met het klimaat ook de ecologische variabelen, behalve langs de rivier zelf. Rivierbossen zijn z.g. azonale vegetatietypen, die niet aan het algemeen heersende klimaat zijn gekoppeld. Tot in het Nederlandse rivierengebied komen mediterrane en centraal Europese plantensoorten voor. Deze soorten zijn hier in het meest noord-westelijke deel van hun areaal en komen veelal voor op droge plaatsen met een zonnige expositie (Cohen Stuart en Westhoff 1963, Westhoff et al 1971).

Het klimaat vormt de context waarbinnen een riviersysteem zich ontwikkelt. Klimaat brengt via straling energie in een ecologisch systeem en zorgt voor verdeling van warmte en water. Twee belangrijke klimaatprocessen, die samen de afvoer van rivieren bepalen zijn neerslag en verdamping. Het type neerslag regen of sneeuw, de neerslagperiode en de verhouding ten opzichte van de verdamping, het neerslagoverschot, bepaalt samen met het bergend vermogen van een gebied de grootte en de variabiliteit van de afvoer. De mogelijkheid om rivieren te reguleren en uiterwaarden in te richten voor bepaalde vormen van landgebruik wordt in belangrijke mate bepaald door het overstromingsrisico. Zo wordt de afvoer van de Bovenrijn grotendeels bepaald door het klimaat in Zwitserland en dus de piekafvoer uit de Alpen in de zomermaanden. Dat betekent dat er vrijwel altijd overstroming is in het land-

bouwkundige groeiseizoenen. De dominerende vorm van landgebruik is dan ook bosbouw. In het Nederlandse deel van de Rijn domineert de afvoer van Duitsland en Frankrijk en is de piekafvoer in februari en maart. Het risico van zomerhoogwater is zo gering, dat hier veehouderij kan domineren (Jongman en Vera 1991). Relatief hoge waterafvoer in het groeiseizoen met overstromingen kwam in de eerste veertig jaar van deze eeuw en in de periode 1960-1990 regelmatig voor. Langs de Bovenrijn leidde dat tot beëindiging van boerenbedrijven in de Kühkopf in 1983. Voor de Nederlandse landbouworganisaties in het gebied van de IJssel was het aanleiding voor een onderzoek naar mogelijkheden om schade te voorkomen dan wel te beperken (Werkgroep Uiterwaardenproblematiek 1986). Dit verschil in benadering van hetzelfde probleem duidt op verschillen in de mogelijkheden voor de oplossing van het overstromingsprobleem.

Om te weten welke rol klimaat kan spelen in de fysiek-ruimtelijke organisatie van riviersystemen is een goed inzicht de ruimtelijke verdeling van het klimaat belangrijk. In het verleden zijn er diverse classificaties van het klimaat gemaakt zowel op Europese als op wereldschaal. In de classificatie van Köppen (1931) is het stroomgebied van Rijn en Maas, inclusief Zwitserland ingedeeld in slechts twee categorieën. Walter en Lieth (1964) gebruikten klimaatsdiagrammen om gebieden te karakteriseren. Ze kwamen daarmee tot een meer nauwkeuriger indeling, die voornamelijk gebaseerd was op neerslag en temperatuur. Dergelijke indelingen bieden echter slechts een globaal inzicht in klimaattypen en gaan volledig voorbij aan eventuele verschillen binnen een stroomgebied als dat van de Rijn. Daarvoor is een meer gedetailleerde classificatie noodzakelijk.



Figuur 6. Onderzoek naar de begrenzing van riviersystemen. K:klimaat; W:bodem/water; B:bestaansmiddelen; S:soorten.



Jones en Bunce (1985) maakten met behulp van multivariate technieken een klimaatclassificatie van Europa. Zij gebruikten daarvoor gegevens uit bestaande polygonenkaarten om hun database te vullen en werkten op een vergelijkbare schaal als Walter en Lieth (1964). Ze toonden echter met hun werk aan, dat bestaande multivariate technieken, zoals die in de (landschaps)ecologie gebruikt worden, ook geschikt zijn voor de analyse van klimaatsgegevens. Dat nu biedt de mogelijkheid om met de beschikbare gegevens van klimaatstations in Europa een nadere analyse te maken van de verschillen in het stroomgebied van de Rijn. In dit onderzoek is een van de doelstellingen om na te gaan in hoeverre er klimaatverschillen voorkomen in het stroomgebied van de Rijn en wat daar de betekenis van kan zijn.

Deze onderzoeksvraag is er een uit een reeks van vragen over de begrenzing van en ecologische differentiatie binnen stroomgebieden. Zo kan de vraag gesteld worden of klimatologische differentiatie binnen stroomgebieden een algemeen verschijnsel is of dat alleen geldt voor de grotere systemen. Een tweede algemene vraag is of klimaatstations wel juist zijn gelokaliseerd om ecologische interpretaties mogelijk te maken. In het algemeen is het vinden van criteria voor de begrenzing van stroomgebieden van rivieren en binnen stroomgebieden een interessante en relevante vraag. Zo kunnen naast klimaat de geomorfologie, de geohydrologie en het landgebruik als criteria gebruikt worden. Meer specifiek voor intensief gebruikte systemen is het van belang te weten in hoeverre maatschappelijke veranderingen, zoals wateronttrekkingen en waterafvoer via kanalen naar andere riviersystemen de begrenzing van een riviersysteem beïnvloeden. Met name voor doelstellingen van integraal waterbeheer per riviersysteem is dit uitermate belangrijk.

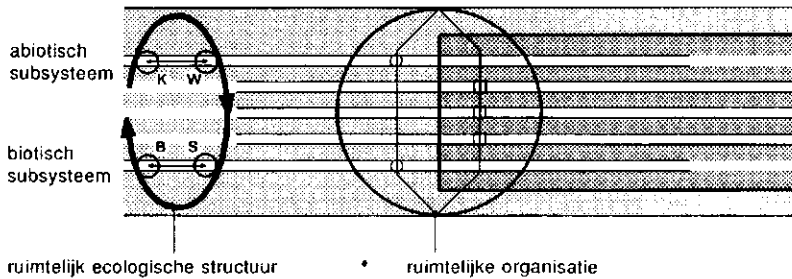
Binnen de doelstelling van dit onderzoek werd echter met name de vraag naar de differentiatie binnen het Rijnstroomgebied op basis van het klimaat belangrijk geacht, omdat het een verklaring kan geven voor de ecologische diversiteit in het stroomgebied (hoofdstuk 2). Deze onderzoeksvraag heeft betrekking op de differentiatie binnen de ruimtelijke ecologische structuur (Figuur 6).

### *3.3 De rol van de rivierafvoer*

Waterafvoer is de belangrijkste functie van een rivier; zonder waterafvoer functioneert een rivier niet. De waterhuishouding is de ordening van hydrologische processen en kent als belangrijkste parameter waterafvoer als de resultante van neerslag en verdamping, opslag in aquifers en de verdeling ervan in ruimte en tijd. De afvoer, samen met klimaat en geologie van een stroomgebied, bepaalt de erosie en sedimentatie, de samenstelling van erosiemateriaal en de verdeling van vegetatietypen en planten- en diersoorten in relatie tot de rivier.

Opslag van water aan de oppervlakte, in de ondiepere bodem en in diepere lagen wordt vooral bepaald door klimaat en de geohydrologische en geomorfologische kenmerken van een gebied. Zij bepalen samen of en hoe lang er neerslag in de vorm van sneeuw en ijs wordt opgeslagen. De doorlatendheid van de bodem en het reliëf bepaalt welk deel van de neerslag via ondergrondse opslag deel uitmaakt van de basisafvoer van een rivier en welk deel als directe afvoer beschouwd moet worden. Herkomstgebieden zoals de Alpen zijn herkenbaar in het afvoerpatroon van de daar

ontspringende rivieren Rijn, Rhône, Po en Donau (Ellenberg 1963, CHR/KHR 1978). Zowel voor de natuur als voor de mens zijn rivieren belangrijke transportwegen. Allerlei stoffen worden via het water getransporteerd; er wordt slib, zand en grind verplaatst, maar tevens kunnen via de rivier zaden, wortelstokken en andere plantedelen worden vervoerd (Müller-Schneider 1977). Sedimenttransport is de fase tussen erosie en sedimentatie en essentieel voor het instandhouden van het riviersysteem. Het verplaatsen van slib en nutriënten leidt tot het ontstaan van nieuwe landschappen en landschapsdiversiteit. Alluviale landschappen, zoals het lage deel van Nederland zijn voor een belangrijk deel ontstaan door aanvoer van slib door de rivieren.



Figuur 7. Onderzoek naar de rol van waterafvoer in riviersystemen in de context van de ruimtelijk ecologische structuur. K: klimaat; W: bodem/water; B: bestaansmiddelen; S: soorten.

Nederland is voor een groot deel sedimentatiegebied van Rijn, Maas en Schelde. Daarnaast zijn er kleinere beek- en riviersystemen. Beekafzettingen van fijn zand en lichte klei of leem komen in grote delen van pleistoceen Nederland voor. Erosie- en sedimentatieprocessen zijn tegenwoordig echter beperkt tot de weinige nog vrij meanderende beken, zoals de Dinkel, de Geul en de Gulp en tot de uiterwaarden van de grote rivieren.

Transport van organismen kan zowel direct als indirect plaatsvinden. Het water kan direct als transportmedium fungeren, maar het kan ook door erosie en sedimentatie een diversiteit aan milieus creëren op korte afstand van elkaar en zo de mogelijkheid

voor dispersie van organismen vergroten. De aanwezigheid van moerassen langs een rivier maakt het insecten en amfibieën mogelijk resp. zwemmend, drijvend, vliegend of kruipend andere geschikte milieus te bereiken. Stromend water kan door haar transportfunctie een belangrijk middel zijn voor ecologische ontwikkeling van landschappen. Landschap, dat onder invloed staat van water is daardoor onderhevig aan veranderingen en natuurlijke dynamiek speelt er een belangrijke rol, ook als het gedrag en de samenstelling van het water is beïnvloed door de mens.

Transport van zaden en sporen door rivieren is een normaal proces (van der Pijl 1972). Het verschijnsel komt algemeen voor, waarbij onderscheid gemaakt kan worden tussen drijvende en zwevende diasporen. Volgens Müller-Schneider (1977) is het algemeen bij water- kust- en oeverplanten en de periode dat ze in het water kunnen liggen varieert van 5 dagen voor Egelboterbloem (*Ranunculus flammula*) tot meer dan een jaar voor soorten als Gele lis (*Iris pseudacoris*) en Blauw glidkruid (*Scutellaria galericulata*).

De verbreiding van andere soorten door water zal incidenteler zijn en minder succesvol naar mate hun zaadbouw er minder op is afgestemd. Te verwachten is dat hun overlevingskans in water kleiner zal zijn, naarmate de diasporen minder of niet aan water zijn aangepast. Er is geen systematisch onderzoek naar gedaan, maar het is te veronderstellen, dat water een rol speelt in het verbreidingsproces van andere soorten dan alleen waterplanten. Anekdotisch, maar goed beschreven zijn waarnemingen aan de relatie erosie en transport van planten. Heimans (1911) beschrijft waarnemingen aan verplaatsingen van kruiden en struiken bij erosieprocessen tijdens hevige regenbuien in Zuid Limburg. Insecten, vogels, amfibieën en zoogdieren worden door de diversiteit aan milieus en de goede voedselsituatie in de rivierdalen aangetrokken (Gerken 1988).

Een uitermate belangrijke groep van fundamenteel ecologische onderzoeksvragen heeft te maken met het transportmechanisme van rivieren en beken. Dit betreft onder meer de potentiële verblijftijd van zaden in water. Vooral ook is het daadwerkelijke transport van nutriënten, zaden, sporen en wortelstokken en de consequenties daarvan belangrijk voor de huidige en toekomstige milieu- en landschapsdiversiteit. Met name is het antwoord op deze vraag belangrijk voor de mogelijkheden voor natuurontwikkeling in de Nederlandse laaglandbeken. Het onderzoek zal echter niet in Nederland meer kunnen plaatsvinden, maar zal moeten gebeuren in andere min of meer natuurlijke laagland-beeksystemen in Europa.

Het voortbestaan van de grote diversiteit aan milieus langs de rivier zoals in de Nederlandse uiterwaarden wordt in belangrijke mate bepaald door mate van regulatie en kanalisatie van de rivier. Een belangrijke onderzoeksvraag is dan ook in hoeverre rivieren in de context van de ruimtelijke organisatie nog in staat zijn een min of meer natuurlijke Ruimtelijke Ecologische Structuur te handhaven met karakteristieke organismen, zoals de Nederlandse rivierdalflora en levensgemeenschappen van moeras en water (Figuur 7). Om dat te bepalen voor de Rijn is onderzoek verricht naar de veranderingen in watermilieus in uiterwaarden sinds 1850 en is de relatie nagegaan van graslandtypen met overstromingsduur (hoofdstuk 3).

### 3.4 *Beïnvloeding van ecologische processen en patronen.*

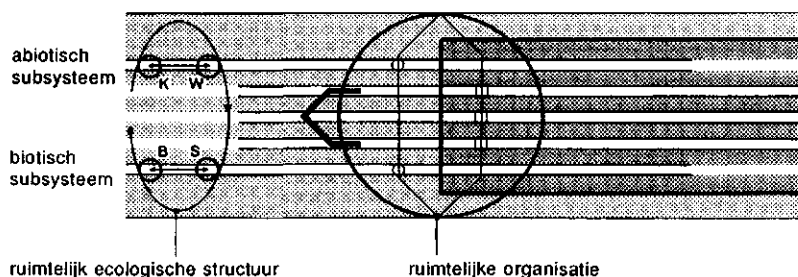
Een volgende stap in het onderzoek is in hoeverre de maatschappelijke organisatie ecologische processen daadwerkelijk beïnvloedt of stuurt (Figuur 8). Integraal waterbeheer is in de derde Nota Waterhuishouding (Ministerie van Verkeer en Waterstaat 1989) gedefinieerd als de geïntegreerde zorg voor de toestand en het gebruik van watersystemen, bestaande uit de compartimenten water, waterbodem en oevers, met daarin de fysische, chemische en biologische component, in relatie tot hun relevante omgeving. Dat betekent, dat multifunctionaliteit van watersystemen erkend wordt en daar bij functietoekenning, inrichting en beheer rekening mee gehouden moet worden. Voor de Nederlandse situatie kunnen afhankelijk van de schaal of orde van het beschouwde riviersysteem de sturende landschapsecologische processen en de daaraan gerelateerde vormen van landgebruik en beheer in drie groepen worden ingedeeld, (1) de kleine beken, (2) de grotere laaglandbeken en (3) de grote rivieren. De doelstelling om te komen tot een geïntegreerde zorg voor watersystemen betekent, dat ook in de planvorming inhoudelijke integratie tot stand moet komen. Daarvoor is het nodig inzicht te hebben in de wederzijdse relatie van landgebruik en waterbeheer. Deze relatie kan een rechtstreekse zijn: landgebruik kan leiden tot een bepaalde vorm van waterbeheer en waterbeheer kan mogelijkheden of beperkingen opleveren voor landgebruik. Daarnaast kan landgebruik indirect de watervoorraad beïnvloeden en daarmee het beheer van beken en rivieren.

In de uiterwaarden langs de grote rivieren kwam de aandacht van de natuurbescherming relatief laat. De meeste reservaten daar stammen van de laatste decennia. Er was tot het begin van de jaren '50 klaarblijkelijk ook geen dringende reden aandacht te besteden aan bescherming van deze gronden. Er waren nog weinig bedreigingen, relatief weinig ontgrondingen, een niet al te intensieve vormen van veeteelt en het ging relatief gezien nog niet slecht met de rivierdalflora (Westhoff 1956). Die situatie is dertig jaar later grondig veranderd. Sinds 1955 vinden ontgrondingen vrijwel uitsluitend plaats in de uiterwaarden, de vervuulende en vermistende stoffen in de Rijn zijn explosief toegenomen en de landbouw is steeds intensiever geworden. De concentratie fosfaat (totaal-P) is toegenomen van 0.01 mg/l in 1950 tot 0.4 mg/l in 1980 en 1990 (Van Dijk en Smits 1983, CBS 1992). De hoeveelheid stikstof (Kjeldahl-N) is in die periode gestegen van 0.06 mg/l tot 0.3 mg/l in 1990. De rivierdalflora blijkt sinds de vijftiger jaren hard achteruit te gaan (Westhoff en Weeda 1984) en ook de uiterwaarden zelf als systeem met een grote milieudiversiteit dreigen te nivelleren door enerzijds natuurlijke sedimentatie en anderzijds diepe ontgrondingen en intensieve veeteelt. Deze bedreigingen, de erkenning van de potentie van de uiterwaarden (De Bruin et al 1987) en het nieuwe elan in het natuurbeleid zoals dat tot uiting komt in het Natuurbeleidsplan (Ministerie van Landbouw, Natuurbehoud en Visserij 1990) zijn er gezamenlijk de oorzaak van, dat er op dit moment in Nederland tientallen natuurontwikkelingsprojecten voor diverse uiterwaarden in voorbereiding zijn (Jongman en Rademakers 1992).

Het sturen van natuurlijke processen in riviersystemen maakt het nodig aan te geven welke de essentiële aspecten zijn van rivierdynamiek. De rivierdynamiek wordt beïnvloed vanuit de ruimtelijke organisatie en leidt daarmee tot structuurverande-

ringen in de uiterwaarden. De meest centrale uitvoerder van beleid in rivieren is de waterbeheerder. Zijn taak en taakopvatting bepaalt in de eerste plaats of integraal waterbeheer effectief kan worden uitgevoerd, of dat er een op deelbelangen gericht beleid wordt gevoerd. De beheerders zijn zowel Rijkswaterstaat als de waterschappen. Op dit moment zijn waterschapsorganisatie en waterschapsreglementen nog niet afgestemd op integraal waterbeheer en er is in de praktijk op dit moment nog weinig ervaring mee (Glasbergen et al 1990). Er wordt echter op provinciaal niveau hard gewerkt aan de nieuwe organisatie.

Het gemeentelijk niveau, dat het uitvoeringsniveau is voor het ruimtelijk beleid, was in het verleden vrijwel niet in staat adequate randvoorwaarden ten aanzien van de waterhuishouding op te nemen in de regels en voorschriften van bestemmingsplannen. Vaak werden de eventueel voorgestelde voorschriften verworpen door de Kroon om administratieve redenen (Jongman 1985, Geelen 1985). Daarnaast blijkt ook hier het verschil tussen administratieve en hydrologische eenheden en een ernstig obstakel in de uitvoering van doelstellingen van beleid (Laansma en Wolters 1987). De fysiek-ruimtelijke organisatie en de Ruimtelijke Ecologische Structuur lijken noch qua begrenzing, noch organisatorisch op elkaar afgestemd. Deel van dit onderzoek is de analyse van de sturing van de essentiële ecologische processen in de uiterwaarden vanuit de ruimtelijke organisatie. Hiermee wordt gepoogd enkele sterke en zwakke kanten van het vigerende ruimtelijk beleid te tonen (hoofdstuk 4).



Figuur 8. Onderzoek naar beïnvloeding en sturing van ecologische processen en patronen vanuit de ruimtelijke organisatie. K: klimaat; W: bodem/water; B: bestaansmiddelen; S: soorten.

Natuurbehoud gericht op het in stand houden van beken heeft in Nederland een andere en langere historie dan het natuurbehoud langs de grote rivieren. De bedreiging van het Geuldal in Limburg in 1931 door het voornemen tot de aanleg van stuwbekkens leidde tot de oprichting van de Contactcommissie voor Natuur- en Landschapsbescherming, de voorganger van de Stichting Natuur en Milieu (Gorter 1986). Beken hebben altijd de aandacht van de Contactcommissie gevraagd. Westhoff inventariseerde in de jaren '40 de belangrijkste Twentse beekdalen en ook de Brabantse, Drentse en Winterswijkse beken kregen al vroeg aandacht van de particuliere natuurbescherming. De aandacht is hier noodzakelijkerwijs vooral gericht geweest op het verwerven van de belangrijkste delen van systemen en minder op het beheer van het systeem als geheel. Voor een duurzame instandhouding is ook hier echter ook het sturen van natuurlijke processen noodzakelijk.

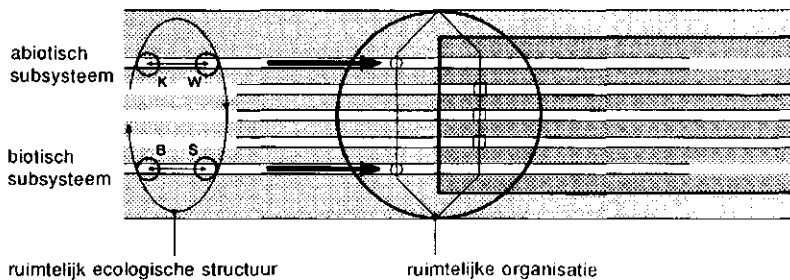
Grondwaterwinning beïnvloedt de grondwatervoorraad; de winningshoeveelheid ten opzichte van de afvoer van het riviersysteem en de plaats waar gewonnen wordt bepalen samen de effecten door onttrekkingen. Locatiekeuzen kunnen, mits goed afgewogen tegen andere belangen, worden gebruikt om een zo optimaal mogelijke structuur van waterwinningsgebieden te ontwikkelen. Er zijn aanwijzingen, dat een dergelijk beleid ook effectief kan zijn. Echter omgekeerd zullen ook de ruimtelijke ordening en de landbouw rekening moeten gaan houden met de beperkingen, die de waterhuishouding stelt aan verstedelijking en landbouw. De keuze industrie te vestigen of te verstedelijken kan in principe leiden tot het droogtrekken van beeksystemen door onttrekkingen voor drinkwater of industrieel water of, zoals in de duinen het vernietigen van beeksystemen door de combinatie van infiltratie en onttrekking van water ten behoeve van drinkwaterwinning. Gezien de technische mogelijkheden zal de keuze voor ruimtelijke ontwikkeling in de toekomst eerder op basis van ecologische dan op basis van economische doelstellingen en normen moeten worden genomen. Dat kan echter alleen op basis van kennis over de basale ecologische processen en patronen en de ecologische consequenties van ontwikkelingen in landgebruik.

Met name in kleine systemen, zoals de Veluwe sprengbeken kan onttrekking een belangrijke wijziging veroorzaken in de afvoer (Jongman en van de Nes 1982). Landbouw en bosbouw beïnvloeden een rivier via drainage en verdamping in het gehele stroomgebied. Er zijn grote verschillen in verdamping tussen de verschillende vegetatietypen en gewassen (Ad hoc groep verdamping 1984). Naaldbossen hebben een grotere totale jaarlijkse verdamping, dan heide, graslanden of akkergewassen. Wijziging in vegetatie kan daarom leiden tot grote verschillen in grondwateropslag. De verminderde afvoer van de Veluwe sprengbeken ten opzichte van de situatie in de vorige eeuwen wordt in het algemeen geweten aan drie oorzaken, (1) de omzetting van heide in naaldbos, (2) de grootschalige drainage in de randgebieden en de aanleg van de Flevopolders en (3) toegenomen onttrekkingen aan het watervoerend pakket (Kant 1982). In het huidige waterhuishoudingsplan van de provincie Gelderland (1991) wordt dan ook gesproken van het omzetten van naaldbossen in loofbossen ter verbetering van de waterbalans op de Veluwe. Echter, het in stand houden van sprengbeken met hun karakteristieke constante afvoer lijkt niet een zaak te zijn van waterbeheer alleen maar een complex planningsvraagstuk waarin

maatschappelijke en ecologische processen en patronen elkaar beïnvloeden. In dit onderzoek is voor de Veluwe sprengengebieden de interactie tussen ruimtelijke hydrologische, ecologische en maatschappelijke processen onderzocht (hoofdstuk 5).

### 3.5 Maatschappelijke gevolgen van ecologische veranderingen

Veel activiteiten van de mens hebben geleid tot bewuste of onbewuste wijzigingen in watersystemen. Om landbouw of stedenbouw en technische infrastructuur mogelijk te maken zijn vele stroomgebieden geherstructureerd en is het watergebruik en de beschikbaarheid van water is aangepast aan maatschappelijke behoeften. Dat betekent dat de Ruimtelijke Ecologische Structuur in Nederland en grote delen van west Europa is aangepast aan de Maatschappelijke Organisatie. De dominantie van maatschappelijke en vooral economische processen heeft daarnaast tot aanzienlijke vervuiling geleid (Langeweg 1988) en langzamerhand wordt een mondiaal effect ervan duidelijk, n.l. de verandering van het klimaat onder invloed van de uitstoot van broeikasgassen. Reeds in de vorige eeuw wees Arrhenius (1896) erop, dat de mens sinds de industriële revolutie het koolzuurgas in de atmosfeer doet toenemen en dat dit zou kunnen leiden tot een temperatuurstijging. In de laatste decennia wordt steeds duidelijker, dat de gedachten van Arrhenius een grond van waarheid bevatten. Er zijn duidelijke aanwijzingen, dat het klimaat op aarde zich wijzigt onder invloed van de toename aan broeikasgassen.



Figuur 9. Onderzoek naar gevolgen voor de ruimtelijke organisatie van landschaps-ecologische veranderingen door wijzigingen in het klimaat.

Toename van de gemiddelde temperatuur op aarde uit zich ook in een verandering in hydrologische kringloop. In het OSU General Circulation Model wordt een gemiddelde jaarlijkse vergroting van de hydrologische kringloop verwacht van 10% (Boer en de Groot 1990). Wat dat betekent voor de effectieve neerslag en de rivierafvoer is nog niet duidelijk. Immers een verandering in de hydrologische cyclus kan tot uiting komen in verhoogde neerslag, maar ook in verhoogde verdamping en in veranderende neerslagpatronen. Wel is duidelijk, dat veranderingen in het klimaatstelsel veroorzaakt door maatschappelijke activiteiten gevolgen heeft voor diezelfde maatschappelijke activiteiten (Figuur 9). Welke deze gevolgen kunnen zijn is een zeer relevante vraag voor onderzoek.

De modellen, die gebruikt worden om broeikas effecten te schatten zijn vooral gericht op veranderingen in temperatuur en zijn slechts beperkt bruikbaar voor het inschatten van belangrijke veranderingen in de hydrologische cyclus, zoals neerslagtekort in het groeiseizoen, verdampingseffecten en neerslagpatronen. Omdat na te gaan zijn andere benaderingen, met name waterbalansmodellen en afvoermodellen belangrijk. Met behulp van scenario-onderzoek kan geanalyseerd worden wat de mogelijke maatschappelijke gevolgen zijn.

Onderzoek naar effecten van klimaatveranderingen kunnen geen geïsoleerde actie zijn; de vragen zijn te complex en veelomvattend. In Nederland is op initiatief van het ministerie van VROM, directoraat-generaal Milieu, door de Landbouwuniversiteit, de Rijksuniversiteit van Utrecht en de Universiteit van Amsterdam een gezamenlijk project gestart: het LICC-project (Landscape Ecological Impact of Climate Change). In het kader hiervan zijn vijf workshops georganiseerd met het doel een wetenschappelijke discussie op gang te brengen over potentiële effecten van klimaatverandering (Boer en de Groot 1990). Een van de workshops had betrekking op riviersystemen. In deze workshops is geprobeerd op de volgende vragen antwoord te geven:

- \* wat zijn de belangrijkste processen die gevoelig zijn voor klimaatverandering;
- \* aan welke klimaatvariabelen zijn ze gerelateerd;
- \* wat is de gevoeligheid van die processen;
- \* wat is het effect op structuur en functie van landschappen;
- \* wat zijn de gevolgen voor landgebruik en hoe beïnvloed landgebruik het effect van klimaatverandering?

De workshop heeft geresulteerd in een aantal artikelen, gepubliceerd in een special issue van *Earth Surface Processes and Landforms* (Jongman 1991). In dit onderzoek is in eerste instantie geprobeerd de vijfde vraag nader uit te werken aan de hand van twee case studies in Nederland (hoofdstuk 6).

Daarop voortbouwend wordt op basis van de resultaten van de discussie in de workshop, de artikelen in het special issue en aangevuld met diverse bronnen een overzicht gegeven op welke wijze klimaatveranderingen in riviersystemen ecologisch en maatschappelijk kunnen doorwerken (hoofdstuk 7).



#### 4. Referenties

- AD HOC GROEP VERDAMPING. 1984. *Herziening van de berekening van de gewasverdamping in het hydrologisch model GELGAM*. Begeleidingsgroep GELGAM, Arnhem.
- AMOROS, C. ROUX, A.L. EN REYGROBELLET J.L. 1987. *A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems*. Regulated Rivers 1(1):17-36.
- ANDREWARTHA, H.G. EN BIRCH, L.C. 1984. *The ecological web. More on the distribution and abundance of animals*. The University of Chicago Press, Chicago, London. 506 pp.
- ARRHENIUS, S. 1896. *On the Influence of Carbonic Acid in the Air upon the Temperature of the Ground*. Phil. Mag. S. 5. 41,251:237-276.
- BARTKOWSKI, T. 1984. *Introduction to the workshop landscape ecological concepts and the relation between landscape ecology and landscape perception*. In: J. Brandt en P. Agger (red): Proceedings 1st international IALE seminar in landscape ecological research and planning Vol1 pp 109-116. Roskilde University.
- BERGH, L.M.J., GERRITSE, W.G., HEKKING, W.H.A., KEIJ., P.G.M.J. EN KUYK, F. (Red) 1979. *Vogels van de grote rivieren*. Spectrum Utrecht.
- BOER, M.M. EN GROOT, R.S DE. 1990. *Landscape-Ecological Impact of Climatic Change*. IOS press Amsterdam, Washington, Tokyo.
- BOER, P.J. DEN 1990. *Isolatie en uitsterfkans. De gevolgen van isolatie voor de overleving van populaties van arthropoden*. Landschap 7(2):101-120
- BRUIN, D. DE, HAMHUIS, D., NIEUWENHUIJZE, L. VAN, OVERMARS, W., SIJMONS, W. EN VERA, F. 1987. *Ooievaar, de toekomst van het rivierengebied*. Gelderse Milieufederatie. Arnhem. p.128
- BUNCE, R.G.H. EN JONGMAN R.H.G. 1993. *An introduction to Landscape Ecology*. In: R.H.G. Bunce, L. Ryskovsky, R. Poincelot and M.G. Paoletti (eds): Landscape ecology and Agroecosystems Lewis. publishers..
- CBS 1990. *Statistisch Jaarboek 1990*. Staatsuitgeverij Den Haag.
- CHR/KHR 1978. *Le bassin du Rhin. Monographie hydrologique*. Staatsuitgeverij 'sGravenhage.
- COHEN STUART J.A.F. EN WESTHOFF V. 1963. *De droge graslanden langs de rivieren*. Natura 60(4):45-48.
- COMMISSIE VAN VEEN 1971. *Rapport van de Commissie Interdepartementale Taakverdeling en Coördinatie*. 'sGravenhage.
- DÉCAMP H. EN NAIMAN R. 1989. *L'écologie des fleuves*. La Recherche 208(20):310-319.
- DILGER, R., STÄBER, H-M., SPÄTH, V., WAHL, P EN WEISS, A. 1988. *Biotopsystem Oberrheinniederung*. Hessische Landesanstalt für Umweltschutz Rheinland-Pfalz, Landesanstalt für Umweltschutz, Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Karlsruhe, en Bundesanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie Bonn, Karlsruhe, Oppenheim, Wiesbaden.
- DIJK, G. VAN EN SMITS, R. 1983. *River ecosystem degradation*. pp34. In: Casebook International water Tribunal. Rotterdam 3-8 oct 1983

- ELLENBERG, H. 1963. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht*. Ulmer Verlag Stuttgart.
- GEELEN, L.W.T. 1985. *Uiterwaarden, ecologische kennis in planning en beheer*. Scriptie natuurbeheer en planologie.
- GERKEN, B. 1988. *Auen, verborgene Lebensadern der Natur*. Verlag Rombach Freiburg.
- GLASBERGEN P. EN KUIJPERS, C.B.F., 1990. *Perspectieven voor integraal waterbeheer: een bestuurskundige analyse ten behoeve van de uitwerking van integraal waterbeheer*. SDU-uitgeverij 'sGravenhage.
- GORTER, H.P. 1986. *Ruimte voor Natuur. 80 jaar bezig voor de natuur van de toekomst*. Vereniging tot behoud van Natuurmonumenten in Nederland.
- HARDONK, R. 1968. *Koornmullenaers, pampiermaeckers en Coperslaghers. Korte historie der waterradmolens van Apeldoorn, Beekbergen en Loenen*. Historisch Museum Moerman, Apeldoorn.
- HEIMANS, E., 1911. *Uit ons Krijtland*. Versluis Amsterdam. Fotografische herdruk Vroom en Dreesmann 1974.
- JONES, H.E. EN BUNCE R.G.H. 1985. *A preliminary classification of the climate of Europe from temperature and precipitation records*. J. Environ. Management 20:17-29
- JONGMAN R.H.G. 1984. *Uiterwaarden: genetisch reservoir en ecologische infrastructuur*. Landschap 1(2):109-118
- JONGMAN R.H.G. 1985. *Ecologische relaties en bestemmingsplannen: beken op de Veluwe*. Planologische Diskussiedagen pp.645-659. Delft.
- JONGMAN, R.H.G. 1990. *De grote Rivieren*. In: P. Leroy (red), Milieubeleid in de jaren negentig, integratie van grijs en groen? Nijmeegse milieukundige studies, pp 147-166.
- JONGMAN, R.H.G.(ED) 1991. *Special Issue on Landscape Ecological Impacts of Climatic Change on Fluvial Systems in Europe*. Earth Surface Processes and Landforms 16(7):577-684.
- JONGMAN, R.H.G. EN VAN DE NES, TH.J.(RED). 1982. *Beken op de Veluwe. Een onderzoek naar herstel en beheer*. Begeleidingscommissie Nationaal Landschap Veluwe.
- JONGMAN, R.H.G. EN VERA, F. 1991. *Rheinvorländer im Ökosystem Rhein/ Rijnwaterwaarden in het ecosysteem Rijn*. In: B.K. Kamp, J.H. Mooij en J. Swart (Red): Der Rhein, Zustand und Zukunft/ De Rijn, toestand en toekomst. pp.132-151. Uitgave Gelderse Milieufederatie, Deutsche Naturschutzbund, WWF.
- JONGMAN R.H.G. EN RADEMAKERS J.G.M. 1993. *Naturentwicklung in den Niederländische Flußauen. Fortschritte und Erfahrungen*. Symposium Aueninsitut Rastatt (in druk).
- KANT, G.R. 1982. *Beken op de Veluwe. Hydrologische aspecten in relatie tot de watervoering van de beken op de Oost- en Zuid-Veluwe*. Basisrapport 1 ten behoeve van de Werkgroep Sprengen en Beken. Provincie Gelderland. Arnhem.
- KLEEFMANN, F. 1992. *Physical and spatial planning contextualized within the area of tension between sustainability and flexibility*.

- KLEEFMANN, F. EN JONGMAN, R.H.G. 1988. *De vierde nota over de Ruimtelijke Ordening, een balanceren tussen duurzaamheid en verandering*. Landschap 5(2):121-130.
- KLEEFMANN, F. EN VLIST, M.J., 1989. *Vijf beleidsdocumenten bezien vanuit twee gezichtspunten*. In: M.J. van de Vlist en W. Brussaard (red): Ruimte, water en milieu: relaties in planning en beleid. pp 75-117. Wageningse Ruimtelijke studies 4a. Landbouwniversiteit Wageningen
- KÖPPEN, W. 1931. *Grundriß der Klimakunde*, tweede druk. De Gruyter, Berlin, Leipzig.
- LAANSMA A.L. EN WOLTERS A.R. 1987. 'Verdroging' van natuurgebieden, ook een juridisch probleem. Milieu en Recht 1987(10):338-346.
- LANGEWEG, F. (red). 1988. *Zorgen voor Morgen, Nationale Milieuverkenning 1985-2010*. Samson-Tjeenk-Willink, Alphen aan de Rijn.
- MAAREL, E. VAN DER EN P.L. DAUVELLIER, 1978. *Naar een Globaal Ecologisch Model voor de ruimtelijke ontwikkeling van Nederland*. Staatsuitgeverij 'sGravenhage, 2 delen, 314pp en 166pp.
- MACARTHUR R.H. EN WILSON E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Monographs in population biology 1. Princeton University Press, Princeton New Jersey. 203 pp.
- MINISTERIE VAN LANDBOUW, NATUURBEHEER EN VISSERIJ. 1990. *Natuurbeleidsplan. Regeringsbeslissing*. Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1990 21149 nrs 2-3
- MINISTERIE VAN VERKEER EN WATERSTAAT 1989. *Derde Nota Waterhuishouding, Water voor nu en later*. Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21250, nrs 1-2.
- MINISTERIE VAN VOLKSHUISVESTING, RUIMTELIJKE ORDENING EN MILIEUBEHEER 1988. *Vierde Nota over de Ruimtelijke ordening. Deel a: beleidsvoornemen*. Tweede Kamer, vergaderjaar 1987-1988, 20490, nrs 1-2
- MINISTERIE VAN VOLKSHUISVESTING, RUIMTELIJKE ORDENING EN MILIEUBEHEER 1989. *Nationaal Milieubeleidsplan*. Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21137, nrs 1-2
- MINISTERIE VAN VOLKSHUISVESTING, RUIMTELIJKE ORDENING EN MILIEUBEHEER 1990. *Vierde Nota over de Ruimtelijke ordening Extra. Deel I: ontwerp planologische kernbeslissing*. Tweede Kamer, vergaderjaar 1990-1991, 21879, nrs 1-2
- MINSHALL, G.W., CUMMINS, K.W., PETERSEN, R.C., CUSHING, C.E., BRUNS, D.A., SEDELL, J.R. EN VANNOTE, R.L. 1985. *Developments in stream ecosystem theory*. Canadian Journal of fisheries and aquatic sciences. 42:1045-1055.
- MORISAWA M. 1985. *Rivers*. Geomorphology texts 7. Longman London 222pp.
- MÜLLER-SCHNEIDER, P. 1977. *Verbreitungsbiologie (Diasporologie) der Blütempflanzen*. Veröffentlichungen des Geobotanisches Institutes der ETH, Stiftung Rübel, Zürich. Heft 61.
- NEIJENHUIS, F. 1968. *Typeninventarisatie van dijkvegetaties, voorkomend in het*

- Rijnsysteem. Natuurwetenschappelijke Commissie van de Natuurbeschermingsraad. Utrecht.
- OPDAM, P. 1991. *Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies*. *Landscape Ecology* 5(2):93-106.
- OVAA, E., 1992. *Naar een samenhangend beheer van het riviersysteem van de Schelde in het perspectief van duurzame ontwikkeling*. Landbouwwuniversiteit Scriptie Hydrologie/planologie.
- PENKA, M., VYSKOT, M., KLIMO, E. EN VASÍČEK, F. 1985. *Floodplain Forest Ecosystem. I Before water management measures*. Academia Praha.
- PIJL, L. VAN DER 1972. *Principles of dispersal in higher plants*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- PONS, L.J. 1957. *De geologie, de bodemvorming en waterstaatkundige ontwikkeling van het land van Maas en Waal en een gedeelte van het Rijk van Nijmegen*. Mededeling van de Stichting voor Bodemkartering Bodemkundige Studies 3. Wageningen.
- PROVINCIE GELDERLAND 1991. *Water in Beweging, Provinciaal Waterhuishoudingsplan*. Arnhem.
- ROUGE, M.F., 1947. *La geonomie ou l'organisation d'Espace*: Libraire generale de droit et de jurisprudence. Paris. 194pp.
- WALTER, H. EN LIETH, H. 1964. *Klimadiagramm Weltatlas*. VEB Gustaf Fischer Verlag Jena.
- WERKGROEP UITERWAARDENPROBLEMATIEK. 1986. *Overstromingen van de uiterwaarden langs de IJssel*. Rapport van de werkgroep uiterwaardenproblematiek.
- WESTHOFF, V. 1956. *De verarming van de Neerlandse flora en vegetatie*. In: Gedenkboek vijftig jaar Natuurmonumenten in Nederland. pp.151-186. Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland. Amsterdam.
- WESTHOFF, V., BAKKER, P.A., LEEUWEN, C.G. EN VOO, E.E. VAN DER, 1971. *Wilde Planten in Nederland, flora en vegetatie van onze natuurgebieden. deel 2. Het lage land*. Ver. tot behoud van Natuurmonumenten in Nederland. sGraveland
- WESTHOFF V. EN WEEDA E. 1984. *De achteruitgang van de Nederlandse flora sinds het begin van deze eeuw*. *Natuur en Landschap* 84(7/8):8-17
- WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT 1987. *Our Common Future*. Oxford University Press. Oxford, New York.
- WOUD, A. VAN DER 1987. *Het lege land. De ruimtelijke orde van Nederland 1798-1848*. Meulenhof Informatief Amsterdam.
- ZONNEVELD J.I.S. 1985. *A Collection of graphical models used in landscape ecology*. Rijksuniversiteit Utrecht. Vakgroep Fysische Geografie.

## **2 Ecological classification of the climate of the Rhine catchment**

Int. J Biometereology 34:194-203

## Ecological classification of the climate of the Rhine catchment

Rob H.G. Jongman

Department of Physical Planning, Agricultural University, Gen. Foulkesweg 13, NL-6703 BJ Wageningen, The Netherlands

Received May 25, 1990; revised July 13, 1990

Accepted August 1, 1990

**Abstract.** An ordination and classification is carried out on the climate of the Rhine catchment based on data from meteorological stations. The objective of the classification is to provide an ecological interpretation of climate data. The climate of northern France, Belgium, Luxemburg, the Netherlands, the Federal Republic of Germany and northern Switzerland is divided into five classes, of which two, the Atlantic and the subcontinental are subdivided further into subclasses. The climate classes can be interpreted ecologically and are correlated with floristic and vegetation data. The Rhine valley has a distinctive and characteristic climate. Interpolation of the classification is not carried out, because of the uneven geographical spread of the sites in the dataset.

**Key words:** Climate – Classification – Principal components analysis – Landscape ecology – Rhine

### Introduction

This study is prompted by the need of a summary of the Rhine catchment climate to formulate hypotheses on the ecological perspectives of Rhine floodplains in the Netherlands. Effects of climate variability on factors such as discharge, river vegetation and plant distribution are related to more complex sets of intricate variables rather than to single climatic factors. The flora of the Rhine valley in the Netherlands is more related to its hinterland than to the surrounding environment (Sloff and van Soest 1938). This might be caused by edaphic, hydrological and/or climate related processes. The aims of this classification project are: (i) to provide a structure of climate data of the Rhine valley; (ii) to detect relations between this classification and ecological variables.

Climate data are mostly available as contour maps of mean monthly data and mean yearly data, as for instance of Europe (Steinhauser 1970), the Rhine basin (CHR/KHR 1978) and the Netherlands (KNMI 1972).

However, these maps do not show the interaction and correlation between variables and are therefore difficult to interpret ecologically. The most recent classification of the world's climate is made by Walter and Lieth (1964). This climate classification is based on climatic diagrams. Detailed information on the Rhine catchment is not available.

Ordination and classification techniques are commonly used in ecology; these techniques enable ecologists to produce an overview of comparable sites or vegetation types. They also make it possible to relate ecological and complex environmental variables as, for instance, plant species and Ellenberg's indicator values (Ter Braak and Gremmen 1987). Therefore, most ecological data are complex and bulky and the researcher if often not interested in the simple data, but in a combined result (Gauch 1982).

Climate is an important basic environmental parameter in landscape ecology; climatic variables are multivariate data. Despite this complexity and the interest of ecologists in the impact of climate, classification with help of multivariate techniques still has gained little attention. Hoffmann (1980) analysed the climate of Germany with the help of factor analysis to classify and interpret meteorologically the most important climatic factors. Jones and Bunce (1985) showed that cluster analysis might be useful to classify climate for ecological interpretation. From preliminary classification of the climate of Europe based on data from climatic maps, they concluded that the approach was useful, but that their data base was rather narrow to develop a sophisticated solution.

### Methods

**Data.** Jones and Bunce (1985) used data on temperature, precipitation and continentality of the gridpoints indicated by the distance to the Atlantic ocean. More detailed differences are available of the Rhine catchment and its surroundings. To interpret the Rhine catchment ecologically, data are used of the continental part of

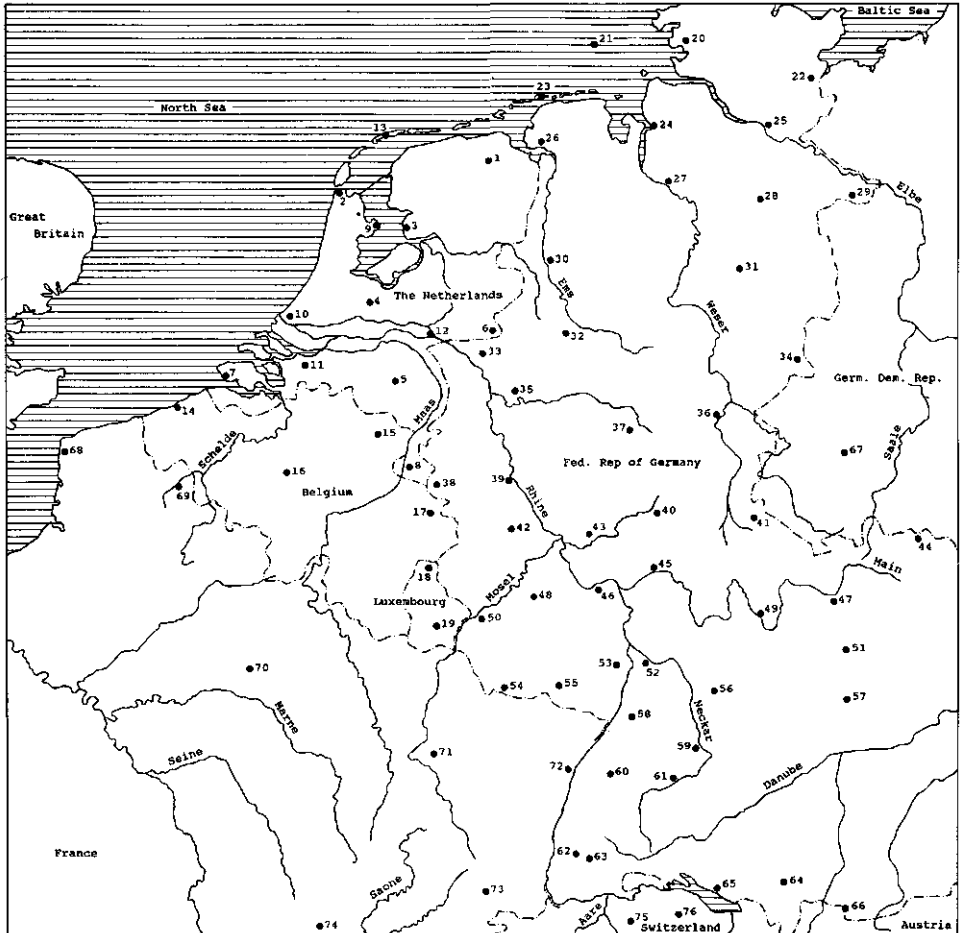


Fig. 1. Research area, the Rhine catchment in northwest continental Europe. Features indicated are state boundaries, major rivers and the sites of the climate stations. The figures that denote the climate stations correspond to those of Table 1

Western Europe, consisting of the river basins of Schelde, Meuse, Rhine, Weser and partly the Elbe (Fig. 1). Countries involved are the Federal Republic of Germany, The Netherlands, Belgium, Luxembourg, the northern part of Switzerland and the northeastern part of France.

Data from interpolated climate maps (Steinhauser 1970; CHR/KHR 1977) are not used for three reasons: (i) interpolated data might mask local differences; (ii) sufficient data from meteorological stations are available in the research area; and (iii) most climate maps do not provide data on evapotranspiration and relative air humidity.

Mean monthly data are used from selected climate stations (Müller 1987) to provide a dataset. The stations selected are those that have data on temperature, precipitation, potential evapotranspiration and relative air humidity. Potential evapotranspiration is

selected because it is an important hydrological variable: air humidity plays an important role in plant dispersal, biomass production and survival of species. Sites with missing data are omitted. Potential evapotranspiration has been calculated by Müller according to the formula of Thornthwaite (Müller 1987). According to the approach of Jones and Bunce (1985), data are used for the months January, March, May, July, September and November. This resulted in data on 24 variables from 72 stations (Table 1). Distance from the ocean could be a useful integrative parameter (Bunce et al. 1983) and therefore latitude and longitude are also included in the initial dataset.

*Analysis.* The values of precipitation, relative air humidity and temperature have different scaling; the data were therefore standardised to their mean. The dataset was initially analysed by

**Table 1.** Climate stations used as sites in ordination and classification

<i>The Netherlands (13)</i>		
1 Eelde (0)	2 Den Helder (6)	3 Urk (2)
4 De Bilt (3)	5 Gemert (16)	6 Winterswijk (33)
7 Vlissingen (1)	8 Maastricht Airport (115)	9 Hoorn (-1)
10 Naaldwijk (-1)	11 Oudembosch (1)	12 Pannerden (17)*
13 Terschelling (4)*		
<i>Belgium (4)</i>		
14 Oostende (10)	15 Gerdingen (63)	16 Uccle (100)
17 Botrange (694)		
<i>Luxembourg (2)</i>		
18 Clerveaux (454)	19 Luxembourg (334)	
<i>Federal Republic of Germany (47)</i>		
20 Heide (14)	21 Helgoland (4)	22 Lübeck (13)
23 Nordeney (13)	24 Bremerhaven (7)	25 Hamburg (14)
26 Emden (0)	27 Bremen Airport (4)	28 Soltau (77)
29 Lüchow (21)	30 Lingen (21)	31 Hannover (53)
32 Münster (64)	33 Bocholt (25)	34 Braunlage (607)
35 Essen (154)	36 Kassel (158)	37 Winterberg (835)
38 Aachen (202)	39 Wahn (68)	40 Giessen (186)
41 Wasserkuppe (921)	42 Nürnberg (626)	43 Bad Ems (77)
44 Hof (567)	45 Frankfurt Airport (103)	46 Geissenheim (109)
47 Bamberg (239)	48 Deuselbach (479)	49 Würzburg (174)
50 Trier (265)	51 Nürnberg (310)	52 Heidelberg (112)
53 Neustadt (161)	54 Saarbrücken (323)	55 Pirmasens (398)
56 Öhringen (276)	57 Weissenburg (422)	58 Karlsruhe (114)
59 Stuttgart (401)	60 Freudenstadt (797)	61 Tübingen (370)
62 Freiburg (269)	63 Feldberg (1486)	64 Kempten (305)
65 Friedrichshafen (401)	66 Zugspitze (2960)	
<i>German Democratic Republic (1)</i>		
67 Erfurt (315)		
<i>France (7)</i>		
68 Boulogne (73)	69 Lille (44)	70 Reims (94)
71 Nancy (212)	72 Strasbourg (149)	73 Belfort (422)
74 Dijon (220)		
<i>Switzerland (2)</i>		
75 Zürich (569)	76 Santis (2500)	

The sites marked with an asterisk are not climate stations, but sites where data are interpreted from available maps. The numbers of the stations are according to those of Fig. 1. The altitude of the station is given between brackets

TWINSpan (Hill 1979a) with the standardised data being divided into six classes of one standard deviation unit. In this initial clustering one of the stations emerged as an outlier (Geneva) and was therefore omitted from further analysis. To fill in some gaps in the dataset, data from three Dutch stations were added (KNMI 1968). From two sites (the island of Terschelling and Pannerden along the Rhine at the Dutch-German border) data on temperature and precipitation were derived from climate maps (KNMI 1972) and data on relative air humidity were interpreted from these maps and from data of nearby stations. Also these data were additive.

Comparison of ordination by Detrended Correspondence Analysis using DECORANA (Hill 1979b) and Principal Components Analysis (PCA) routine of CANOCO (Ter Braak 1987a) showed a higher variance accounted for in the PCA analysis. Therefore further analysis was carried out based on PCA constructing an Euclidean distance biplot. PCA can be considered to be an extension of fitting straight lines by least squares regression. Whilst data are measured in different units, standardised PCA is used (Ter Braak 1987b).

The cluster analysis method used was based on Principal Component Analysis (PCA) using the program ORBACLAN (Loo-

man 1988). This method can also be used to analyse negative data, so standardisation to the mean is used without redefinition of classes. Euclidean distance is used as dissimilarity index; divisions were made by least sum of variances. The clustering was carried out with all data except for Geneva.

## Results

Ordination of the data results in a biplot with an eigenvalue of 0.72 for the first axis and of 0.12 for the second axis (Fig. 2), which means that the highest variance is found along the first axis. This variance is related to the gradient between mountain climate and lowland climate.

The clustering results in 8 clusters and explained variance of 75% by the first two axes. After clustering six sites are relocated. The clustering is dichotomous with the mountain sites of the Alps being split off first, fol-



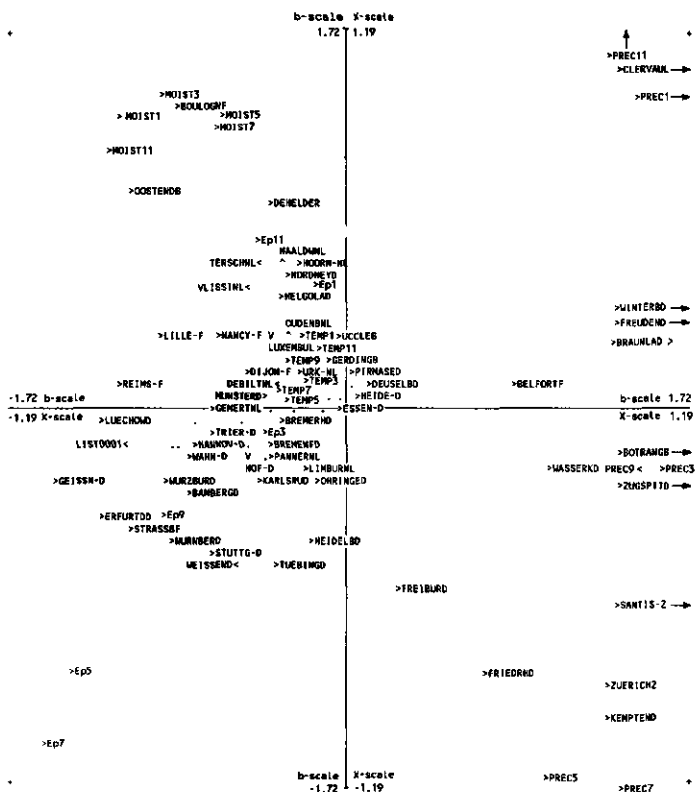


Fig. 2. Biplot of climate variables and climate stations based on Euclidean distance. Eigenvalue of the x-axis: 0.71; Eigenvalue of the y-axis: 0.13. The *b*-scale applies to the variables, the *x*-scale

to the sites. The *b*-scale is named after the coefficient  $b_k$ , which represents the slope parameter in regression analysis,  $x_k$  represent site scores. Not all sites close to the origin are presented

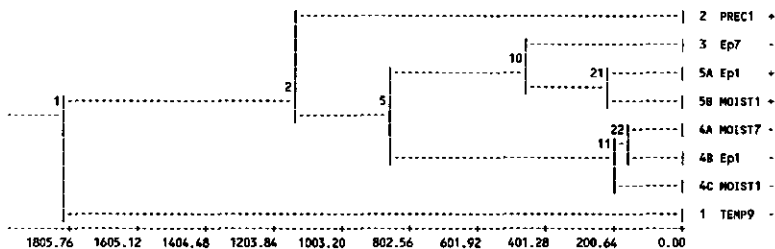


Fig. 3. Dendrogram of the ORBACLAN clustering. The variable names indicate the most preferential variable (positive or negative). Below the dendrogram the residual sum of squares is given as dissimilarity index

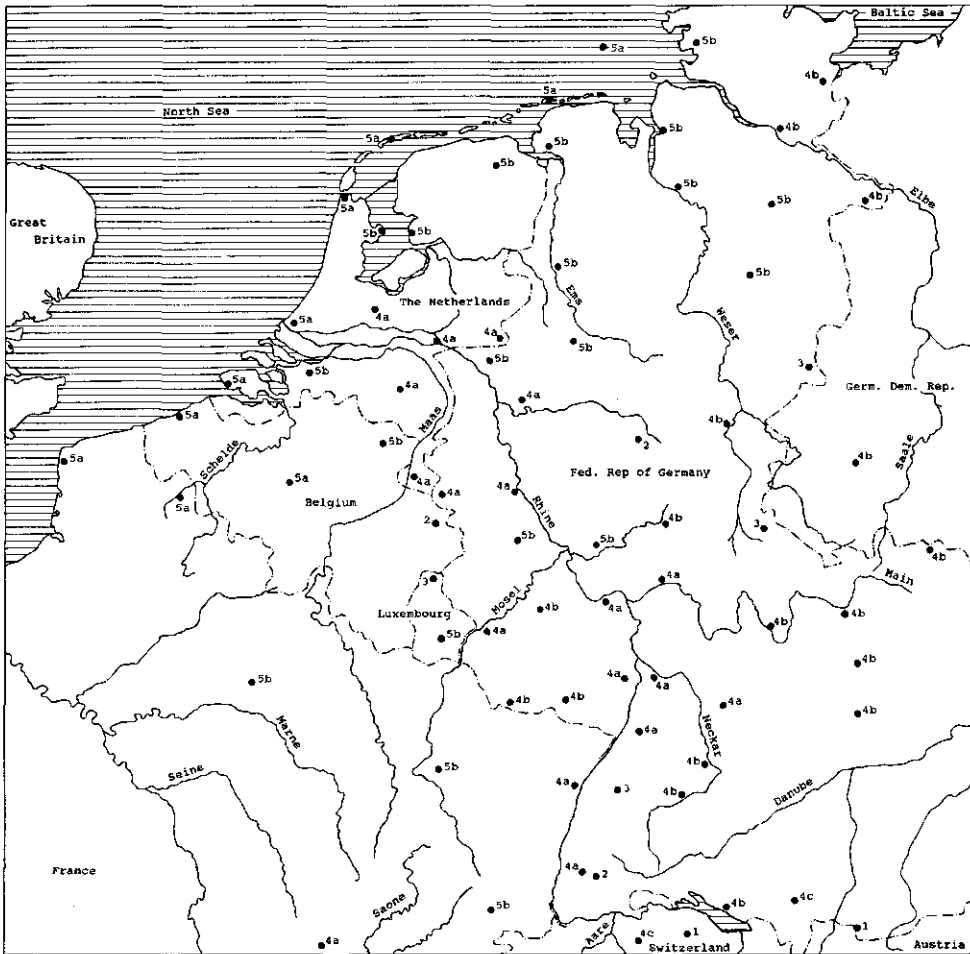


Fig. 4. Geographical position of the clustering result over the research area. For explanation see text

lowed by the lower mountains. The next division is made between a subcontinental and an Atlantic climate (Fig. 3). Within these two larger groups further subdivisions are made.

The names of the clusters are based on the most characteristic feature of the clusters, e.g. the geographical position on the map (Fig. 4). In the descriptions of the climate classes the differences with the neighbouring classes are indicated as well as the generally most preferential variable (positively or negatively). In cluster analysis this is called the variable that is most strongly related to a cluster. The distribution of the sites over the clusters is shown in Table 2.

#### *Class 1, Alpine climate*

This class is only represented by two sites. It is typified by low temperature, high precipitation and a low relative air humidity for all months, but especially summer (May and July). Such characteristics conform to the description given by Walter and Lieth (1964) for the Alpine climate. In the clustering result this class is most negatively related to September temperature, which means that temperature in September is relatively low.

This climate might occur over a greater part of the Alps, but the only two selected sites are from the North Alps. The class is not representative of the whole Alpine

**Table 2.** Result of the classification of climate data of the Rhine catchment and surrounding northwest continental Europe

Class 1.
Santis, Zugspitze
Class 2.
Botrange, Winterberg, Feldberg
Class 3.
Clervaux, Wasserkuppe, Braunlage, Freudenstadt
Class 4a.
Dijon, Freiburg, Strasbourg, Karlsruhe, Heidelberg, Öhringen, Geissenheim, Neustadt, Trier, Wahn, Essen, Aachen, Maastricht Airport, Pannerden, Gemert, Winterswijk, De Bilt, Frankfurt Airport
Class 4b.
Friedrichshafen, Tübingen, Stuttgart, Weissenburg, Nürnberg, Bamberg, Erfurt, Deuselbach, Saarbrücken, Pirmasens, Hof, Kassel, Lüchow, Lübeck, Hamburg, Giessen, Würzburg
Class 4c.
Zürich, Kempten
Class 5a.
Boulogne, Lille, Oostende, Uccle, Naaldwijk, Den Helder, Helgoland, Nordeney, Terschelling, Vlissingen
Class 5b.
Belfort, Nancy, Reims, Luxembourg, Gerdingen, Oudenbosch, Hoorn, Urk, Eelde, Lingen, Emden, Bremerhaven, Bremen Airport, Münster, Hannover, Soltau, Heide, Bad Ems, Bocholt, Nürburg

region, because its climate can vary greatly (Walter and Lieth 1964). In this study, however, the Alps are only a small part of the research area; emphasis is given to the Rhine valley.

#### *Class 2, Humid lower mountain climate*

In the clustering result this class is characterised by lower precipitation than the Alps; however, precipitation is still higher than in all other parts of the research area. Relative air humidity is high in July and September, a feature that differentiates this class from the Alpine climate. Temperature is a less negative variable than in the Alps. The class is most positively related to January precipitation.

This class represents the more humid lower mountains in the research area, and contains three sites representing the highest parts of the Ardennes, Sauerland and Southern Schwarzwald.

#### *Class 3, Cold lower mountain climate*

Precipitation is less important in this class than it is in class 1 and class 2, but is still higher than in the next two classes. Most characteristic, however, is the low potential evapotranspiration in January, March, July, Sep-

tember and November. According to the clustering results this class is most negatively related to potential evapotranspiration or characterised by low potential evapotranspiration rates in July.

Therefore, cold lower mountain climate can be considered a cold type of the class 2 climate. In the PCA-biplot it is situated between class 2 and Atlantic class 5 and contains only three stations: Freudenstadt in the northern part of the Schwarzwald, Wasserkuppe and Braunlage in the central German mountain areas of Rhön und Harz.

#### *Class 4, Subcontinental climate*

The class is characterised by low relative air humidity in the second half of the year (July, September and November) compared to class 5 and a relatively high precipitation in March, May, July and September. Class 4 shares with class 5 lower precipitation than classes 1, 2 and 3. This class contains all sites in the southern half of Germany, Dijon and Strasbourg in France and has an extension along the Rhine into The Netherlands. The eastern part of Germany also belongs to this class.

The class can be subdivided into three subclasses. Subclass 4a is characterised by low relative air humidity in spring and summer (March, May and July). Potential evapotranspiration in winter (January) is higher than in the other subclasses. In the classification this subclass is least preferentially related to relative air humidity in May. It is approximately situated in the valley of the Rhine, Mosel and Meuse and also contains Dijon.

The second subclass, 4b, is typified by less potential evapotranspiration in winter (January) and a higher relative air humidity in spring and summer than subclass 4a. It is most negatively related to potential evapotranspiration in January. Most sites of class 4, which are not situated in the river valleys, belong to this subclass.

Zürich and Kempten, situated in Alpine valleys form the third subclass (4c). It has high precipitation in spring and summer (May, July and September) and low relative air humidity in winter (January). It is least preferentially related to relative air humidity in September, which means this is the most dry period here.

#### *Class 5, Atlantic climate*

This class is typified by high potential evapotranspiration in autumn and winter (November and January) and low winter precipitation. It shares relative high air humidity with the mountainous classes 2 and 3. This class can be subdivided into two subclasses. It contains climate stations under Atlantic influence.

Subclass 5a is differentiated from subclass 5b by higher mean temperature for all months, higher air humidity in May and a higher potential evapotranspiration in winter and early spring (November, January and March). Subclass 5a is most positively related to potential evapotranspiration in January. It consists of the

coastal stations from Boulogne to Helgoland and Nordene. Inland sites are only found in the southern part (Uccle and Lille).

Subclass 5b contains sites characterised by less evapotranspiration in winter and autumn than subclass 5a. In the clustering result the most preferential variable appears to be relative air humidity in January. This subclass is formed by all sites in the north of Germany and the Netherlands, the east Belgium site, Luxembourg and the northern French stations in and west of the mountains of the Vosges.

## Discussion

Multivariate analysis is a useful technique to analyse climatic data; data with the following characteristics are easier to handle (Gauch 1982): complex, showing noise, outliers and internal relations; bulky; only indirectly interpretable. In this study in which the data are used for classification, only statistical correlations between variables can be detected. Correlations found in this analysis can be used to interpret the dataset but not to find causal relations between sites and variables. Another dataset, using for instance all climatic data of Europe will show different results, because the main gradients will differ. That, however, is not the objective of this analysis, and for that reason Geneva was omitted from the dataset.

Temperature and precipitation are the most important variables for characterising climate, being used in all climate maps (Köppen 1931; Walter and Lieth 1964) and being readily available. Solar radiation, wind speed and albedo are important climatic variables; however, they are not always collected or calculated. Potential evapotranspiration and air humidity are used as substitutes, because they are available for all stations used in this analysis. Potential evapotranspiration is an important hydrological variable; air humidity plays an important role in plant dispersal, biomass production and survival of species. For example, several plants are restricted to the Atlantic climate, as for instance the genus *Erica* (Roisin 1969). Olives ripen only in the warm dry summer climate of the Mediterranean (Rikli 1942). Air humidity can affect human comfort; high incidence of rheumatic diseases is noted in areas with high air humidity, such as England and the Netherlands (Tromp 1980).

The Atlantic climate can be characterised by moderate temperature and precipitation and high relative air humidity. Relative air humidity and evapotranspiration can therefore be considered to be useful for classification. Jones and Bunce (1985) used distance to the Atlantic as a surrogate for other unavailable variables and to provide geographical information. In the present project latitude and longitude were sampled for similar reasons. However, the results of the analysis were not improved by using these data, although class 5a was divided into southwestern and northeastern parts. As no other data supported this division and the variance explained appeared lower using these data, location was excluded from the final analysis.

This classification might be used in interpreting landscape ecological variability and for generating hypothesis of the relative importance of climate variation in this research area. Although the main variation in the research area is related to precipitation variables, relative air humidity and potential evapotranspiration also play an important role in defining the clusters, especially because they characterize the larger classes. Mean monthly temperature does not differentiate much within the research area and seems to be less important; this is, however, a consequence of the choice of the research area.

On the first axis of the PCA-biplot a clear separation is made between the mountainous classes (1-3) and classes of the lowland areas (4, 5). On the second axis the main distinction is between the moist Atlantic climate (class 5a) in the upper part and the more continental-alpine class 4c in the lower part of the biplot. Although less clear this axis also shows separation between classes 5a and 5b. The classes 4a and 4b are separated on the third axis and are not presented here. Generally the division of the European climate into Alpine, Atlantic and subcontinental climates accords more or less to the existing division of climates in Europe (Köppen 1931; Walter and Lieth 1964; Roisin 1969).

Temperature and rainfall in urban areas differ from temperature and rainfall in comparable rural areas and the centres of cities act as heat islands. The climate stations used in this study are mostly located in rural areas, but partly also in urban regions and on airports. Provided the differences are not too great then the classification will not be influenced (Griffiths and Vining 1984).

Interpolation of the result of clustering could be a useful procedure. Contouring maps after PCA might provide intermediate sites. However, the data used in this analysis are rather scattered and not well selected for purposes of interpolation. Data from the Ardennes are based on only two stations (Botrange and Clervaux), both belonging to different but related clusters. No data are available yet of the western Ardennes or the Maas valley. The Mosel valley, which is situated between two mountainous areas (Eifel and Hunsrück) is only represented by one station (Trier). It is possible that Trier represents the climate of the whole Mosel valley and that it is connected with the climate of the Rhine valley, although additional data are needed to confirm this suggestion. Data for some mountainous areas in central Germany, but especially in France are lacking. The Swiss data used here are too limited to provide a reliable classification of the complex climatic zonation in Switzerland. Further analysis and interpretation of basic data as used by Walter and Lieth (1964) might be needed to construct such a zonation.

Data for interpolation do not have to be limited to climatic data. The role of mountains is essential in the ecological interpretation of climate (Walter 1979). Geographical data, especially of relief in relation to aspect might therefore provide information to select sites where climate data should be sampled for interpolation. Jones and Bunce (1985) were analysing at a smaller scale (all Europe), on which detailed information is less important. Even they conclude there is need for increased sam-

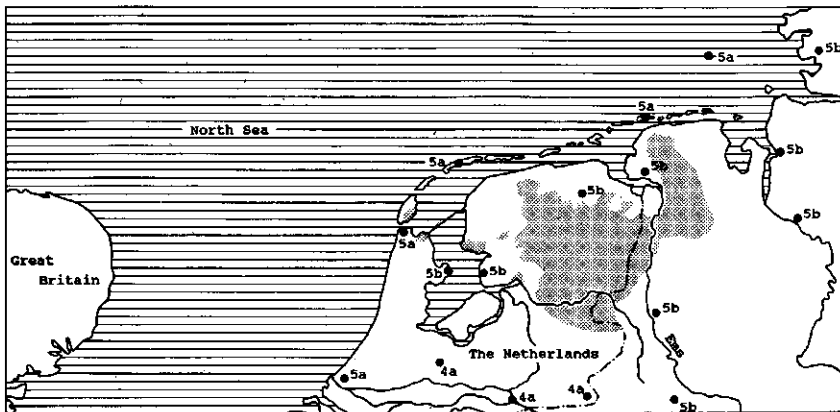


Fig. 5. Drenthian floristic district according to van Soest (after Barkman and Westhoff 1969). The stations on the map correspond to those of Fig. 4

pling in mountainous areas for better interpretation of the results.

#### Ecological interpretation

The classification may be interpreted ecologically in that plant geographical variation in the research area relates to the classification. The Alpine flora is characterised by several plant species related to that climate, e.g. *Clematis alpine* and *Ranunculus glacialis*. The other main climate division made here is also related to the geography of several plant species. According to the Atlas of North European vascular plants (Hultén and Fries 1986) some species are restricted to the subcontinental class and others to the Atlantic class. The following species are, among others, restricted to the Atlantic class (names according to the Flora Europaea, Tutin et al. 1964–1980): *Deschampsia setacea*, *Corydalis claviculata*, *Ranunculus hederaceus*, *Myrica gale*, *Genista anglica*, *Erica tetralix*.

It is possible to relate this classification to plant geographical districts. In the Netherlands and North Germany the floristic Drenthian district is situated from Bremen in the east to the Dutch Frisian coast in the west and from the surroundings of Lingden to Eelde in the north–south direction (Fig. 5). Here the flora contains many north European (boreal) species, such as *Arnica montana*, *Juncus filiformis* and *Trientalis europea* in addition to a substantial Atlantic flora. For this reason this district can be described as having a boreal-atlantic climate (Barkman and Westhoff 1969). Which is in accordance with the position of the Drenthian district in subclass 5b.

The coastal climate (subclass 5a) groups together all coastal floristic districts in the Netherlands, Belgium and northern France (Fig. 6). The flora of the French Picard

district has an Atlantic character, while the adjacent Lorraine district consists of west-faced low mountains (De Langhe et al. 1978). Both districts belong with most other Belgium, Dutch and the North German plain districts and the districts in class 5a to the central part of the floristic Atlantic domain (Roisin 1969).

Among other plant species restricted to the subcontinental class are: *Corydalis bulbosa*, *Polygonatum verticillatum*, *Poa chaixii*, *Pulsatilla vulgaris*, *Glyceria declinata*, *Actaea spicata*, *Stellaria nemorum*, *Maianthemum bifolium*, *Pulmonaria officinalis*. The Dutch Löss or in Belgium Brabantine district, the Dutch chalk or Belgian Mosan district, the Dutch subcentro-european district and especially the river area in the Netherlands, the fluvial district, are characterised by subcontinental flora (Fig. 6).

Central and south European flora reaches its most northern and western position in the Lower Rhine valley in Germany and the Netherlands. Of course as a river the Rhine might be a good ecological corridor, but the abiotic circumstances must fit as well for survival of the species. This central European flora is not only flora of marshes and rivers, but also flora of dry sunny exposition (e.g. Mesobromion). This flora is found at southern exposition on dykes and in floodplains. The Dutch fluvial flora contains about 200 species (De Soet 1978; Westhoff et al. 1971). Characteristic species are among others: *Bromus inermis*, *Bromus tectorum*, *Galium cruciata*, *Gratiola officinalis*, *Salvia pratensis*, *Cububalus bac-cifer*, *Senecio paludosus*.

Within the genus *Taraxacum* section *vulgaris* diploid sexual plants are common in the subcontinental class (south of the line Paris–Frankfurt–Prague). Further north polyploid agamosperm species prevail. Diploids are here restricted to river valleys having a southern exposition. The Dutch fluvial district is its most northern biotope (Stark et al. 1987), which is in accordance with

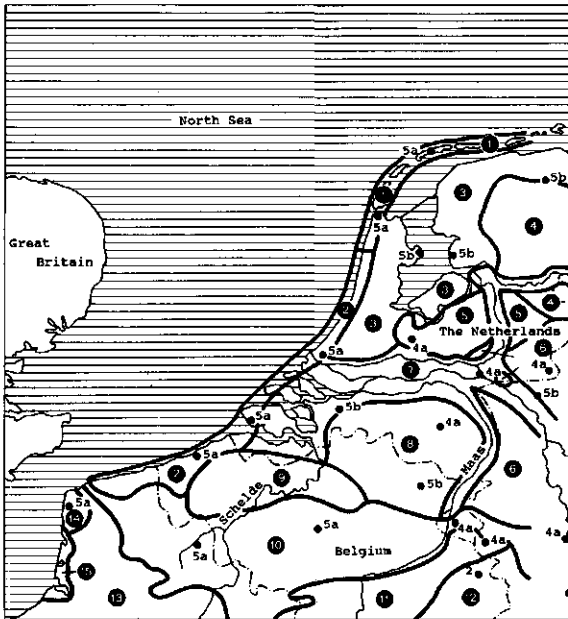


Fig. 6. Relation between floristic districts and climate clusters in The Netherlands and Belgium. The stations on the map correspond to those of Fig. 4. The numbers denote floristic districts, as follows: 1, Wadden (Dutch Shallows); 2, Dunes/Maritime (NL, B); 3, Haf (Lagoon); 4, Drenthian; 5, Gelders; 6, Subcentropean; 7, Fluvial; 8, Campine; 9, Flemish; 10, Brabantine/Loess; 11, Mosan/Chalk; 12, Ardennes; 13, Picardy; 14, Boulogne; 15, Maritime (F)

the climate class 4a. *Cucubalis baccifer*, a plant species from south and east Europe, is only found in northwest Europe in the river valleys (Hultén and Fries 1986). *C. baccifer* reaches its most northern habitat in the Dutch fluvial district and therefore is one of the species that confirm the relatively warm climate of this region.

The position of the Rhine valley as a separate subclass is striking. For the use of climatic data for modelling changes of climate in relation to hydrological effects, this will have minor implications, because the valley is just a section of the total drainage basin. For the ecological interpretation of the Rhine catchment, however, it will be of major importance, because also climatically the Rhine valley seems to function as a major ecological stream corridor in western Europe. Land use changes or climatic changes in this corridor might improve or hamper its functioning as such.

The other rivers do not seem to be characterised by climatic differences in the same way and may not function as climate-related stream corridors. They possibly do not have such pronounced effect on the surrounding landscape or there may be insufficient climatic data to conclude on this. The latter possibility seems to be more realistic than the former, for, according to the ecological data, the river Maas which is the second major river in the research area, also acts as a stream corridor (Sloff and van Soest 1938).

In the expected overall warmer climate of the next century (Bolin et al. 1986) the stream corridor of the Rhine and maybe also of other rivers may play a role

in transporting organisms and propagules to parts of Europe where they had not previously been able to settle. This role is already important in the present situation, but is under stress by changing land use and partitioning of administration of river systems over many authorities (Jongman 1984).

The ecological characterisation of Europe for climate modelling will need to take these aspects of climate differentiation into account in order to evaluate the variation across the continent. Climate modelling needs to assess the influence of climate variability and climate change on ecological systems such as rivers and marshes, but also on plant distribution. Walter and Lieth (1964) constructed their climate maps on the combination of several variables, of which the most important are temperature and precipitation. Identification of the main climatic factors is fundamental in the analysis of sensitivity of ecological systems to the consequences of possible changes. At the level of Europe as a whole precipitation and temperature might be the most important variables; this study shows that on a more detailed level other variables may well be of importance.

## References

- Barkman JJ, Westhoff V (1969) Botanical evaluation of the Drenthian district. *Vegetatio* 19: 330-388
- Bolin B, Jaeger J, Döös BR (1986) The greenhouse effect, climatic change and ecosystems. A synthesis of present knowledge. In: Bolin B, Döös BR, Jaeger J, Warrick RA (eds) *The greenhouse*

- effect, climatic change and ecosystems, SCOPE 29. Wiley, Chichester, pp 1-32
- Bunce RGH, Barr CJ, Whittaker HA (1983) A stratification system for ecological sampling. In: Fuller RM (ed) Ecological mapping from ground air and space. ITE symposium No. 10, Cambridge, pp 39-46
- CHR/KHR (1978) Le bassin du Rhin. Monographie hydrologique. Commission d'hydrologie du Bassin du Rhin, Lelystad
- De Langhe J, Dalvosalle L, Duvigneaud J, Lambinon J, Vandenberghe C (1978) Nouvelle flore de la Belgique, de Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des Régions voisines. Patrimoine de jardin botanique national de Belgique
- De Soet F (ed) (1978) De waarden van de uiterwaarden. Een Milieukartering en-waardering van de uiterwaarden van IJssel, Rijn, Waal en Maas. PUDOC, Wageningen
- Gauch HG (1982) Multivariate analysis in Community ecology. Cambridge Studies in Ecology, Cambridge
- Griffiths JF, Vining KC (1984) Problems with environmental data: a case study in climatology. *Int J Environ Stud* 22: 103-108
- Hill MO (1979a) Twinspan - A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two way table by classification of the individuals and attributes. Cornell University, Ithaca, New York
- Hill MO (1979b) Decorana - A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. Cornell University, Ithaca, New York
- Hoffmann L (1980) Möglichkeiten einer Klimaklassifikation mit Hilfe der zweimaligen Anwendung der Faktorenanalyse. *Berichte des Deutschen Wetterdienstes* Nr. 152. Offenbach am Main
- Hultén E, Fries M (1986) Atlas of North European vascular plants, north of the Tropic of Cancer. Koeltz, Königstein, FRG
- Jones HE, Bunce RGH (1985) A preliminary classification of the climate of Europe from temperature and precipitation records. *J Environ Managem* 20: 17-29
- Jongman RHG (1984) The rhine ecosystem, developments in planning and research. In: Brandt J, Agger P (eds) Methodology in landscape ecological research and planning, vol IV: Methodology of evaluation/synthesis of data in landscape ecology. Proceedings of the first international seminar of IALE. Roskilde Universitetsforlag, pp 57-68
- KNMI (1968) Climatological data of Netherlands stations. No 1, normals for the standard period 1931-1960. KNMI, De Bilt
- KNMI (1972) Klimaatatlas van Nederland (with English explanation to the charts). Staatsuitgeverij, the Hague
- Köppen W (1931) Grundriß der Klimakunde, 2nd edn. De Gruyter, Berlin Leipzig
- Looman CWN (1988) Program ORBACLAN for ordination based cluster analysis version 2.0. Erasmus University Dept. of Public Health and Social Medicine, Rotterdam
- Müller MJ (1987) Handbuch ausgewählter Klimastationen der Erde. Richter, Trier
- Rikli M (1942) Das Pflanzenkleid der Mittelmeerländer. Huber, Bern
- Roisin P (1969) Le domaine phytogéographique atlantique d'Europe. Les presses agronomiques de Gembloux, Gembloux
- Sloff JG, van Soest JL (1938) Het fluviale district in Nederland en zijn flora. *Nederlands Kruidkundig Archief* 48: 199-265
- Steinhaus F (1970) Climatic atlas of Europe I. Maps of mean temperature and precipitation. Budapest: WMO, UNESCO, Cartographia
- Sterk AA, Hommels CH, Jenniskens MJPJ, Neuteboom JH, den Nijs JCM, Oosterveld P, Segal S (1987) Paardebloemen (*Taraxacum*), planten zonder vader. KNNV, Utrecht
- Ter Braak CJF (1987a) CANOCO, a FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1). Staring Centre, Agricultural Mathematical Group, Wageningen
- Ter Braak CJF (1987b) Ordination. In: Jongman RHG, Ter Braak CJF, van Tongeren OFR (eds) Data analysis in community and landscape ecology. PUDOC, Wageningen, pp 91-173
- Ter Braak CJF, Gremmen NJM (1987) Ecological amplitudes of plant species and the internal consistency of Ellenberg's indicator values for moisture. *Vegetatio* 69: 79-87
- Tromp SW (1980) Biometeorology, the impact of the weather and climate on humans and their environment (animals and plants). Heyden, London
- Tutin TG, Heywood VH, Burges NA, Moore DM, Valentine DH, Walters SM, Webb DA (eds) (1964-1980) *Flora Europaea* (5 volumes). Cambridge University Press
- Walter H (1979) *Vegetation und Klimazonen*. Ulmer, Stuttgart
- Walter H, Lieth H (1964) *Klimadiagramm Weltatlas*. VEB Gustaf Fischer Verlag, Jena
- Westhoff V, Bakker PA, Van Leeuwen CG, van der Voo EE (1971) Uiterwaarden, vierdiverdyken endriven. In: *Wilde planten in Nederland, flora en vegetatie van onze natuurgebieden*. Deel 2. Het lage land, Ver. tot behoud van Natuurmonumenten's Graveland. pp 201-258

### **3 Vegetation, river management and landuse in the Dutch Rhine floodplains**

**Regulated Rivers: Research and Management 7(3):279-289**



## VEGETATION, RIVER MANAGEMENT AND LAND USE IN THE DUTCH RHINE FLOODPLAINS

ROB H. G. JONGMAN

*Agricultural University, Department of Physical Planning and Rural Development, gen Foulksweg 13, 6703 BJ Wageningen, the Netherlands*

### ABSTRACT

The floodplains of the lower Rhine are situated in a densely populated area of the Netherlands. Although they are used intensively the floodplains still fulfill important ecological functions. The lower Rhine is the downstream sedimentation zone of the River Rhine and its floodplains are characterized by river-transported vascular flora originating from southern and eastern Europe. Using multivariate methods data from previously published work and field data on grasslands and former river beds have been analysed to determine trends in ecological changes. The consequence of continued sedimentation and decreased erosion is an increased drying out of the floodplains. Excavation and recultivation of formerly excavated land does not reverse the losses in flora and vegetation. Statistically there is a negative relationship between the characteristic flora and recultivated land. The natural transversal river gradient also disappears, together with its characteristic ecological diversity. Aquatic environments in the floodplains have been changed completely since regulation work started in the 19th century. Most former river beds have disappeared due to silting up. Data on short-term vegetation succession confirm the long term analysis of map data.

KEY WORDS Rhine Floodplains Vegetation Land use Hydrology

### INTRODUCTION

At the beginning of the 19th century the lower Rhine silted up very quickly, partly due to low discharge during the so-called Little Ice Age. Following the industrial revolution in the Ruhr area, river regulation started in the second half of the 19th century (CHR/KHR, 1978; de Bruin, 1982; Van der Woud, 1988) and the Rhine became the most important transport route in Europe. In 1988, 139 million tonnes of freight crossed the Dutch-German border by this means (CBS, 1990). The Rhine is the core of an extensive megalopolis.

The apex of the Rhine delta is situated in the east of the Netherlands (Figure 1). The Rhine divides here into three branches of which the Waal has the highest discharge—about two-thirds of the lower Rhine water. The Nederrijn, the smallest and the only branch that is dammed, carries 10-11% of the discharge and the rest goes into the IJssel. Floodplains along the Lower Rhine are present from Bonn (Germany) to the North Sea (CHR/KHR, 1978). All three branches of the Rhine in the Netherlands have floodplains, giving a total area of about 38 500 (De Soet, 1976). The most extensive floodplains are found near the Dutch-German border. From Gorinchem, where the tide influences the river discharge, the floodplains are small, the low water bed widens (CHR/KHR, 1978). In the low water bed the change-over point from dominance of erosion to dominance of sedimentation is found east of Gorinchem (Rijkswaterstaat, 1985). Sedimentation dominates throughout the floodplains and much of the sediment is excavated as clay and sand.

Natural floodplains are ephemeral over geological time-scales; they are continuously constructed and destroyed by fluvial processes. They store water during floods and act as temporary sediment banks (Morisawa, 1985). Floodplain species are adapted to this phenomenon.



Figure 1. Rivers Rhine and Maas in the Netherlands.

In the central part of the Netherlands the Rhine meets the Meuse and these rivers form an extensive coastal delta that comprises over 50% of the Netherlands. It contains a diversity of environments, habitats and species. This diversity is declining due to the combined effects of river management and land use. Although the Rhine has been regulated, the river and its floodplains are still of ecological value. This is recognized internationally as well as by the Dutch government. It is feasible to stop the continuing deterioration of the river ecosystem and to conserve its ecological values, or even restore river-related nature in the floodplains, because of the progressive increase in public awareness of these problems. Knowledge of the processes and patterns in the low water bed and the floodplains as two strongly related parts of the river system makes it possible to propose options for ecologically sensitive floodplain management and restoration.

The objective of this paper is to analyse the key ecological processes and the main developments of ecology and land use in the floodplains of the lower Rhine. Owing to the low forest coverage the analysis is restricted to the grasslands and the vegetation of oxbow lakes.

## METHODS

Research on the vegetation of the Rhine has been carried out by several workers during the last few decades. Comparison of their results and additional data analyses make it possible to show trends in changes in the vegetation ecology of the floodplains along the large alluvial rivers in the Netherlands. Field research on the

vegetation of 26 floodplains has been carried out over the period 1979-82. Six hundred and seventy five vascular plant species have been found in 1136 vegetation sampling units using the Tansley scale. Data have been obtained from the same floodplains on the inundation period and excavations. Preliminary classification of the vegetation has been carried out by hand. Subsequently, numerical methods have been applied to the same data set using TWINSPAN (Hill, 1979a), DECORANA (Hill, 1979b), FLEXCLUS (Van Tongeren, 1987) and DISRIM (Ter Braak, 1982).

To construct a long-term record of the river history, analysis of changes in the type and area of water bodies in the floodplains of the lower Rhine and the Waal from Lobith to Gorinchem have been carried out for three periods. These are: (1) the situation before regulation based on data from topographic maps for the years 1843-64 (1:50 000); (2) after the main regulation work based on data from topographic maps from 1903 to 1921 (1:25 000); and (3) the present situation based on data from published work (Janse, 1986) in conjunction with field data. The coverage of water bodies has been divided into 10 classes (Table 1). The data have been classified with the help of cluster analysis using TWINSPAN (Hill, 1979a) and ordination techniques using CANOCO (Ter Braak, 1987) to find the main trends of change in coverage between subsets.

For the construction of the short-term record, data from an inventory for the period 1955-6 (Van Donselaar, 1961) have been compared with recent data. The data from this inventory and the vegetation research from 1979-82 have been checked by field research in 1989 and 1990. Vegetation data for the period 1979-82 have been related to data on inundation and excavation. Data on excavations have been provided by the provincial government of Gelderland. Inundation has been stratified into four classes based on the river regime: (1) <2 days inundation, i.e. the sites that are only flooded by the highest winter floods; (2) 2-20 days inundation, i.e. all sites that are flooded in winter, but usually not in summer; (3) 20-40 days inundation, i.e. the sites that are flooded in winter and also when summer floods occur; and (4) >40 days inundation, i.e. sites that are frequently flooded and flooded for longer periods in winter and summer.

## RESULTS

### *Floodplain surfaces*

The Dutch fluvial flora contains about 200 species, of which 50% are found on the south-facing slopes of dykes and floodplains (Cohen Stuart and Westhoff, 1963; De Soet, 1976). The characteristic species on the floodplains are those of the aquatic and marsh environments, e.g. *Nymphoides peltata*, *Scirpus triquetus* and *Senecio paludosus*. Typical species for dry sites are *Bromus inermis*, *Bromus tectorum*, *Galium cruciata*, *Gratiola officinalis*, *Salvia pratensis*, *Plantago media*, *Senecio erucifolius*, *Tragopogon pratensis* spp. *orientalis*, *Cichorium intybus*, *Trisetum flavescens*, *Isatis tinctoria* and *Cucubalus baccifer*.

Table 1. Classes of coverage used for the classification of water bodies in the Waal floodplains. The classes are based on 2<sup>n</sup>, which appeared to give a normal distribution

Area (ha)	Class No.
0	0
0 - 1	1
1-1- 2	2
2-1- 4	3
4-1- 8	4
8-1- 16	5
16-1- 32	6
64-1-128	8
≥ 128	9

Within the genus *Taraxacum section vulgaris* diploid sexual plants are common south of the line Paris–Frankfurt–Prague. Further north polyploid agamosperm species prevail. Diploids are restricted here to river valleys with south-facing slopes. The Dutch fluvial district is their most northern biotope (Sterk *et al.*, 1987). *Cucubalis baccifer*, a plant species from southern and eastern Europe is found in west Europe only in the river valleys and reaches its most northern habitat in the Dutch fluvial floristic district (Hultén and Fries, 1986), which is in accordance with its relatively warm climate (Jongman, 1990).

The distribution of these species shows that the river Rhine acts as an ecological corridor, where both transport mechanisms and abiotic and climatic circumstances are fit for the survival of species. Propagule transport takes place by wind or through faunal dispersal, but especially during flood periods. The wide range of fluvisols in the Dutch floodplains guarantees that gradients occur from dry and sunny locations to wet and shady ones within short distances. The chance to reach the right habitat is relatively high as reflected by the high diversity of vegetation types (Jongman and Leemans, 1982).

About 85% of the vegetation types of the lower Rhine floodplains consist of permanent grasslands. The main groups of the TWINSPLAN classification of the field data from 1979 to 1981 agree with the main groups of the preliminary classification (Leemans, 1985). In grassland types the influence of the hydrological regime of the river can be clearly recognized (Table II). Significant distributions have been defined using  $\chi^2$  analysis ( $p = 0.05$ ). The dry vegetation types (*Mesobromion*) are found at sites that are flooded for less than two days a year on average. The other dry grassland (*Lolio-Cynosuretum*) is found in the inundation class 2–20 days, as are the intensively used grasslands dominated by *Lolium perenne* and *Poa trivialis* (*Poo-Lolietum*). The grasslands dominated by *Elymus repens* (*Lolio-Potentillion*) and with *Butomus umbellatus* are restricted to the most frequently inundated sites. The *Lolio-Potentillion* grasslands are restricted to the third and fourth class. As expected the *Butomus umbellatus* grasslands are found in the class with the highest inundation. Figure 2 shows a schematic diagram of the vegetation for two floodplains along the Waal and Nederrij, respectively.

Grassland vegetation of dry sunny sites (*Mesobromion*, *Arrhenatheretum*) and its characteristic fluvial flora does not colonise artificial soils in former clay pits that are filled with sand after excavation (Table III). They

Table II. Relation between grassland vegetation types and inundation period. In the rows seven types of vegetation are given: inundation class is indicated in the columns. The inundation classes are as described in the text (under Methods). The vegetation types can be characterized by their main type as: 1, *Mesobromion*; 2, *Lolio-Cynosuretum hordeetosum*; 3, *Arrhenatheretum elatioris*; 4, *Poo-Lolietum*; 5, *Lolio-Potentillion anserinae* Tüxen 1947; 6, river dune vegetation of *Elymus repens*; 7, vegetation of *Butomus umbellatus*, *Juncus articulatus*, *Agrostis stolonifera* and *Alopecurus geniculatus*

Grassland type	Total area (ha)	Inundation class			
		<2	2–20	20–40	>40
1	145	73*	40	4**	28
2	276	55	113	47	61
3	486	282*	160	15*	29**
4	1597	351	528*	351	367**
5	1357	54**	244**	421*	638*
6	81	3**	28	23	27
7	54	2	5	5	42*
<b>Total</b>	<b>3996</b>	<b>820</b>	<b>1118</b>	<b>866</b>	<b>1192</b>

\*Significantly positive with respect to inundation class ( $p = 0.05$ ).

\*\*Significantly negative with respect to inundation class ( $p = 0.05$ ).

are only found on non-excavated soils. Only one dry grassland type, *Lolio-Cynosuretum*, is usually found on excavated then recultivated soils. Most clear is the distribution of the species-poor *Lolio-Potentillion* grasslands that are associated with excavated and recultivated soils and not with untouched soils.

#### Former river beds and backwaters

Former river beds and backwaters show great diversity depending on the river dynamics. Van Donselaar (1961) examined the former river beds in the Netherlands over the period 1954-6. Three of the eight main types distinguished were found in the section of the lower Rhine before the apex of the delta and the Waal (Table IV). These main types are: (1) isolated oxbow lakes in contact with the main channel for only a few days each year, characterized by *Phragmites australis*; (2) oxbow lakes, in permanent connection with the main channel, subdivided into three types from low (a) to high (c) hydrodynamics and characterized by *Nymphoides peltata*; and (3) oxbow lakes under the influence of tidal movement, characterized by *Scirpus triquetus*. Their presence and condition have been checked by field observations in 1989 and 1990. The sequence shows that the former river beds tend to silt up and become progressively isolated from the river (Table V).

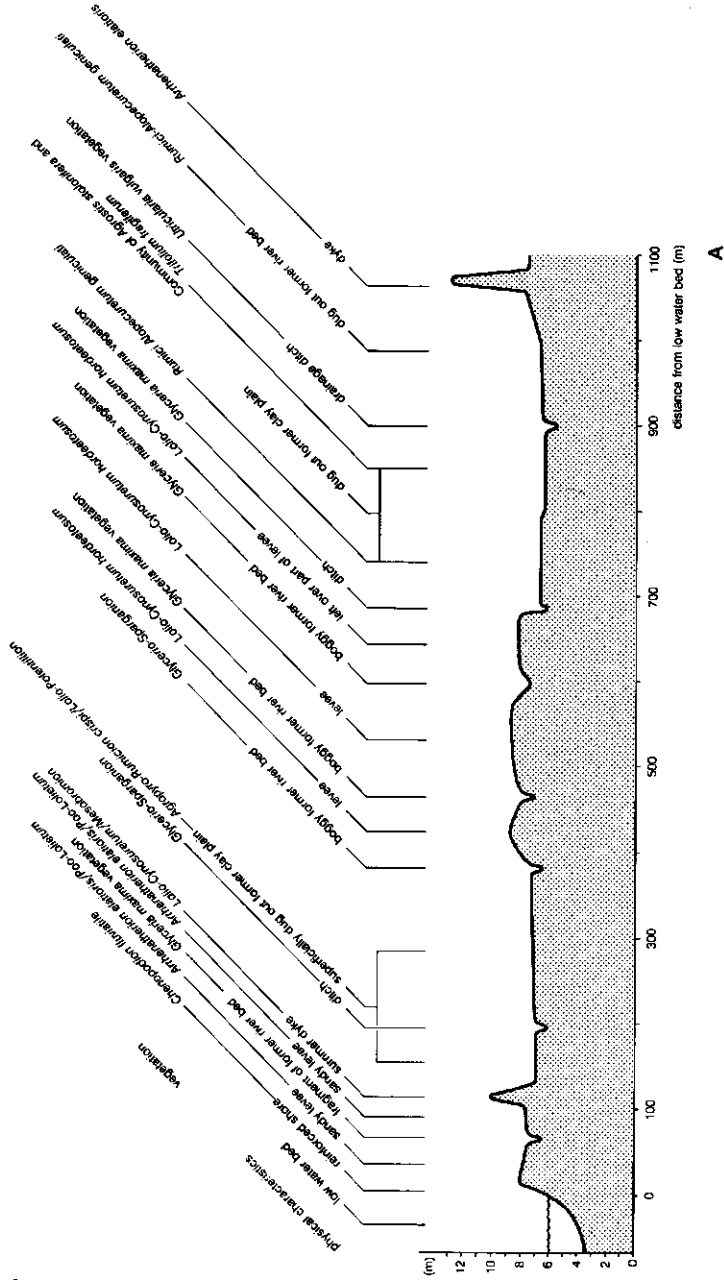
Aquatic environments in the floodplains have changed completely since regulation work started in the 19th century. From the ordination and classification of water bodies in the floodplains, based on cartographic data, it can be concluded that the silting up of the floodplain water bodies has been a continuous process during the last hundred years. In the biplot of the ordination the four classes of floodplains are presented with the water types on which the ordination and the classification has been based (Figure 3). In this classification four groups have been defined. The first class is dominated by present floodplains (23) and contains only one floodplain from the 1903-21 subset. It is characterized by clay and sand pits, some of them connected with the river. Side-arms connected with the river and pools are absent. The second class consists of 23 floodplains of which six are from the 1903-21 subset, 14 floodplains from the 1843-64 subset and three from the subset of the present situation. This class is characterized by temporary water in marshes and isolated silted-up oxbow lakes. Former river beds that are still connected with the river are also present. The third class is characterized by side-arms and former river beds that are partly connected with the river, temporary water bodies and pools. This class contains 18 of a total of 35 floodplains in the

Table III. Relationship between grassland vegetation and excavation types. In the rows seven types of vegetation are given; excavation class is indicated in the columns. Excavation classes are as follows: Excav1, excavated and recultivated; excav2, excavated and not recultivated; not excav, not excavated. The vegetation types can be characterized by their main type as in Table 2

Grassland type	Total area (ha)	Excavation class		
		excav1	excav2	not excav
1	145	14	1	130*
2	276	116*	3	157
3	486	63**	5**	418*
4	1597	543	80	974
5	1357	529*	54	774**
6	81	17	2	62
7	54	16	14*	24
Total	3996	1298	159	2539

\*Significantly positive with respect to inundation class ( $p = 0.05$ ).

\*\*Significantly negative with respect to inundation class ( $p = 0.05$ ).



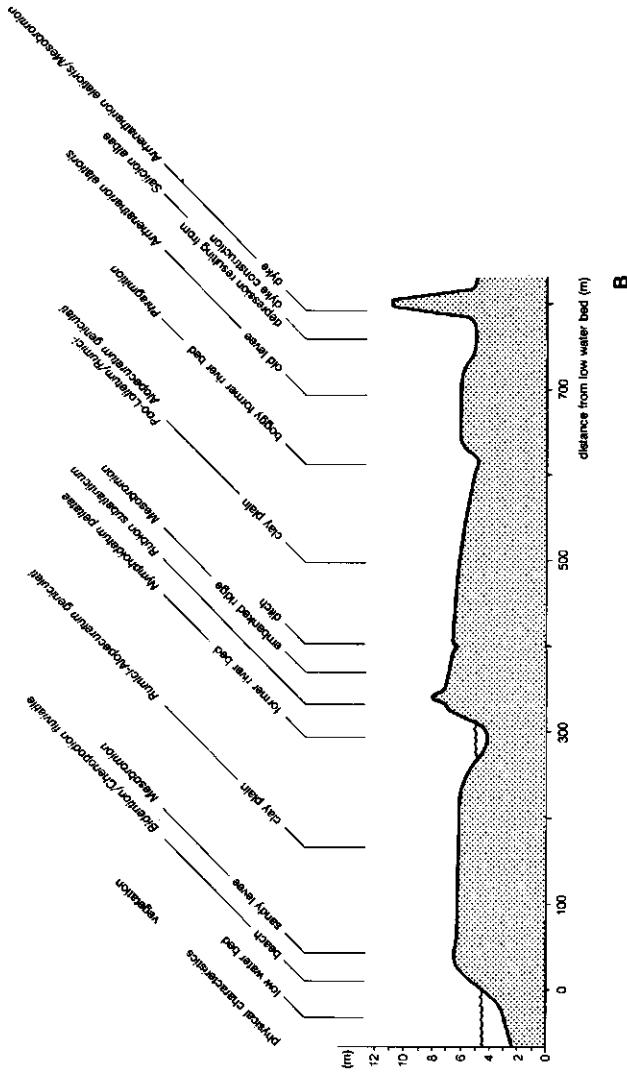


Figure 2. Cross-section through two floodplains in the Netherlands. (A) The Nederrijn at Opheusden; (B) the Waal at Dreumel (Jongman and Leemans, 1982).

Table IV. Types of side-arms and former river beds according to Van Donselaar (1961). Type 1 indicates isolated silted up side-arms, type 2a-c denotes former river beds, partly silted up or artificially closed at the upstream side but still characterized by vegetation of streaming water and type 3 represents backwater in the tidal area

	Type of river bed				
	1	2a	2b	2c	3
Relation to river	No open communication	Periodic communication		Open communication	
Inundation	Annual	Annual	Annual	Annual	Tidal
Water movement	No strong current	Strong current when inundated			Tidal
pH	6.9-7.0	7.0-7.5	7.0-7.5	7.0-7.5	>7
Vegetation type					
<i>Hydrocharitetum-Stratiotetum</i>	x				
<i>Myriophylletum-Nupharetum</i>	x				
<i>Potameton lucentis</i>	x	x	x	x	
<i>Polygoneto-Nymphoidetum</i>		x	x	x	
Community of <i>Ranunculus</i> <i>circinatus</i> and <i>Elodea canadensis</i>				x	
<i>Cicuteto-Caricetum</i> <i>canescentis</i>	x				
<i>Scirpeto-Phragmitetum</i> typicum	x				
<i>oenanthetosum</i>		x	x		
<i>calthetosum</i>					x
<i>Scirpetum triquetri</i> <i>et maritima</i>					x
<i>Caricetum auctetum-paniculatum</i> (type river foreland)	x				
<i>Caricetum gracilis vesicariae</i>	x	x			x
<i>Sparganietum-Glycerietum</i> <i>fluitantis</i>				x	
<i>Valeriano-Filipenduletum</i> <i>senecietosum</i>	x	x			
subass. of <i>Heracleum sphondilium</i>					x
<i>Salicion albae</i> (type river foreland) (tidal)	x	x			x

Table V. Number of former river beds in selected floodplains of the Waal according to the types in Table IV in 1954-6 and 1989-90

	Type of river bed				
	1	2a	2b	2c	3
1955	10	12	3	7	1
1990	10	8	5	2	0



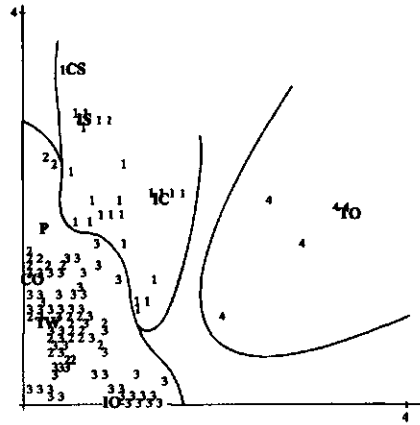


Figure 3. Biplot of the first two axes of a DCA-ordination of floodplains along the lower Rhine before the apex of the delta and the Waal. The floodplain data are collected in three subsets: a 1843-64 subset, a 1903-21 subset and the present situation. The length of both axes is four units of standard deviation. The eigenvalue of the first axis is 0.79 and the second axis 0.50. The numbers denote the clusters of the TWINSpan classification. Classes 2 and 3 are separated on the third axis. The abbreviations denote the variables used: CS, connected sand pit; IS, isolated sand pit; P, pool; TO, tidal oxbow; CO, connected oxbow; IO, isolated oxbow; and TW, temporary water.

subset 1843-64, 29 of the 38 in the 1903-21 subset and only 10 of the 35 in the subset of the present situation. Finally there is a small class of floodplains under tidal influence. This last group only contains three floodplains of the 1843-64 subset and two of the 1903-21 subset. It does not contain any present day examples because the tidal influence has disappeared since the closing of the estuaries in 1970.

#### DISCUSSION

The river area in the Netherlands is characterized by plant species of the subcontinental and pontic-pannonical flora and is named the fluvial district (Heimans, 1916; Danser, 1921; Sloff and van Soest, 1938; Westhoff *et al.*, 1971). In the lower Rhine valley in Germany and the Netherlands some species of the central and southern European flora reach their most northern and western distribution. This central European flora consist not only of flora of marshes and rivers, but also species of dry sunny aspects (e.g. *Mesobromion*).

The high diversity of environments causes a high species diversity and species show intraspecific variation that might be enforced by the river as a transport route (Jongman, 1984). However, the mechanism of transport of plant propagules by rivers has not been studied systematically. Plant species spread along the river and it seems likely that the river itself is also an important mechanism for transport for the species from the terrestrial environment. Sauer (1988) mentions several colonization histories along rivers in North America and Australia. In the Dutch section of the Rhine colonization of newly developed river dunes by species from central Europe has also been reported.

In the lower Rhine regulation and shoreline stabilization have fixed processes of sedimentation and erosion to specific sites; the floodplains and the low water bed, respectively. The combined effect of human activity and river processes has caused a decline in the environmental diversity of the floodplains and also of the ecological diversity to which it is related. Most of the side-arms have disappeared or are declining. Human activities such as agricultural land use and clay and sand excavations have reduced the number of sites with flora characteristic of dry sunny places.

A comparison of historical vegetation data with the short-term development confirm these results. Most of the former river beds examined in the 1950s declined and some have disappeared totally. Fluvial species are among the fastest disappearing of the Dutch flora because of this process (Westhoff and Weeda, 1984; Van Dijk *et al.*, 1985).

In addition to functioning as a river bed during peak discharge and in this way protecting the inner dyke land from flooding, the most important functions for society of the Dutch Rhine floodplains are the production of clay and sand, nature conservation and agriculture. The production of bricks has been the most important industrial activity in the floodplains. As shown in Figure 3 the present Dutch floodplains are characterized by sand and clay pits. The extraction of sand has been intensive, so that the provincial government of Gelderland has decided to stop extracting sand in the floodplains and to allocate two large sand pits on the land side of the dyke (Provincie Gelderland, 1986). The excavation of clay has always been carried out in the floodplains. On the maps of 1850 only a few brick ovens are situated in the floodplains. In 1910, 53 brick ovens existed between Lobith and Gorinchem along the river Waal. Of these brick ovens 18 are still operational and have become large brick factories, most of which are concentrated around the apex of the delta. They produce  $1.5-2.5 \times 10^6$  m<sup>3</sup> bricks annually (Provincie Gelderland, 1990). The excavation of clay, gravel and sand has been regulated since 1954 by the provincial government.

Following the excavation of sand and clay, ecological development is limited because the pits are usually filled with sand and only relatively small, deep, sand pits remain within an artificial floodplain. The problems of excavation are not only restricted to the Dutch floodplains, but also occur in neighbouring Nordrhein-Westfalen, Germany (Hofmann, 1981).

River regulation (dykes and shore protection), the land required for the brick factories and nature conservation claim large parts of the residual floodplains (Table VI). As the peak flow occurs mostly in spring and because the possibility of high floods in summer is relatively small floodplains are used for agriculture. In comparison with the upper Rhine floodplains forestry is unimportant. Next to excavation of sand and clay the main land use in the floodplains of the Dutch rivers is agriculture, although regional and national policies tend to emphasize nature conservation as the most important function. In the province of Gelderland, where most of the Dutch floodplains are situated (25 000 ha), 31% is designated as purely agricultural land, 47% as land where agriculture and nature conservation should be integrated in the near future and 6% is designated for nature conservation. There is still a difference between planning and land use practice, however. Decisions have to be made on land uses in the floodplains within the existing planning framework and insight into the ecological river processes must become a guiding principle. The present changes in land use policy for the river area in the Netherlands favour such a development.

Table VI. Excavations in the floodplains of Gelderland based on registration data. In this province there are 25 760 ha of Dutch floodplains and most of the brick factories. The lower Maas is included in the second column because of its geographical relationship with the lower Rhine

	Waal		All branches	
	ha	%	ha	%
Total area	8370		25760	
Technically no excavation possible (near dykes, shores)	3235	39	8615	33
Excavated	3785	74	9880	58
Potentially available for excavation	1350	26	7265	42
Clay extraction restricted by other claims	790	15	4540	26

## REFERENCES

- CBS 1990. *Statistisch Jaarboek 1990*. SDU-uitgeverij's Gravenhage.
- CHR/KHR, 1978. *Le Bassin du Rhin. Monographie Hydrologique*. Staatsuitgeverij's Gravenhage.
- Cohen Stuart, J. A. F. and Westhoff, V. 1963. 'De droge graslanden langs de rivieren', *Natura*, **60**, 45-48.
- Danser, B. H. 1921. 'Bijdrage tot de kennis der Nederlandsche Rumices', *Nederl. Kruidkundig Archief*, **31**, 167-228.
- De Bruin, D. 1982. *Rivierbeheer op de Nederlandse Rijnakken*. Rijkswaterstaat Directie Bovenrivieren. 113 pp.
- De Soet, F. (Ed.) 1976. *De Waarden van de uiterwaarden. Een Milieukartering en -waardering van de uiterwaarden van IJssel, Rijn, Waal en Maas*. PUDOC, Wageningen. 214 pp.
- Heimans, J. 1916. 'De geschiedenis van de Nederlandsche flora (vervolg en slot)', *De Levende Natuur*, **20**, 381-389.
- Hill, M. O. 1979a. *TWINSPAN—A FORTRAN Program for Arranging Multivariate Data in an Ordered Two-Way Table by Classification of Individuals and Attributes*. Cornell University, Ithaca. 90 pp.
- Hill, M. O. 1979b. *DECORANA—A FORTRAN Program for Detrended Correspondence Analysis and Reciprocal Averaging*. Cornell University, Ithaca. 29 pp.
- Hofmann, M. 1981. *Belastung der Landschaft durch Sand- und Kiesabgrabungen, Dargestellt am Niederrheinischen Tiefland. Forschungen zur Deutschen Landeskunde Band 219*. Selbstverlag, Trier. 223 pp.
- Hultén, E. and Fries, M. 1986. *Atlas of North European Vascular Plants, North of the Tropic of Cancer*. 3 vols. Koeltz, Königstein.
- Janse, J. H. 1986. *Ecologische Waarden van de Wateren in het Winterbed van de Grote Rivieren*. RIN, Leersum. 114 pp.
- Jongman, R. H. G. 1984. 'Uiterwaarden, genetisch reservoir en ecologische infrastructuur', *Landschap*, **1**, 109-128.
- Jongman, R. H. G. 1990. 'Ecological classification of the climate of the Rhine catchment', *Int. J. Biometeorol.*, **34**, 194-203.
- Jongman, R. H. G. and Leemans, J. A. A. M. 1982. *Vegetatieonderzoek Gelderse Uiterwaarden*. Provincie Gelderland, Arnhem. 99 pp (with 78 maps).
- Leemans, J. A. A. M. 1985. *Onderzoek Naar de Relatie Tussen Vegetatie Ontgrondingen en Rivierregime in de Gelderse Uiterwaarden*. Provincie Gelderland, dienst landinrichting en Landbouw, afdeling natuur en landschap. 94 pp.
- Morisawa, 1985. *Rivers. Geomorphology texts 7*. Longman, London. 222 pp.
- Provincie Gelderland 1986. *Keuzenota Industriezandwinning*. Provincie Gelderland, Arnhem. 91 pp.
- Provincie Gelderland 1990. *Deelonderzoek Resterende Kleiwinningsmogelijkheden in de Gelderse Uiterwaarden. Dienst Ruimte, Wonen en Groen, afd. Ontgrondingen*, Arnhem. 18 pp.
- Rijkswaterstaat 1985. *Maatregelen ter Verlaging van de MHW-standen van de Waal*. Report LTP-85-01.
- Sauer, J. D. 1988. *Plant Migration. The Dynamics of Geographic Patterning in Seed Plants*. University of California Press, Berkeley. 282 pp.
- Sloff, J. G. and van Soest, J. L. 1938. 'Het fluviatiele district in Nederland en zijn flora', *Nederl. Kruidkundig Archief*, **48**, 199-265.
- Sterk, A. A., Hommels, C. H., Jenniskens, M. J. P. J., Neuteboom, J. H., den Nijs, J. C. M., Oosterveld, P., and Segal, S. 1987. *Paardebloemen (Taraxacum), Planten Zonder Vader*. Kon. Ned. Natuurhist. Ver. 348 pp.
- Ter Braak, C. J. F. 1982. *DISCRIM—A Modification of TWINSPAN to Construct Simple Discriminant Functions and to Classify Attributes, Given a Hierarchical Classification of Samples*. IWIS-TNO, Wageningen. 30 pp.
- Ter Braak, C. J. F. 1987. *CANOCO—A FORTRAN Program for Canonical Community Ordination by [partial] [detrended] [canonical] Correspondence Analysis (Version 2.1)*. Agricultural Mathematical Group, Wageningen. 95 pp.
- Van der Woud, A. 1987. *Het Lege Land. De Ruimtelijke Orde van Nederland 1798-1848*. Meulenhof Informatief, Amsterdam. 686 pp.
- Van Dijk, H., Graatsma, B., and Van Rooy, J. 1981. *De Toestand van Droge Stroomdalgraslanden Langs de Maas van Roermond tot Loevestein in 1980*. Botanisch Laboratorium afdeling Geobotanie, Katholieke Universiteit, Nijmegen. 238 pp.
- Van Donselaar, J. 1961. 'On the vegetation of former river beds', *Wentia*, **5**, 1-83.
- Van Tongeren, O. F. R. 1986. 'FLEXCLUS, an interactive program for classification and tabulation of ecological data', *Acta Bot. Neerl.*, **35**, 137-142.
- Westhoff, V., Bakker, P. A., Van Leeuwen, C. G., and E. E. van der Voo. 1971. *Wilde Planten in Nederland, Flora en Vegetatie van Onze Natuurgebieden. Deel 2 Het lage land*. Ver. tot behoud van Natuurmonumenten's, Graveland. 304 pp.
- Westhoff, V. and Weeda, E. 1984. 'De achteruitgang van de Nederlandse flora sinds het begin van deze eeuw', *Natuur Milieu*, **84**(7/8), 8-17.

## **4 Uiterwaardenbeleid, sturing van landschaps- ecologische processen**

Landschap 9(1):17-29

# Uiterwaardenbeleid

## STURING VAN LANDSCHAPSECOLOGISCHE PROCESSEN

Rob Jongman

Rivieren met hun uiterwaarden worden gekenmerkt door natuurlijke dynamiek, die in ruimte, tijd en karakter en per systeem kan verschillen. Uiterwaarden zijn integraal onderdeel van de rivier en dat is zichtbaar in hun functies en hun beheer.

Als aquatische systemen vallen ze onder bestuur en beheer van een regionale of nationale waterbeheerder. Daarnaast zijn ze onderworpen aan planvorming en beheer ten aanzien van landgebruik, omdat ze deels land, deels water zijn. Hun vorm – langgerekt – en positie – vaak de grens tussen bestuurseenheden – maakt dat ze bestuurd en beheerd worden door meerdere overheden en dat hun maatschappelijke organisatie complex is en weinig uniform.

Een aantal overheden is via een complex stelsel van met elkaar interfererende beleidsplannen betrokken bij het beleid voor uiterwaarden (figuur 1). Zij zijn de belangrijkste actoren, die uiterwaardenbeleid moeten ontwikkelen en dat beleid moet gebaseerd zijn op de essentiële landschapsecologische processen in de rivier. Om het daarop te baseren moeten uiterwaarden uiteraard geanalyseerd worden op de ken-

Planologie

Rivierengebied

Uiterwaarden

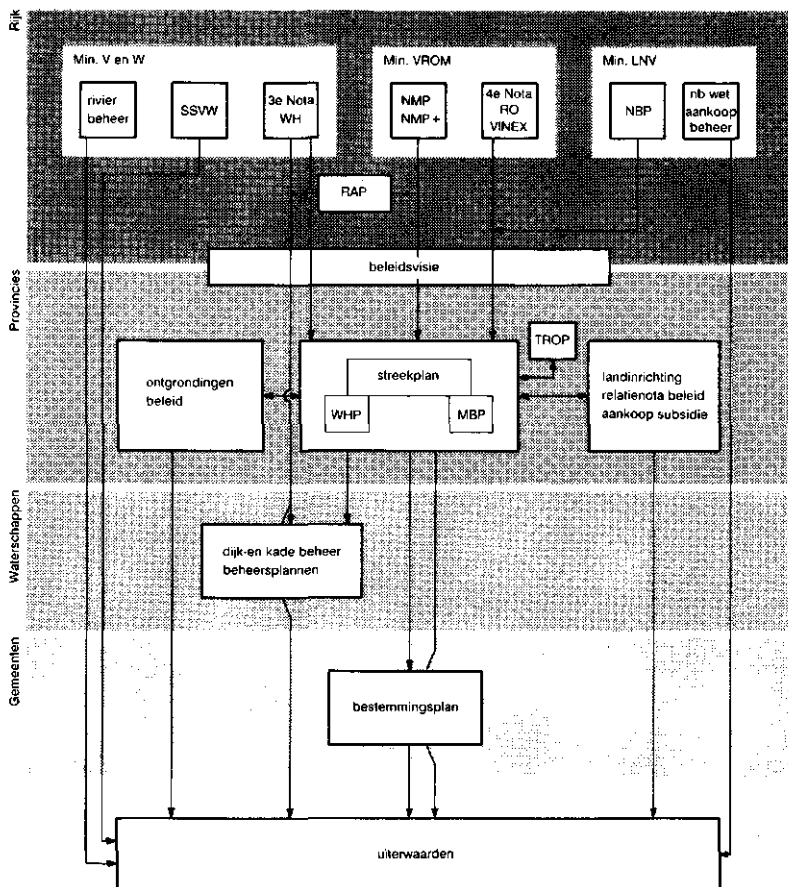
Oude Waal

Waterbeheer

Drs. R.H.G. Jongman is werkzaam bij de Vakgroep Ruimtelijke Planvorming van de Landbouwniversiteit Wageningen, Gen. Foulkesweg 13, 6703 BJ Wageningen

**Figuur 1 •**  
 Bij het uiterwaardenbeheer  
 betrokken strategische en  
 operationele plannen op de  
 verschillende beleidsniveaus.  
 Verklaring: SSVW: Structuur-  
 Schema VaarWegen;  
 NMP(+): Nationaal Milieube-  
 leidsplan; VINEX: Vierde Nota  
 ruimtelijke ordening EXtra;  
 NBP: NatuurBeleidsPlan;  
 RAP: Rijn ActiePlan; WHP:  
 WaterHuishoudingsPlan;  
 MBP: MilieuBeleidsPlan;  
 TROP: Toeristisch Recreatief  
 Overall Plan.

**Figure 1 •**  
 Strategic and operational  
 plans at the different admin-  
 istrative levels involved in  
 floodplain planning and man-  
 agement (bottom row: uiter-  
 waarden). The abbreviations  
 indicate planning at various  
 levels: national (Rijk), provin-  
 cial (provincies), waterboards  
 (waterschappen) and local au-  
 thorities (gemeenten).



merkende processen op alle belangrijke schaalniveaus. Het instrumentarium moet geschikt zijn om de processen zo te sturen, dat zowel het systeem ecologisch goed functioneert als de maatschappelijke functies die het dient, vervuld worden. Daartoe dienen de betrokken overheden een gezamenlijke visie te ontwikkelen op de processen in het gebied, die de beleidscontext moeten vormgeven. Deze is niet alleen gericht op de ontwikkeling van doelstellingen, maar ook op de uitvoering van beleids- en beheersdoelstellingen in de praktijk. Doel van dit artikel is aan te geven welke landschapsecologische processen ten aan-

zien van wateren in de uiterwaarden stuurbaar zijn en hoe deze in de praktijk van bestemming en beheer tot nu toe gestuurd worden. Dit laatste wordt nader uitgewerkt voor de Oude Waal, een strang ten oosten van Nijmegen.

#### De Rijn als landschapsecologisch systeem De dynamiek van een riviersysteem

Een natuurlijke rivier is een dynamisch ecosysteem; het is het centrale deel van een stroomgebied en reageert op veranderingen in het stroomgebied in klimaat, morfologie en menselijke beïnvloeding. De dynamiek wordt bepaald door zowel de directe

als de indirecte invloed van het water. Een rivier vormt zijn bed, verlegt het, erodeert en sedimenteert. Geërodeerd materiaal komt van de bovenloop uiteindelijk in de monding van de rivier; een deel van het materiaal is tijdelijk langs de stroom opgeslagen in de vorm van uiterwaarden. Dat zijn van nature dan ook efemere delen van het riviersysteem (Morisawa, 1985). Morfologisch uit het proces van opslibbing, erosie en stroomverlegging in een meanderend riviersysteem zich in een golfende uiterwaard, waar diverse gradiënten tussen hoog en laag en droog en nat aanwezig zijn.

Alles wat in de rivier of in relatie met de rivier leeft, moet aan zijn ritme zijn aangepast. Vanaf de bron tot aan de monding veranderen dan ook de biologische variabelen die aan het riviersysteem zijn gebonden zoals vissoorten (Hawkes, 1975) en macrofauna (Higler & Mol, 1984). Processen in het laagwaterbed worden permanent gedomineerd door de rivierdynamiek, processen in het hoogwaterbed periodiek. In het laagwaterbed is het aandeel van heterotrofe organismen (macrofauna, vissen) relatief groot, in het hoogwaterbed overheersen autotrofe processen en organismen (macrofyten). In het hoogwaterbed, de uiterwaarden, vinden vele organismen uit het laagwaterbed beschutting tegen al te grote dynamiek tijdens kwetsbare fasen van voortplanting en groei. Met name wateren in uiterwaarden spelen een wezenlijke rol in de instandhouding van riviergebonden populaties en levensgemeenschappen. De strangen en dode armen zijn niet alleen kinderkamer, maar ook schuilplaats bij extreme omstandigheden, zoals hoogwater, terwijl stilstaande wateren belangrijk zijn voor planktonproductie (Amoros *et al.*, 1987). Uitwisseling tussen beide delen van het systeem vindt permanent plaats door sedimenttransport (Morisawa, 1985), inzigging van water in de bodem van het hoogwaterbed en uitwisseling van organismen of delen ervan tussen laag- en hoogwaterbed (Welcomme, 1979; Vannote *et al.*, 1980;

Jongman, 1984; Pinay *et al.*, 1990). De uiterwaarden zijn voor de grote rivieren als de Waddenzee voor de Noordzee. Minshall *et al.* (1983) beschrijven deze uitwisseling als een "spiralling concept". Daarmee duiden ze de tijdelijkheid aan van het verblijf van stoffen en organismen in de uiterwaard en de wateren in die uiterwaard. Een belangrijke invloed van de mens op rivieren is, dat in gereguleerde systemen de periode van tijdelijke opslag langer is dan in de natuurlijke situatie. Een vrij meanderende of zelfs vlechtende rivier is maatschappelijk niet gewenst. De mens probeert vruchtbare grond vast te houden en te benutten, de rivier te reguleren en ongecontroleerde krachten in te dammen. De dynamiek van de meeste rivieren in Europa wordt tegenwoordig vooral bepaald door de activiteiten van de mens om de rivieren te beheersen. Zij worden gekenmerkt door toegenomen stabiliteit van de vorm van laag- en hoogwaterbed, verminderde erosie en daardoor opslibbing en verdroging in het hoogwaterbed.

De Rijn stroomt door een groot aantal landen en is in vele opzichten de belangrijkste rivier in West Europa (figuur 2). Het is geen natuurlijke rivier meer, immers vanaf de Middeleeuwen is er door de mens aan gesleuteld. De Rijn verbindt nog steeds de Alpen met de zee; dit kan voor organismen van belang zijn in hun levenscyclus, voor de aanvulling en uitwisseling van populaties of het koloniseren van nieuwe habitats.

#### Hydrodynamiek en morfodynamiek in de uiterwaarden

Rivierdynamiek kent twee aspecten die ontwikkelingen in de uiterwaarden sturen. Ze kunnen getypeerd worden als hydrodynamiek en de morfodynamiek (Dilger *et al.*, 1988; Knaapen & Rademakers, 1990). Hydrodynamiek houdt in (1) de variabiliteit in stroomsnelheid, (2) tijdstip en duur van overstromingen en (3) de aanvoer van nutriënten, organische en toxische stoffen. Morfodynamiek is de contramal van de hy-

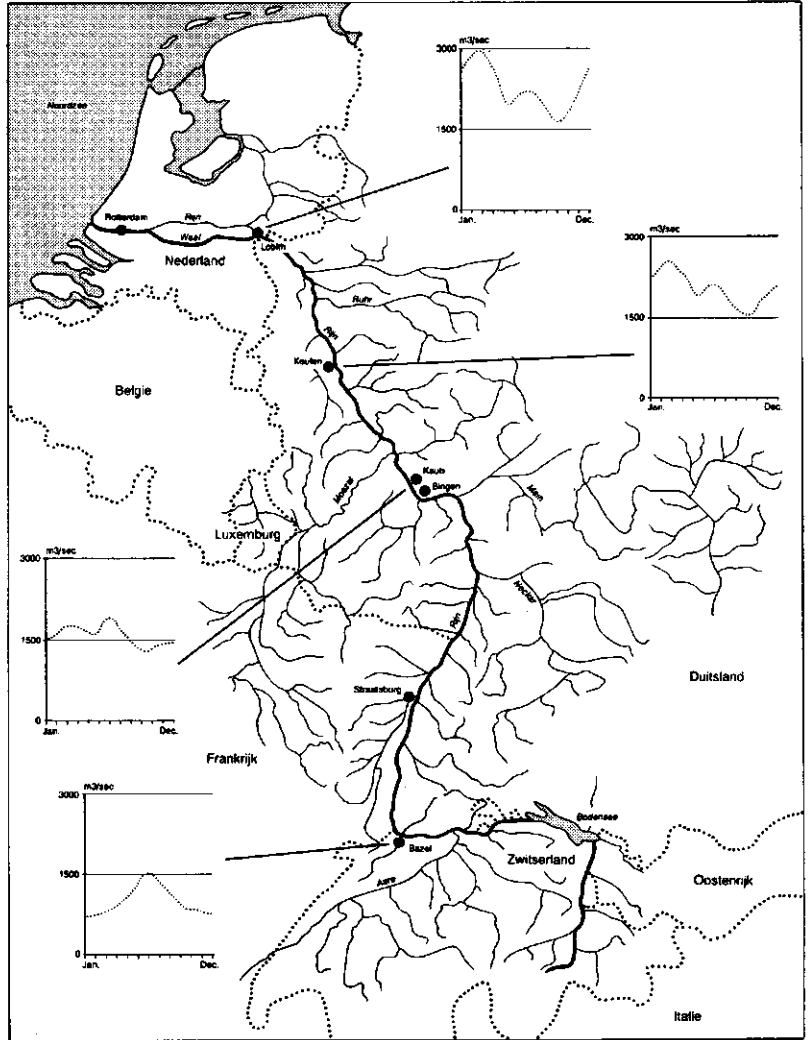
drodynamiek en houdt in (1) de verandering in vorm en (2) in hoogteligging van de uiterwaard.

Het belangrijkste aspect van hydrodynamiek is de stroomanelheid van het water. Deze wordt beïnvloed door een aantal variabelen, waaronder de aanwezigheid van vegetatie en de vorm van een uiterwaard. Overstroming van de uiterwaard is belang-

rijk omdat daardoor de ecosystemen in de uiterwaard beïnvloed worden en is afhankelijk van de hoogte van de uiterwaard ten opzichte van de rivier. De duur en het tijdstip ervan wordt bepaald door het afvoerregime van de rivier en de opbouw en hoogteligging van de uiterwaard. Het afvoerregime van de Rijn wijzigt zich van stroomopwaarts tot stroomafwaarts (fi-

**Figuur 2 -** Stroomgebied van de Rijn en Maas. Aangegeven zijn de landen waar de Rivieren doorheen stromen en de belangrijkste zijrivieren. Bij de Rijn is voor Basel, Kaub, Keulen en Lobith in diagrammen de afvoer weergegeven in m<sup>3</sup> gebaseerd op maandgemiddelden (CHR/KHR 1978, Jongman 1990).

**Figuur 2 -** Catchment of the Rhine and Meuse. The discharge of the Rhine over the period 1901-1970 in m<sup>3</sup> at Basel, Kaub, Cologne, Lobith based on mean monthly data is also shown (CHR/KHR 1978, Jongman 1990).





guur 2). De belangrijkste periode van overstroming valt in Nederland in het voorjaar, al zijn er jaren waarin ook in de zomer overstromingen voorkomen. Met name in de zomer kan de invloed van overstromingen groot zijn, omdat het dan groeiseizoen is en de kruidenvegetatie wordt verstikt en broedsels van vogels wegspoelen.

Het belangrijkste morfodynamische kenmerk is dat Maas en IJssel relatief hooggelegen zijn en Rijn en Waal relatief laag. De hoogteligging bepaalt mede de vegetatietypen. De verschillen in vegetatie en de verdeling van vocht- en droogteminnende vegetatie per riviertak hangen samen met de overstromingsduur (Jongmans & Lee-mans, 1982). Daarnaast tonen langgerekte smalle uiterwaarden bij hoogwater een ander stromingspatroon dan brede uiterwaarden. In brede uiterwaarden kunnen geïsoleerde delen ontstaan, waar wel overstroming plaatsvindt, maar waar de stroomsnelheid en de sedimentatie beperkt is, zoals de Kil van Hurwenen en de Oude Waal bij Nijmegen. Zij vormen de vooruitgeschoven posten stroomopwaarts van vegetaties van weinig dynamische milieus, die stroomafwaarts door het wegvallen van de stroming algemener worden (Van Donselaar, 1961).

#### Restanten van een natuurlijk systeem

In de Rijn is de vracht aan chemicaliën groot, zowel in aantal stoffen als in hoeveelheid. Desondanks geldt voor vrijwel alle stoffen, met uitzondering van fosfaat, dat de Rijn op dit moment voldoet aan de internationale normen (Van Gogh, 1989). In het Rijnactieplan (Internationale Rijncommissie, 1987) wordt echter gestreefd naar verdere reductie van met name de zogenaamde zwarte lijst stoffen, nitraat en fosfaat om verdere accumulatie in slib, dat in uiterwaarden, het benedenstroomse gebied en de Noordzee wordt afgezet, te voorkomen. Goede slibkwaliteit is de belangrijkste randvoorwaarde voor de ontwikkeling van waardevolle ecosyste-

men in sedimentatiegebieden zoals de voormalige Nederlandse estuaria (Saris & Ducl, 1987). Ook voor uiterwaardenbeleid is de beheersing van de samenstelling van water en slib van de Rijn een noodzaak, wil het op den duur succesvol zijn.

Versterkte erosie in het laagwaterbed, met name de laatste tientallen jaren, heeft in de Bovenrijn geleid tot verdroging en sterk verminderde Rijninvloed in de "Auen", de Duitse uiterwaarden (Dister, 1985). Stuwten hebben veel rheofiele flora doen verdwijnen (Hügin, 1987) en leiden tot verminderde toegankelijkheid van oude rivierarmen voor vis. Vergeleken met 1825 is door regulering, bedijking, ontgraving en versterkte erosie van het laagwaterbed tussen Basel en Karlsruhe nog slechts 13% van alle oorspronkelijke Rijn-Auen op Duits grondgebied over. Ongeveer 3% kan nog natuurlijk genoemd worden, dat wil zeggen dat er nog een normaal jaarlijks ritme is van overstroming en droogvallen en er nog erosie en sedimentatie plaatsvindt. Betreft men er de Franse uiterwaarden bij, dan is dit respectievelijk 6% en 1-2% (Hügin, 1980).

Langs de Benedenrijn zijn vanaf Bonn tot aan de Nederlandse kust vrijwel onafgebroken uiterwaarden aanwezig (CHR/KHR, 1978). Ook hier zijn veel natuurlijke processen verminderd of zelfs verdwenen. In het laagwaterbed overheerst in grote delen van het systeem erosie; in het hoogwaterbed overheerst sedimentatie. Dit onderscheidt is bepalend voor het karakter van de rivier. Uit een analyse van kenmerken van wateren in de uiterwaarden tussen 1850 en heden blijkt, dat met name open verbindingen en half verlandte strangen zijn verdwenen (Jongman, 1992). Ook vergelijking van de inventarisaties uit de vijftiger jaren (Van Donselaar, 1961) met de huidige situatie bevestigt dat dit proces van verdroging plaatsvindt. De uiterwaarden worden nu vooral gekenmerkt door de aanwezigheid van ontgrondingsplassen. Uiterwaarden van het Rijnsysteem hebben

.....

een kenmerkende opbouw voor zover ze niet ontgrond zijn. Expositie en hoogteligging ten opzichte van de rivier zijn in belangrijke mate bepalend voor het type half natuurlijke vegetatie dat er voor kan komen (Jongman & Leemans, 1982; Sýkora, 1983). Vooral de droge graslanden worden door hun ligging op dijken en hoge zavelige gronden sterk bedreigd (Westhoff & Weeda, 1984). De oorzaak hiervoor is enerzijds dijkverzwaring en dijkbeheer en anderzijds ontgrondingen en landbouwintensivering. In het algemeen zijn de gevolgen van menselijke invloed te herkennen als het wegvallen van de oude natuurlijke gradiënten. Deze waren gedifferentieerd en veranderlijk in ruimte en tijd. Er voor in de plaats zijn overgangen gekomen, die minder veranderlijk en vrijwel alle zeer abrupt zijn. Alleen in de luwte van de stroom konden zich in de loop van de tijd meer geïsoleerde strangen handhaven. De Oude Waal bij Nijmegen en de Kil van Hurwenen zijn voorbeelden van dergelijke stabiele, verlandende systemen, de Bloemstrang bij Brakel is een voorbeeld van een systeem onder invloed van getijdewerking (Van Donselaar, 1961). Oorspronkelijk waren dit de delen van het riviersysteem, die het minst snel veranderden. Deze zijn ook het best bewaard gebleven; ze werden en worden beschouwd als waardevolle natuurgebieden.

#### **Actoren in de uiterwaarden**

##### **Ecologische structuur en bestemming**

Op zowel rijks-, provinciaal als lokaal niveau worden functies aan gebieden toegekend. In de eerste plaats zijn de uiterwaarden bedoeld om binnendijs gebied te vrijwaren van overstroming. Op provinciaal niveau zijn daarnaast in het streekplan functies toegekend, die richtinggevend zijn voor het ruimtelijk beleid en op lokaal niveau zijn het de bestemmingen, die bindend zijn voor iedere burger. Doelstellingen in landgebruik moeten op dit niveau vertaald worden in bestemmingen, richtlij-

nen en voorschriften en idealiter dient dit in wisselwerking te gebeuren met inrichting en beheer.

In het Natuurbeleidsplan (Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1990) zijn de grote rivieren inclusief de uiterwaarden opgenomen in de ecologische hoofdstructuur van Nederland. In grote lijnen sluit het beleid van de provincies aan op dit rijksbeleid. In de meeste streekplannen zijn uiterwaarden relatief hoog gewaardeerd, al is er met name door de provincies met weinig uiterwaardgrond geen expliciet uiterwaardenbeleid in opgenomen (Jongman, 1990). Door middel van uitwerkingen van hun streekplannen hebben de provincies Gelderland en Overijssel specifiek ruimtelijk beleid voor de uiterwaarden geformuleerd (Gedeputeerde Staten van Overijssel, 1988; Gedeputeerde Staten van Gelderland, 1990). Rijk en betrokken provincies samen hebben hun beleid in hoofdlijnen uitgewerkt in een gezamenlijke beleidsvisie (Stuurgroep Rivierengebied, 1991).

In Nederland wordt het functioneren van natuurgebieden enerzijds veiliggesteld door aankoop door natuurbeschermingsorganisaties, die de aangekochte terreinen vervolgens gericht proberen te beheren, anderzijds door bestemming via de Wet op de Ruimtelijke Ordening, waarbij beheer niet geregeld is. In enkele gevallen wordt een terrein veiliggesteld door aanwijzing als beschermd natuurmonument in de zin van de Natuurbeschermingswet. Hierbij is de opstelling van een beheersplan verplicht.

Uit een onderzoek naar bestemmingen van Waaluitwaarden tussen Zaltbommel en Dodewaard blijkt, dat deze redelijk overeen komen met het beleid, dat provincies en rijk voorstaan, met name waar het land betreft (Geelen, 1985). Wateren, zowel zandgaten en kleiputten als strangen en kolken worden gewoonlijk onder de bestemming water gerangschikt. In de voorschriften die betrekking hebben op de wa-

terhuishouding is weinig differentiatie te bespeuren. Ingrepen in de waterhuishouding zijn slechts nu en dan aan een aanlegvergunning gebonden. Waar wel een aanlegvergunning is opgenomen wordt deze in geval van Kroonberoep meestal geschrapt wegens te algemene strekking. Dit geldt onder meer voor de Oude Waal (gemeente Ubbergen), de Kil van Hurwenen (gemeente Rossum, gemeente Zaltbommel), de Rijnstrangen (gemeente Zevenaar) en de strangen in de gemeente Brakel. Slechts in enkele gevallen is er een uitgewerkt en goed omschreven aanlegvergunningstelsel.

Functietoekenning en het geven van bestemmingen aan gronden bepaalt de continuïteit in het landgebruik van de uiterwaard en moet de bandbreedte weergeven van ontwikkelingen in inrichting en beheer. Daar waar die bandbreedte smal moet zijn, moeten de criteria ervoor strikt zijn; waar meer ontwikkeling mogelijk is, zijn ruimere formuleringen gewenst. In uiterwaarden kunnen, door natuurontwikkelingsprojecten zoals onder meer voorgesteld in plan Ooievaar (De Bruin *et al.*, 1987) met name ten aanzien van strangen grote verschillen in doelstellingen ontstaan. Sommige zijn dynamisch en staan in open verbinding met de rivier; andere zijn geïsoleerde verlandende systemen. Die strangen, waar het doel is verlanding te laten plaatsvinden zijn hydrologisch kwetsbaar en ze zijn dus gebaat bij strenge regels ten aanzien van wijzigingen in de waterhuishouding. Immers iedere verandering in de dynamiek kan verstoring betekenen. Systemen die geacht worden binnen hun grenzen meer dynamisch te functioneren kunnen met een beperkter stelsel van regels toe. In het algemeen bepalen doelstelling en structuur van een gebied de aard van de voorschriften.

#### Inrichting en beheer

Niet alleen door duur en tijdstip van overstroming, de samenstelling van het water,

erosie en sedimentatie en daaraan gekoppeld vorm en hoogteligging van de uiterwaard worden vegetatiestructuur en ecosystemen in de uiterwaarden bepaald, ze worden ook beïnvloed door rivierbeheer, lozingen, beheer van zomerkades en dijken en ontgroningen of vergravingen (figuur 3). De rivierbeheerder beheert per definitie ook erosie- en sedimentatieprocessen en daarom is zijn taakopvatting cruciaal. In de Derde Nota Waterhuishouding (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1989) staat integraal waterbeheer centraal, althans op het niveau van intenties. De komende jaren staat men voor de vertaling daarvan naar de praktijk, en daarmee ook voor mogelijk grote veranderingen in de taak van de waterbeheerder, die te maken hebben met de mate waarin de rivier natuurlijke dynamiek mag hebben.

Rivierbeheer gericht op stabiliteit of een weinig dynamisch rivierregime vermindert de successiesnelheid in de vegetatie en vergroot de duurzaamheid ervan. In een natuurlijke rivier zijn de stabiele delen van het systeem de geïsoleerde meanders, die ver van de functionerende stroomgeul liggen. In deze systemen zal minder snel nieuwvestiging plaatsvinden van soorten dan op open plekken langs de rivier. Vele zijn er nog in het rivierenlandschap te herkennen, zoals de Vilt bij Oeffelt, de Balgoyische wetering, het Wijchens meer en het Wijchens ven bij Wijchen, de Oude Waal bij Nijmegen en de Ooijsche Graaf bij Ooij. Het merendeel van deze oude rivierarmen ligt binnendijs. Ook door menselijk ingrijpen zijn er oude rivierarmen geïsoleerd; het bekendste voorbeeld daarvan zijn de Rijnstrangen bij Zevenaar. Maar ook recent zijn er dergelijke armen ontstaan, zoals de oude Maasarmen bij Keent en Lithoijen en de afgedamde Maas tussen Slijkwel en Poederoijen.

Rivierbeheer gericht op het toelaten van meer dynamiek in het systeem gaat uit van een rivier waar veel erosie en sedimentatie plaatsvindt en waar ruimte daarvoor is, zal

een grote diversiteit aan milieus kunnen ontstaan. Tot de regulatie van de grote rivieren in Nederland ontstonden er in het gebied tussen de bandijken telkens nieuwe plekken waar plantsoorten zich konden vestigen (De Bruin *et al.*, 1987). Na de bekribbing van de Rijn in de 19e eeuw is veel van die dynamiek verdwenen; zo werd de Dreumelse waard onder meer in 100 jaar twee maal zo groot. De jonge rivierduinen en -strandjes in de Nederlandse uiterwaarden zijn de laatste plekken waar pioniervegetaties en nieuwvestigingen nog te vinden zijn. Minimalisering van erosie en sedimentatie door menselijk beheer minimaliseert ook de milieudiversiteit in dynamische milieus.

Veel uiterwaarden liggen in waterschapsverband. Dat betekent, dat de waterschappen verantwoordelijk zijn voor het waterbeheer daar, zoals het onderhoud en beheer van stuwen en de hoofdwatergangen in de uiterwaarden. Er wordt echter een terughoudend beleid gevoerd. Dit komt tot uiting in het feit, dat er geen lasten geheven worden en er zo weinig mogelijk werken worden uitgevoerd.

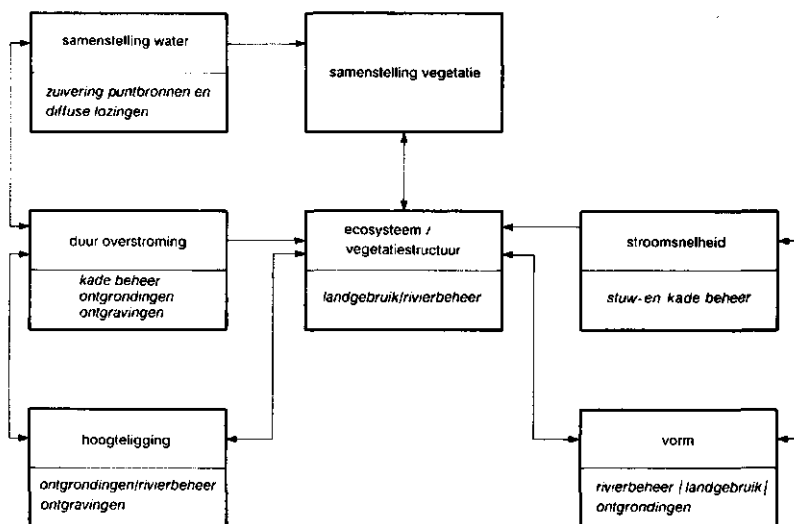
Kade- en dijkbeheer, dat ook valt onder de

verantwoordelijk van polder- en waterschappen, is van belang voor de tijdstippen, de duur en de wijze waarop uiterwaarden onder invloed van hoog water staan. Hun taakomschrijving volgens de waterschapsreglementen is nog in geen enkele provincie gericht op integraal waterbeheer, maar op wat genoemd wordt waterstaatkundig beheer. Een mede op de natuurlijke ontwikkeling van de uiterwaarden gerichte taakomschrijving voor de waterschappen is dan ook een voorwaarde voor een adequate uitvoering van integraal waterbeheer.

Ontgrondingen worden in diverse beleidsstukken veelbelovend genoemd voor natuurontwikkeling. Immers, waar de natuurlijke erosie verdwenen is kan men door ontgrondingen hoogteligging en vorm van de uiterwaard wijzigen en zo landschap- en natuurbouw plegen. Ontgrondingen op zich kunnen zelfs noodzakelijk zijn, om weerstandsverhoging door de ontwikkeling van bijvoorbeeld oobossen te compenseren of om gewenste milieus te creëren op plaatsen waar natuurlijke erosie vrijwel is verdwenen, zoals in de Blauwe Kamer bij Rhenen. Voor zover men denkt commerciële

**Figuur 3 •**  
Relatie tussen de verschillende aspecten van rivierdynamiek en de ontwikkeling van ecosystemen in de uiterwaarden en het daarop betrokken beheer.

**Figuur 3 •**  
Relation between aspects of river dynamics and the development of floodplain ecosystems and the management aspects involved.



le ontgroningen in te kunnen zetten in het uiterwaardenbeheer dient men te beseffen, dat ook de nieuwe ontwerp Ontgrondingenwet het initiatief voor de ontgronding bij de aanvrager legt. Er is wel de verplichting tot het opstellen van een – provinciaal – ontgrondingenplan, maar de taak van de provincie blijft beperkt tot, mede na toetsing aan het ruimtelijk beleid, het verlenen danwel weigeren van een vergunning (Brussaard, 1989). Een planmatig beleid voor ontgroningen in uiterwaarden, passend binnen doelstellingen van integraal waterbeheer of uiterwaardenbeleid, is dan ook maar beperkt mogelijk.

#### Beleidsuitvoering: de Oude Waal

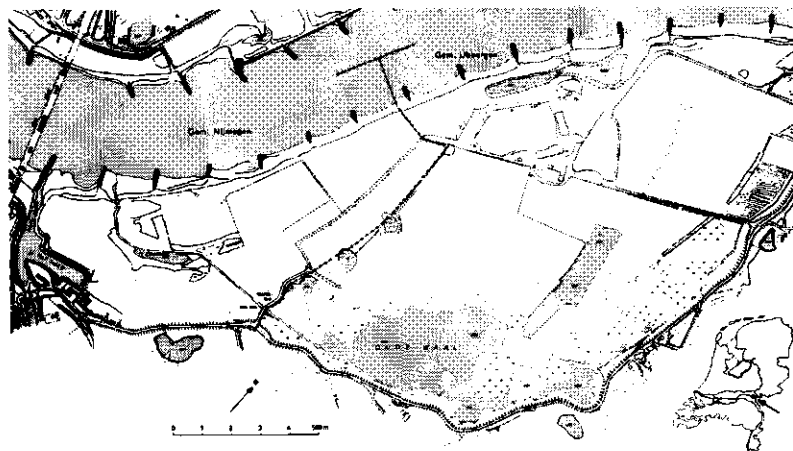
Om een beeld te krijgen van de haken en ogen, die zitten aan de uitvoering van ruimtelijk beleid en integraal waterbeheer is een voorbeeld geanalyseerd, waarin conflicten tot het einde toe zijn uitgevochten. De Oude Waal in de gemeente Ubbergen bij Nijmegen (figuur 4) is een goed voorbeeld, omdat dit een geïsoleerd, voor hydrologische veranderingen kwetsbaar systeem is, dat in zijn huidige vorm door natuurbescherming, rijk, provincie en gemeenten als een zeer belangrijk natuurgebied wordt beschouwd.

Beleed en instrumentarium moeten hun

kracht bewijzen in situaties waar problemen ontstaan. Voor de Oude Waal moest het beschikbare instrumentarium ingezet worden om het functioneren van het gebied als natuurgebied veilig te stellen. Daarbij ging het om enerzijds het particulier belang van de eigenaar en anderzijds het algemeen belang van het gebied als natuurtherrein.

#### Een korte historie

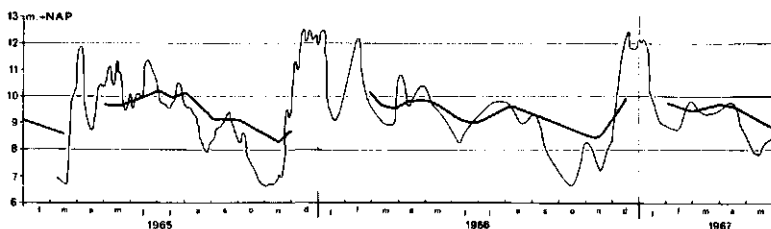
Een in de zeventiende eeuw ontstane Waalstrang is het centrale deel van de Oude Waal. Het gebied bestaat uit een complex van moeras, vochtig loofbos, rietland, kaden, dijken, open water en grasland. Het gebied is als een kom gelegen achter een oeverwal met zomerkade. De afwatering vindt plaats via een in een laagte gelegen watergang naar de Waal, 't Zeumke. De grond- en oppervlaktewaterpeilen binnen de zomerkade volgen gedempt de waterstanden van de Waal (figuur 5). Vergelijking van de vegetatiekaart (STL, 1983) en de hoogtekaart laat zien dat de moerassige delen liggen tussen 8.0 m +NAP en 8.5 m +NAP, terwijl de natte graslanden gelegen zijn tussen 8.5 m +NAP en 9 m +NAP. Alleen bij hoog water (> 12.00 m) overstroomt de kade en stroomt het gebied snel vol en door de geïsoleerde ligging is sedi-



• Figuur 4  
De Oude Waal bij Nijmegen (gem. Ubbergen en Nijmegen) en haar ligging in Nederland.

• Figure 4  
The 'Oude Waal' abandoned meander near Nijmegen, in the rural areas of the municipalities of Ubbergen and Nijmegen, and its location in the Netherlands (bottom right).

**Figuur 5 •**  
 Waterstanden in de Waal en in een nabij de Oude Waal geplaatste grondwaterstandsbuis in de jaren 1965-1967. (TNO-buis nr 2993, Dienst Grondwaterverkenningen).  
 (—: grondwaterstand TNO-buis no. 2993; —: Waalstand.)



**Figure 5 •**  
 Change in water level in the Waal and in a piezometer in the period 1965-1967.

mentatie relatief beperkt. Zomerhoogwater is meestal te laag en te kort om het gebied te bereiken. Vrijwel alle overstromingsperioden vallen daardoor in de winter en de stroomsnelheid is dan gering. Het slib wat er neerslaat is zeer fijn en bodemvorming vindt vooral plaats door humusvorming.

Een reeks van ingrijpende gebeurtenissen heeft plaatsgevonden in de Oude Waal, dat tot 1979 een zeer lange rustige ontwikkeling had doorgemaakt (tabel 1). Opvallend is, dat pas in 1984 voor een deel van het gebied een bestemmingsplan tot stand kwam, waarvan de voorschriften ten aanzien van de waterhuishouding door de Kroon voldoende uitgewerkt werden geacht. Alle bestemmingsplannen daarvoor hadden of geen voorschriften of ze waren geschrapt wegens te algemene strekking. Het gebied valt formeel onder het polderdistrict Groot Maas en Waal; er worden echter geen lasten geheven en het polderdistrict voert er geen actief waterbeheer.

Naar aanleiding van de ontwikkelingen die er plaatsvonden, werd de Oude Waal in 1982 aangewezen als beschermd natuurmonument in de zin van de Natuurbeschermingswet waarbij de rechtsgevolgen die de wet verbindt aan de aanwijzing als natuurmonument terstond in werking traden. Dat houdt vooral in, dat volgens artikel 12 van de Natuurbeschermingswet ontwikkelingen, die wezenlijke kenmerken van het natuurmonument aantasten of schadelijk zijn voor de natuurwetenschappelijke betekenis daarvan, vergunningplichtig zijn.

#### Schadelijke handelingen of normaal onderhoud

In de Oude Waal hebben twee typen activiteiten plaatsgevonden (tabel 1):

- in 1979 werd de afwaterende waterloop verdiept, waardoor de overstromingsduur verkort wordt en het mogelijk wordt er langere tijd te beweiden en er werkzaamheden uit te voeren;
- van 1981 tot 1985 is er diverse malen geploegd, geëgd en gefreesd, waardoor de opbouw van de bodem en de vegetatiestructuur veranderd is.

Het uitgraven de waterloop 't Zeumke zorgt voor een gemakkelijker aan- en afvoer van water en verkort zo de overstromingsduur en maakt het regime van overstromingen dynamischer. Dat is vaak in uiterwaarden een goede zaak, omdat veelal de natuurlijke dynamiek verdwenen is. De waarden, die zich echter in de Oude Waal hebben ontwikkeld in de loop der eeuwen en waarvoor het gebied nu uit oogpunt van natuurbehoud belangrijk is, verdragen die toename in dynamiek niet. Het wijzigen van de waterhuishouding is niet geregeld in het beheer van het waterschap of in de bestemmingsplannen, maar maakt wel landbouwkundig gebruik mogelijk. Om de bestaande waarden in stand te houden is dan ook niet opgetreden tegen deze meest essentiële verandering in het gebied, de verandering in de overstromingsduur, maar tegen het logische vervolg ervan, de mogelijkheden die daardoor gecreëerd waren voor agrarische verbetering van de percelen.

Bij gebrek aan mogelijkheden daartoe wordt ten aanzien van de handelingen in 1979, het uitgraven van de watergang,

	gemeente Ubbergen	gemeente Nijmegen
12-12-1961		Herziening II Plan in hoofdzaken
1974	Vorbereidingsbesluit Bestemmingsplan Buitengebied	
6-7-1979		Vorbereidingsbesluit Bestemmingsplan beschermde gebieden uitdiepen watergang
augustus 1979		
9-5-1980	egaliseren hooilanden	
10-3-1981		Bestemmingsplan beschermde gebieden
28-9-1981	verkoop percelen aan nieuwe eigenaar	
9-11-1981	verkoop percelen aan nieuwe eigenaar	
13/25-7-1981	egaliseren, frezen, eggen, greppels dichten	
17-3-1982	Voorlopige aanwijzing tot Beschermd Natuurmonument (Art. 6 lid 1 en 2 NB-wet met onmiddellijke ingang van rechtgevolgen)	
13-5-1982	frezen	
16-5-1982	ploegen	
16-3-1983	Definitieve aanwijzing Beschermd Natuurmonument	
31-12-1984		Bestemmingsplan Buitengebied
voorjaar 1985	rollen inzaaien en bewerken	
16-4-1985	niet branden	
1987		Aankoop t. Zeurke door Staatsbos-beheer
14-12-1987	Bevestiging door de Kroon definitieve aanwijzing Beschermd Natuurmonument	

• Tabel 1  
Plannen en ingrepen in de Oude Waal (Gem. Ubbergen en gem. Nijmegen) in de periode 1970-1990. De ingrepen zijn cursief gedrukt. Alle voorbereidingsbesluiten en plannen hadden voorschriften ten aanzien van werken in de waterhuishouding; alleen in het laatste Nijmeegse plan zijn ze door de Kroon niet geschrapt.

• Table 1  
Plans and proposed interventions in the 'Oude Waal' in the period 1970-1990. The interventions are printed in italics. All preliminary proposals and plans were forced to restrict changes to the hydrology; the highest court only agreed to one plan (Nijmegen 1984).

geen vervolging ingesteld. De werken in 1980 en 1981, ploegen, eggen en frezen, zijn uitgevoerd zonder schriftelijke vergunning van B en W van de gemeente Ubbergen, zoals in het voorbereidingsbesluit was voorgeschreven. Er wordt nu wel proces verbaal opgemaakt en vervolging ingesteld, maar in hoger beroep volgt vrijspraak, omdat niet bewezen wordt geacht dat de handelingen anders dan normale onderhoudswerkzaamheden zouden zijn. Daarmee is de rol van het bestemmingsplan als belangrijkste instrument van de Ruimtelijke Ordening uitgespeeld.

Ondertussen was door de Natuurbeschermingsconsulent al aan de noodklok getrokken. In mei 1982 is de voorlopige aanwijzing als beschermd natuurmonument van kracht. Voor handelingen die dan uitgevoerd worden, ploegen, eggen en frezen, is geen vergunning verleend. De schaarse jurisprudentie ten aanzien van de Natuurbeschermingswet wijst erop, dat ook normaal onderhoud volgens de wet op de Ruimtelijke Ordening strafbaar kan zijn; het gaat bij artikel 12 van de Natuurbeschermingswet namelijk om het al dan niet schadelijk zijn

(Van den Bout, 1990). De natuurbeschermingsconsulent, later de consulent NMF, en de landsadvocaat moeten aantonen, dat de handelingen zijn uitgevoerd en dat ze voor het betreffende gebied schadelijk zijn. Na diverse beroepsprocedures en terugwijzingen door de Hoge Raad volgt in april 1988 te 's-Hertogenbosch een veroordeling op grond van het feit dat zowel handelingen als schadelijkheid er van bewezen worden geacht.

#### Conclusies

Natuurlijke processen spelen in uiterwaarden een essentiële rol en dienen daarom ook in bestemming, inrichting en beheer een belangrijke plaats in te nemen. Bij inrichting en beheer zal altijd rekening moeten worden aangehouden met de systeem-eigen dynamiek van de rivier. In de huidige sterk gereguleerde Nederlandse riviertakken is de natuurlijke dynamiek tot een minimum teruggebracht, waardoor vooral de minst dynamische delen van het riviersysteem zich nog hebben kunnen handhaven.

De effectiviteit van het instrumentarium

.....

schiets nog tekort en aanpassing van de organisatie van het beheer is gewenst. Met name moet het waterbeheer een veel belangrijker plaats innemen in het licht van de doelstellingen van integraal waterbeheer. Immers rivierbeheerder en waterschappen zijn de actoren, die de essentiële processen sturen. Nadere invulling van hun taken is ook nodig ter voorkoming van conflicten, zoals bij de Oude Waal zijn voorgekomen.

Zoals uit het voorbeeld van de Oude Waal blijkt kan het instandhouden van strangen door middel van voorschriften ten aanzien van de waterhuishouding onvoldoende geregeld worden via de Wet op de Ruimtelijke Ordening. Met name het begrip normaal onderhoud is niet eenduidig; regelgeving kan alleen binnen een plangebied opgelegd worden en gemeentegrenzen overschrijdende systemen moeten gebruik maken van of goede afstemming of een intergemeentelijk bestemmingsplan. De Natuurbeschermingswet daarentegen maakt het wel mogelijk ingrepen in de waterhuishouding, ook normaal onderhoud, aan een vergunning te binden, omdat het criterium schadelijkheid is. Het nadeel van dit instrument is, dat de aanwijzing tot Beschermd Natuurmonument een zeer ingrijpende maatregel is, die maar op beperkte schaal kan worden toegepast.

Voorlopig zal de Natuurbeschermingswet haar belangrijke rol als instrument in planning en beheer moeten blijven spelen. In het kader van de ontwikkeling van integraal waterbeheer is echter een verdere afstemming van ruimtelijke ordening en beheersplannen essentieel. Onderzoek naar de mogelijkheden voor een beter functionerende ruimtelijke ordening en haar inhoudelijke coördinatie met integraal waterbeheer lijkt zeer gewenst.

## Summary

### Dutch floodplain policy: the regulation of landscape ecological processes

R.H.G. Jongman  
Landschap 9(1)

Rivers are landscape ecological systems characterized by dynamic processes. Floodplains are very important in the ecological functioning of the river system. The Rhine is a regulated river flowing through densely populated area. The Dutch Lower Rhine is the downstream sedimentation area of the river. Here the floodplains have been greatly influenced by man in recent decades. In general, both the Upper Rhine and the Lower Rhine are showing symptoms of drying out. The river dynamics in the floodplains can be analysed in terms of basic processes such as period and time of discharge, stream velocity, relative altitude and morphology. The importance of the floodplains has been recognized by all administrative levels in the Netherlands, and conservation and nature development have become policy objectives. To develop and execute a river floodplain policy, river dynamics must be translated into practical planning and management. Little experience is available on the effectiveness of measures to implement policy. The available knowledge indicates that at present neither physical planning nor water management can be used to handle extreme cases and that the only recourse is protection under the Nature Conservation Act.

## Literatuur

- Amoros, C., A.L. Roux, L. Reygrobbet, J.P. Bravard en G. Patou, 1987. A method for applied ecological studies of fluvial hydro-systems. *Regulated rivers* 1: 17-36.
- Bout, C. van den, 1989. Het vergunningstelsel van de Natuurbeschermingswet. *Milieu en Recht* 1990(10): 402-410.
- Bruin, D., D. Hamhuis, L. Nieuwenhuis, W. Overmars, D. Sijmons en F. Vera, 1987. Oplevaar, De toekomst van het rivierengebied. Stichting Gelderse Milieufederatie Arnhem.



- Brussaard, W., 1989. Een nieuwe Ontgrondingenwet in voorontwerp: relaties met de Wet op de Ruimtelijke Ordening en de milieuhygiënische wetgeving Milieu en Recht 1989(3): 96-105.
- CHRIKWR, 1978. Le Bassin du Rhin, Monographie hydrologique. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- Dilger, R., H.-M. Stüber, V. Späth, P. Wahl en A. Weiss, 1986. Biotopeystem Nördliche Oberrheiniederung. Hessische Landesanstalt für Umwelt, Landesamt für Umweltschutz Rheinland-Pfalz, Landesanstalt für Umweltschutz, Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Karlsruhe en Bundesanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie Bonn, Karlsruhe, Oppenheim, Wiesbaden.
- Dieter, E., 1965. Taschenpolder als Hochwasserschutzmassenahme am Oberrhein. Geographische Rundschau 37: 241-247.
- Donseelaar, J. van, 1961. On the vegetation of former river beds. Wentia 5: 1-85.
- Gedeputeerde Staten van Gelderland, 1989. Gelderland uiterwaardenland. Beleidsplan. Provincie Gelderland Arnhem.
- Gedeputeerde Staten van Overijssel, 1988. IJsselvisie, visie op beheer en inrichting van IJsseluiterwaarden in Overijssel, Zwolle.
- Geelen, L.H.W.T., 1985. Uiterwaarden, ecologische kennis in planning en beheer. Landbouwhogeschool, Scriptie Natuurbeheer en Planologie.
- Gogh, W.G. van, 1989. Resultaten kwaliteitsonderzoek in de Rijn in Nederland 1988. Dienst Binnenwateren/RIZA. Lelystad Notanr. 89.029.
- Hewkes, H.A., 1975. River zonation and classification. In: B.A. Whitton (red.), River ecology. Blackwell, Oxford, pp. 313-374.
- Higler, L.W.G. en A.W.M. Mol, 1984. Ecological types of running water based on stream hydraulics in the Netherlands. Hydrobiological Bulletin 18(1): 51-57.
- Höglin, G., 1980. Die Auenwälder des südlichen Oberrheintals und ihre Veränderung durch die Rheinausbau. Colloques phytosociologiques les forets alluviales IX: 677-706.
- Höglin, G., 1987. Ökologische Auswirkungen von Altarmverbundsystemen am Beispiel des Altarmausbaus. Natur und Landschaft 62(1): 9.
- Internationale Rijncommissie, 1987. Rijnactieprogramma. Straatsburg.
- Jongman, R.H.G., 1984. Uiterwaarden: genetisch reservoir en ecologische infrastructuur. Landschap 1(2): 109-118.
- Jongman, R.H.G., 1990. De grote rivieren. In: P. Leroy (red.), Milieubeleid in de jaren negentig Integratie van grijs en groen? Nijmeegse Milieukundige Studies, pp. 147-166.
- Jongman, R.H.G., 1992. Vegetation river management and landuse in the Dutch Rhine floodplains. (Regulated Rivers in druk).
- Jongman, R.H.G. en J.A.A.M. Leemans, 1982. Vegetatieonderzoek Gelderse uiterwaarden. Provincie Gelderland, Arnhem.
- Knaepen, J.P. en J.G.M. Rademakers, 1989. Rivierdynamiek en vegetatieontwikkeling Staring Centrum Rapport 62.
- Ministerie van Landbouw en Visserij, 1989. Natuurbeleidsplan. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1989. Water voor nu en later. Derde nota waterhuishouding. Tweede kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21250, nrs 1 en 2.
- Minshall, G.W., R.C. Petrasen, K.W. Cummings, T.L. Bott, J.R. Sedell, C.E. Cushing en R.L. Vannote, 1983. Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics. Ecological Monographs 53(1): 1-25.
- Morissawa, M., 1965. Rivers, form and process. Longman, London en New York.
- Piney, G., H. Decamps, E. Chauvet en E. Fustec, 1990. Functions of ecotones in fluvial systems. In: R.J. Naiman en H. Decamps (red.), The ecology and management of aquatic ecotones. Man and Biosphere series Vol. 4, pp. 141-169.
- Serfs, F.J.A. en H. Duyl, 1967. Het Haringvliet, het bezinkpuige west Europa. Landschap 4(3): 216-231.
- STL, 1983. Beheersvisie Oude Waal. Rapport nr. 11.
- Stuurgroep Rivierengebied, 1991. Nadere uitwerking Rivierengebied.
- Sýkora, K.V., 1983. The Lolio-Potentillion Anserinae R Tuxen 1947 in the Northern part of the Atlantic Domain. Proefschrift K. Universiteit Nijmegen.
- Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell en C.E. Cushing, 1980. The river continuum concept. Can. J. Fish. and Aq. Sc. 37: 130-137.
- Welcomme, R.L., 1979. Fisheries and ecology of floodplain rivers. Longman London/New York.
- Westhoff, V. en E. Weede, 1984. De achteruitgang van de Nederlandse flora sinds het begin van deze eeuw. Natuur en Landschap 84(7/8): 8-17.

## **5 Conservation of brooks in small watersheds: a case for planning**

Landscape and Urban Planning 19:55-68

## Conservation of Brooks in Small Watersheds: A Case for Planning

ROB H.G. JONGMAN

Agricultural University, Department of Physical Planning, Gen. Foulkesweg 13, 6703 BJ Wageningen (The Netherlands)

(Accepted for publication 13 September 1989)

---

### ABSTRACT

Jongman, R.H.G., 1990. Conservation of brooks in small watersheds: a case for planning. *Landscape Urban Plann.*, 19: 55-68.

*Nature conservation is under stress in The Netherlands because of intensive land use practice and related water use, even on the fringe of natural areas. In general, integration of nature conservation and other land uses is a recent objective in Dutch planning.*

*The relationship between landscape ecological processes and the Dutch planning system is explained for artificial brooks in the Veluwe National Park. Artificial brooks are man made and originate from the 12th to the 16th century.*

*They have characteristic macrofauna communities and their preservation is an important objective of the National Park. However some brooks are threatened by desiccation.*

*From a study of the water balance, it is shown that extraction in some parts of the research area causes water shortage in regions where dry brooks occur. Water extraction is inevitable because of the dense population in the fringes of the National Park. This leads to the conclusion that integration of research and coordination of physical planning and water use planning is needed to arrive at a sound nature conservation policy.*

---

### INTRODUCTION

"In general water quality is not the only problem for the preservation of scientific important brooks. ...For the artificial brooks in the Veluwe keeping the water-table high and maintenance are more important." This is part of one of the conclusions from the final report of the Commission for the study of Water

Management in Gelderland (1982). This conclusion indicates that quantitative water management is important for nature conservation purposes.

In The Netherlands, nature conservation organizations have bought and managed nature reserves since the beginning of this century. Nature conservation is also an important issue in physical planning in The Netherlands.

For centuries, water management in The Netherlands has taken its objectives solely from agriculture and urban management and planning. Its relationship with nature conservation is one of many conflicts. Water authorities are often seen as the natural enemy of nature con-

servation and for a long time the extraction of water for drinking and industrial purposes has been considered inevitable and the consequences are taken for granted. The objective of this study is to show the relationship between nature conservation, physical planning and

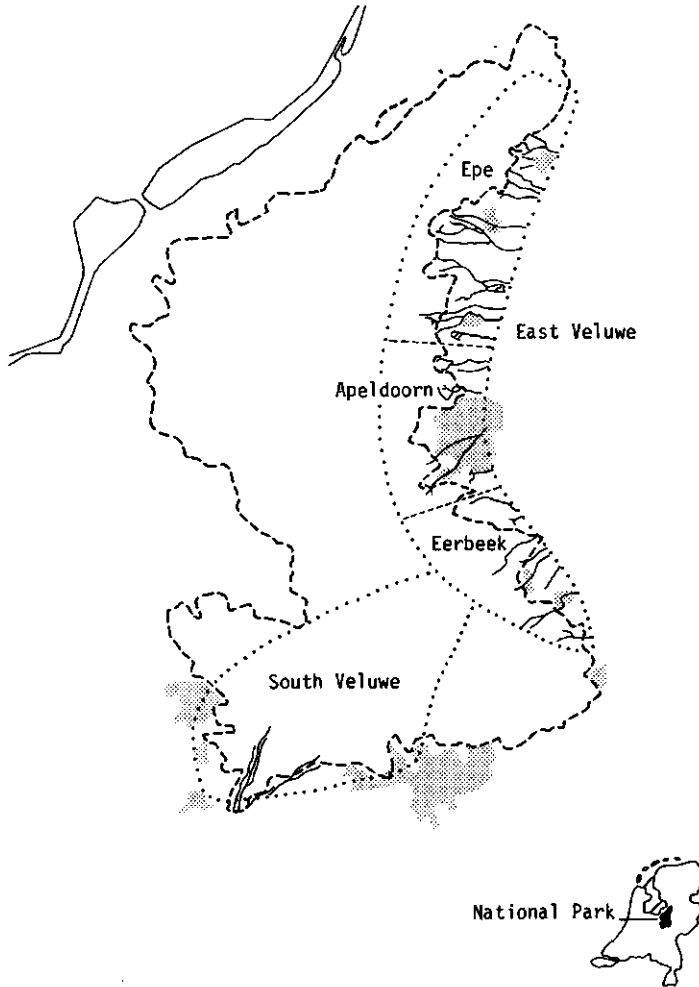


Fig. 1. The research area East Veluwe is divided into three sections: Epe, Apeldoorn and Eerbeek. --- National Park; ..... research area; --- brook; ■ urban area.

water use planning for the artificial brooks of the Veluwe.

The research area is part of the National Park (in Dutch, National Landschap) the Veluwe. The total area of the Veluwe is ~120 000 ha. The research area measures ~24 000 ha in the East Veluwe and 17 500 ha in the South Veluwe (Fig. 1).

In this research project, the context of the Dutch planning system in relation to the artificial brooks of the Veluwe is analysed and its ecological characteristics are interpreted in terms of hydrological criteria. A simple regional water balance model is made of these two regions in the Veluwe National Park in order to qualify the consequences of adjacent land use and urban activities for the objectives of the National Park.

#### THE SPATIAL ORGANIZATION OF LANDSCAPE

Since the 1980s, knowledge of the mutual relationship between different forms of land use has been used for integrated water management and planning as a new policy objective in The Netherlands. One of its practical consequences is the integration of nature conservation with other forms of land use. To do so for the Veluwe brook systems, coordination of brook conservation with other economically stronger interests which sometimes have contrasting demands for water availability in a regional water management system is needed.

Integration of nature management, groundwater planning and physical planning touches the core of applied landscape ecology. An important problem in applying landscape ecology is to find the language and the paradigm that transcends the disciplines involved (Toth, 1988). Landscape structure or function is not the only important issue, but also the relationships between functions by flows and interactions within natural and man-made landscape structures. This can be named the spatial organization (Rouge, 1947) and is used in The

Netherlands to define the objective of physical planning (Commissie de Wolff, 1970). That means that a landscape is not only a compilation of a matrix and a network of corridors of visible landscape structures (Forman and Godron, 1986), but also of non-visible structures by which fluxes of heat and water are transported. These fluxes are essential for landscape processes and for man's use of the landscape. If man wants to make sustainable use of the landscape, not always modification of, but in many cases adaptation to these processes is needed. One of the invisible structures is the geohydrology of the landscape and groundwater flow is one such process in landscape functioning. Although groundwater remains mostly invisible until it wells up to become a stream corridor, it still is present, influencing landscape functioning and being influenced by man.

As water plays an important role in planning, the watershed or drainage basin is an important unit for analysis, management and planning (Steiner and Osterman, 1988). The advantage is that drainage basins are well-defined landscape ecological units. However administration units like municipalities, districts, provinces and states mostly do not coincide with them. So in land-use planning two working procedures might be needed: integration of landscape ecological knowledge and its coordination in planning and administration. Integration can be defined as the synthesis of substantial landscape ecological structures and processes in a landscape ecological model. Coordination can be defined as the mutual tuning of the landscape ecological model in planning and administration.

Management and planning must be based on integrative knowledge of landscape processes. If more than one planning or management system, or several administrative levels or units, are involved coordination is essential for proper functioning.

The landscape ecological aspects involved in this research project and the related objectives

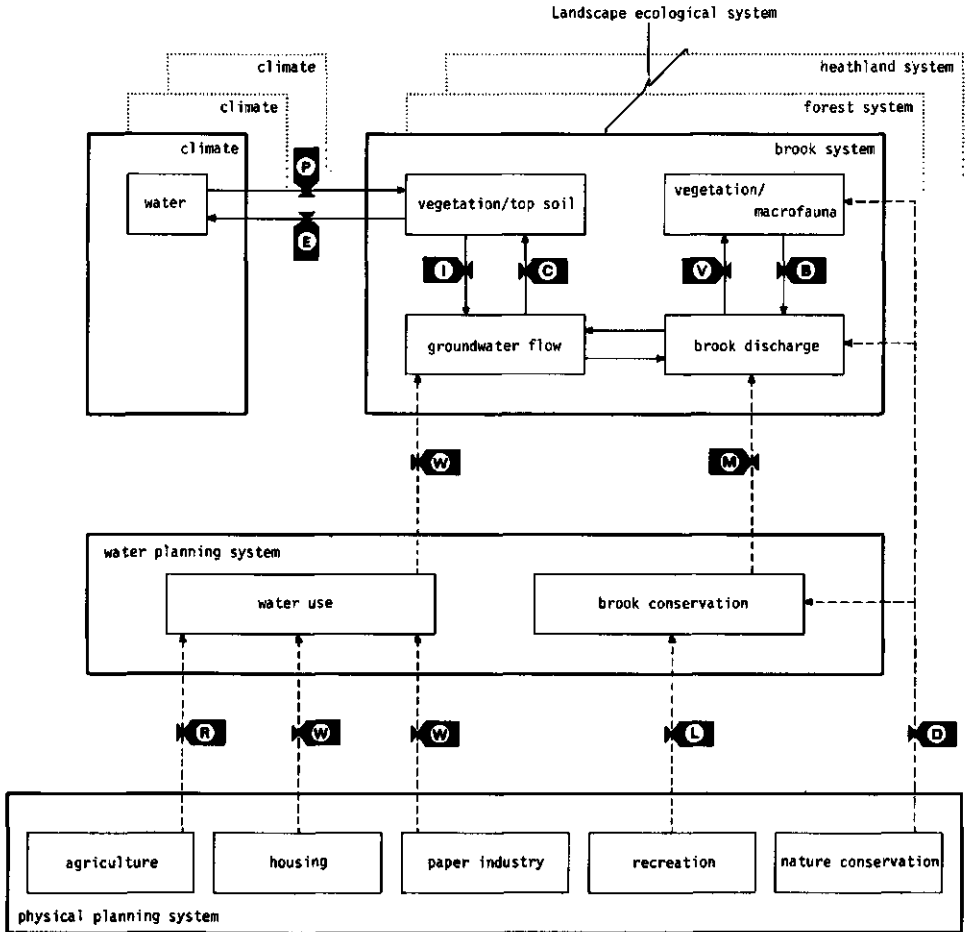


Fig. 2. Simple descriptive model of artificial brooks and related systems of planning and management. —, landscape ecological relationships; P, precipitation; E, evapotranspiration; I, infiltration; C, capillary rise; V, stream velocity; B, biomass production. - - - - - , planning relationships; W, water extraction; M, maintenance and restoration; D, species diversity; L, landscape diversity; R, drainage and irrigation.

can be represented in a model (Fig. 2). It is a simple descriptive model that is used in problem definition and has been the guiding principle for the research that has been carried out. This simple model will suffice because it is not the detailed description of ecological and hy-

drological processes which is important, but being able to predict the effects of changing management and planning (Jeffers, 1978). The model shows the brooks as part of the landscape ecological system, the influences of land use and the two planning systems involved. It

is a help in finding the important steps in decision making for the conservation of the artificial brooks.

## THE LANDSCAPE ECOLOGICAL SYSTEM

### *History and brook functions*

The Veluwe is a system of hills that are outwash deposits of the Saalien Ice Age. They now rise to a height of 60–100 m above sea level. Originally, water mills were situated on natural brooks and lowland streams. They used undershot wheels and were therefore not very efficient. Moreover, the water supply from natural brooks can vary greatly when their drainage basin is small, as it is in the Veluwe. That is why from the 12th to the 16th century people set about improving the system. An artificial well (the "spreng") was a solution to the problem. To create enough water for permanent use of the water mills, existing wells were deepened or new fully artificial wells were made, in some cases to a depth of 7 m below the surface. To bring the water to the mill, a bed with an impermeable floor and a width of ~2 m and a depth of ~1 m was built along the high parts of the terrain. If that was not possible, the brook was embanked and where the landscape gradually descended the embankment was kept almost level, to create a head of water. In this way, a large enough fall was created at the mill so that efficient overshot wheels could be used (IJzerman, 1977). This process could be repeated, which made it possible to site several mills along one artificial brook (Fig. 3).

On the Veluwe, ~200 mills on ~40 artificial brook systems have existed. Most of them were built as paper mills (Hardonk, 1968). Because of scaling up in the paper industry, the mills ceased to function as such. In the 19th century many were converted into laundries, but here too scaling up took place and at present there are only a few mills left that are used

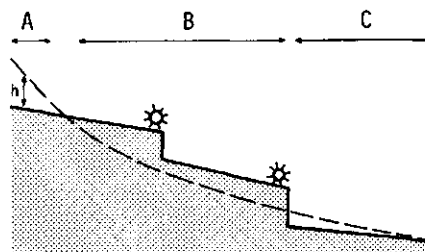


Fig. 3. Longitudinal section of an artificial brook system. The permanent draining trajectory is the part that supplies the system with water. The transporting trajectory is the uphill part, having an impermeable floor. The distance between the mill sites depends on the landscape gradient. *h*, head of groundwater; A, permanent draining trajectory; B, transporting trajectory; C, periodically draining trajectory; ☼ mill site; - - - water table; — impermeable brook floor.

in this way. Most water for industry is now extracted directly from the aquifers. Some of the artificial brooks are still used to keep castle moats and ornamental waters filled. Three artificial brooks were dug in the last century to feed water to a canal and still function.

Though part of the brooks still fulfil their former industrial or agricultural functions, their ecological and cultural-historical significance is now greater. They are important objects for nature conservation and create an attractive environment for outdoor recreation activities.

As artificial brooks are partly situated above the water table, the uphill parts of the brooks must be impermeable. Leakage can be caused by running dry for a long period of time through irreversible desiccation. Because of the weak current in the well and the levelled reaches, silting up can easily occur. The welling up and transport of water will then be hindered and desiccation may occur. Artificial brooks, being semi-natural elements, are therefore dependent on management by man.

In recent decades, land use and the use of groundwater and surface water have intensified in the Veluwe. These changes are a threat to the existence of the brooks. The most important threat is a diminishing water supply.

Because of a falling water table between 1968 and 1978, several brooks had problems with their water supply (Kant, 1982).

### Ecology

For the artificial brooks, the aquatic macrofauna is the most characteristic group of organisms. This is because we are dealing with shady streaming waters in which microflora and macroflora play a minor role. In 1981 and 1982, a project was carried out to indicate possibilities for the restoration and conservation of the artificial brook systems. The ecological significance of the brooks was analysed by compiling data on their macrofauna. Part of the data came from recent publications and part were collected for this project. One hundred and eighty-one sites from the literature were used and 93 supplementary sites were sampled in this project. To provide a systematic overview, sampling sites were selected in unsampled reaches. Data have been collected on the macrofauna as well as on the environment, e.g. stream velocity, vegetation, detritus layer, nutrients, shade (Popma, 1982). With cluster analysis using FLEXCLUS (Van Tongeren, 1986), the total data set is divided into three main groups. The main groups are called Chironomus, Asellus and Gammarus after their most important representatives. The main group Chironomus is divided into two types, Asellus into four types and Gammarus into five types (Popma, 1982; Jongman and van der Nes, 1987).

The results of the classification are related to environmental and geographical variables (Fig. 4). The sites of the Chironomus group are characterized as sites with no or hardly any flow, often with a large content of detritus. The sites of the Asellus group are characterized as relatively deep and wide vegetated streams with a very small current. The Gammarus group is restricted to natural and artificial brooks. They can be described as sites of flowing shallow waters in a shady environment with

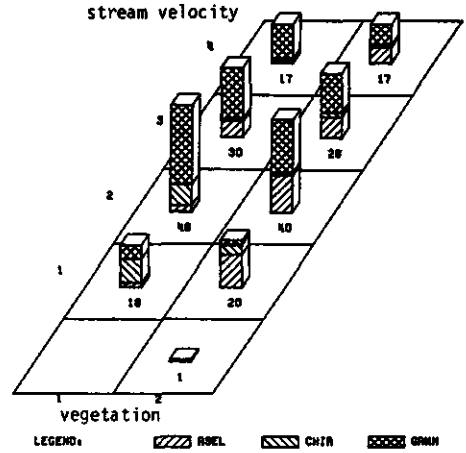


Fig. 4. The relationship of macrofauna classes Asellus (Asel), Chironomus (Chir) and Gammarus (Gamm) with the environmental variables stream velocity and presence of vegetation. Stream velocity is indicated in four classes where 4 indicates high stream velocity. The presence of vegetation is indicated in two classes: absent (1) and present (2).

a low water temperature. The five Gammarus types differ in stream velocity and thickness of the detritus layer (Fig. 5). Type G1 is characterized by a small detritus layer and a high stream velocity, and is therefore considered to be characteristic for natural brooks. G3 appears to be intermediate between G1 and the other Gammarus types, and is only found in artificial brooks. Because of its position between G1 and the other types of brook communities, the G3 type is considered to be the optimum community of the artificial brook system. It is present in sites where stream velocity is intermediate and the detritus layer is relatively small. This means that aquatic communities have adapted to this man-made environment and it indicates that permanent running water is also the prior condition for the ecological conservation of the brooks. Therefore one of the aims of water planning and water management in the National Park must be the maintenance of a high groundwater head at the well to feed the brooks.



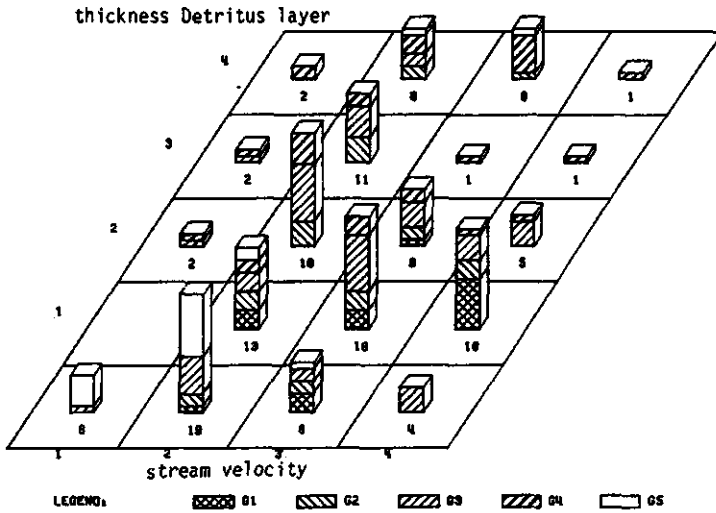


Fig. 5. The relationship of the Gammarus classification to stream velocity and thickness of the detritus layer. Both environmental variables are given in four classes where Class 4 indicates the highest values.

*Brook restoration*

One of the objectives of the Veluwe National Park is to conserve culturally, historically and ecologically important elements. Because of the significance of the brooks in both aspects and their function as important attractions for outdoor recreation, the national and provincial authorities decided to restore and conserve them if possible.

The results of the ecological analysis served as a basis to create a list of priorities for restoration. To indicate priorities for the restoration of the brooks, a multicriteria decision model has been used (Ancot and van der Nes, 1981). From the ecological characterization, criteria were derived that were related to brook management. The most important of these was the groundwater head at the well site. Other hydrological criteria were (Kant, 1982) natural groundwater change, lowering by pumping and loss of water in the uphill parts. Criteria based on maintenance were the quantity of

management arrears and the costs of restoration.

Based on the list of priorities, several brook systems have been restored. This was initiated partly by the water authorities and partly by private initiative. A consequence of the restoration of the brooks is their long-term conservation. Therefore the results of this research have to be implemented in decision making in physical planning and water planning and management.

**THE REGIONAL WATER BALANCE**

In this research project, it was not considered necessary to develop a water balance model that is adjusted for all parameters. A simplified model will suffice to estimate the possible effects of human impact on the water balance. A simple regional water balance can consist of six parameters: precipitation; surface water input; surface run-off and superficial water flow; groundwater flow; evapotranspiration; extraction.

In the Veluwe, the only source of water is precipitation. No river enters the area nor is water infiltrated by man. Because of the low relief and the coarse sandy soils, direct surface run-off and superficial water flow are negligible. Only the discharge of the brooks can be considered as surface water discharge. That means that precipitation, evapotranspiration, groundwater flow, brook discharge and extraction are the main processes in the regional water balance (Fig. 2).

In the main part of the Veluwe, one aquifer exists above the impermeable Tegelen formation (~100 m below sea level). Only in the south do two aquifers occur separated by a semipermeable clay formation. Mean precipitation, based on regional data, is 775 mm year<sup>-1</sup>. Evapotranspiration and infiltration were calculated based on regional data for grassland, maize fields, broad-leaved wood and pine wood (Ad hoc groep verdamping, 1984 and Table 1). Total evapotranspiration is the result of interception evaporation and transpiration. British data were used for heathland (Wallace in Petts and Foster, 1985).

Land use is divided as in Table 2. Because of differences in land use and water use, the East Veluwe is subdivided into three sections, Epe in the north, Apeldoorn as the central part and Eerbeek in the south (Fig. 1). With the help of data on precipitation, evapotranspiration and

TABLE 1

Evapotranspiration of the vegetation and infiltration in the research area, based on regional data

Land use	ET <sup>1</sup> year	Infiltration <sup>2</sup>
Urban area	440	335
Grassland	407	368
Maize fields	367	408
Heathland	407	368
Broad-leaved wood	472	303
Pine wood	612	163

<sup>1</sup>ET = total evapotranspiration.

<sup>2</sup>Infiltration is based on a mean precipitation of 775 mm year<sup>-1</sup>

TABLE 2

Land use in the research area

East Veluwe

Land use	Area (ha)	%	Epe (ha)	Apeldoorn (ha)	Eerbeek (ha)
Urban area	2300	9.6	500	1500	300
Grassland	6300	26.2	2800	1800	1700
Maize fields	1600	6.7	600	400	600
Heathland	1100	4.6	800	-	300
Broad-leaved wood	700	2.9	300	-	400
Pine wood	12000	50.0	5200	2400	4400
Total	24000	100.0	10200	6100	7700

South Veluwe

Land use	Area (ha)	%	Perched water table (ha)	Infiltration area (ha)
Urban area	2300	13.1	900	1400
Grassland	700	4.0	300	400
Maize fields	1300	7.4	200	1100
Heathland	4000	22.9	-	4000
Broad-leaved wood	500	2.9	200	300
Pine wood	8700	49.7	1200	7500
Total	17500	100.0	2800	14700

TABLE 3

Estimated quantity of yearly infiltrating water in the research area (10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>)

Land use	East Veluwe				South Veluwe
	Epe	Apeldoorn	Eerbeek	Total	
Urban area	0.8	2.5	0.5	3.8	2.3
Grassland	10.3	6.6	6.3	23.2	1.5
Maize fields	2.4	1.6	2.4	6.4	5.3
Heathland	2.9	-	1.1	4.0	14.7
Broad-leaved wood	0.9	-	1.2	2.1	0.9
Pine wood	8.5	3.9	7.2	19.6	12.2
Total	25.8	14.6	18.7	59.1	36.9

The urban area is estimated to have an infiltrating area of 50%

land use, the infiltrating water in both research areas can be calculated (Table 3). The urban area consists partly of towns and partly of villages, therefore it is estimated to have an infil-

tration area of 50% (Tourbier and Westmacott, 1974) consisting equally of broad-leaved wood and grassland. Therefore it has a restricted contribution to the total infiltration.

The infiltrated water runs partly underground into the IJssel valley in the east or the Rhine valley in the south, partly it wells up in the drainage zones of the brooks and partly it is won for drinking and industrial water (process and cooling water). Brooks with no discharge and brooks originating from the area with the perched water table are not included in the research. The artificial brooks are merely fed by deep groundwater and have therefore restricted variation in the yearly discharge. No long-term discharge measurements are available; however the minor variation in discharge makes it possible to estimate the discharge of the brooks based on a restricted set of data.

To estimate discharge, the stream velocity was measured in the middle of the brook and along the embankments in all brooks. The wetted area was measured to describe the gradient in the change of stream velocity at the sites where the brooks leave the research area. The discharge was calculated assuming a laminar flow (Table 4).

The total quantity of water extracted in the drainage zone of the brooks in the East Veluwe in 1987 was according to the registration of the province of Gelderland,  $24.6 \times 10^6 \text{ m}^3$ , of which  $15.2 \times 10^6 \text{ m}^3$  was drinking water and  $9.4 \times 10^6 \text{ m}^3$  was industrial water. In the South Veluwe it was  $20.8 \times 10^6 \text{ m}^3$ , consisting of  $13.9 \times 10^6 \text{ m}^3$

for drinking water and  $6.9 \times 10^6 \text{ m}^3$  for industrial water. This means that a surplus of  $59.1 - (24.6 + 21.8) = 12.7 \times 10^6 \text{ m}^3$  of water is leaving the East Veluwe as groundwater flow. In the South Veluwe,  $36.5 - (20.8 + 3.0) = 12.7 \times 10^6 \text{ m}^3$  is reaching the Rhine valley as groundwater, where  $9.2 \times 10^6 \text{ m}^3$  is won for drinking water (Table 5).

Although in general the quantity of extracted water is large, the remaining groundwater seems to be sufficient for permanent discharge of the brooks. If however the sections are analysed separately, a critical situation is detected in the Apeldoorn area, where a groundwater deficit occurs (Table 5). The regional water system in this part of the Veluwe seems to be completely used and water is drawn in from the adjacent regions. In this area, several desiccated brook systems are found. During dry periods especially, as happened in the 1970s, desiccation of the brooks can become a serious problem. In the planning of water extraction, the problem of water shortage in this area has been identified. In 1982, water winning was partly relocated to the Eerbeek section, resulting in a rise in extraction rates in that region and a fall in Apeldoorn (Fig. 6).

Owing to the origin of the Veluwe as ice-pushed ridges, the aquifer is anisotropic. This means that the effect of the winning of water is not the same in all directions. The cone of depression appears to be ellipsoid. The depression is larger in the north-south direction than

TABLE 4

Discharge of the brooks in the East and South Veluwe ( $10^6 \text{ m}^3$ )

	Discharge	Number of brooks	Area (ha)
Epe	13.1	16	10200
Apeldoorn	4.4	7	6100
Eerbeek	4.3	6	7700
East Veluwe total	21.8	29	24000
South Veluwe	3.0	2	14700

TABLE 5

Partition between superficial discharge, groundwater discharge and water extraction in the research area ( $10^6 \text{ m}^3$ )

	Infiltrated water	Extracted water (1987)	Superficial discharge	Groundwater discharge
Epe	25.8	4.1	13.1	8.6
Apeldoorn	14.6	10.8	4.4	-0.6
Eerbeek	18.7	9.7	4.3	4.7
East Veluwe total	59.1	24.6	21.8	12.7
South Veluwe	36.5	20.8	3.0	12.7

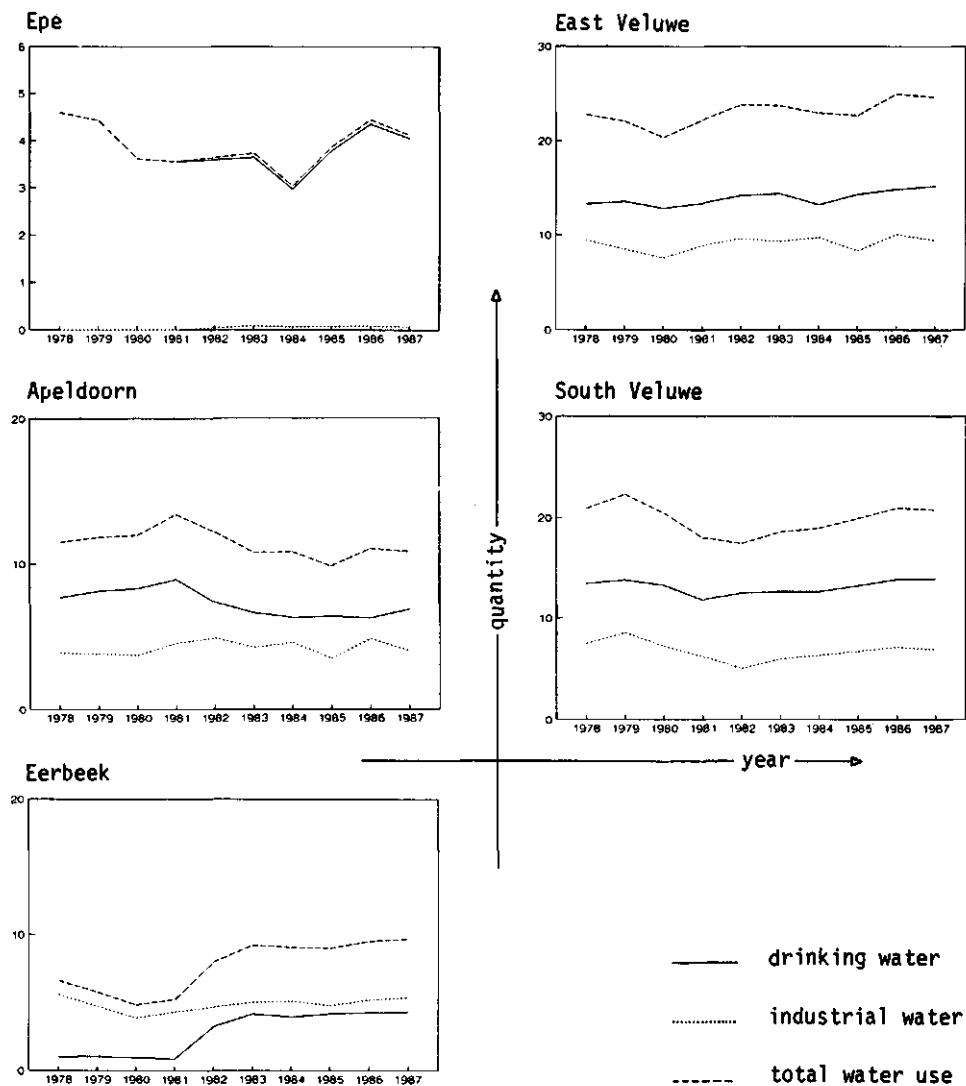


Fig. 6. Registered groundwater extraction (in  $10^6 \text{ m}^3$ ) in the South and East Veluwe, influencing the discharge of the brook systems.

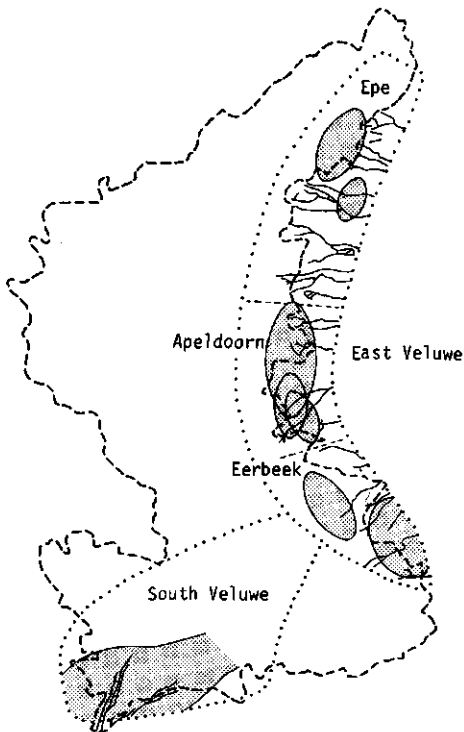


Fig. 7. Zones of lowered water table by water extraction. In the East Veluwe a zone of 10 cm and in the South Veluwe a zone of 20 cm is indicated.

in the east-west direction in the East Veluwe (Kant, 1982) and the opposite in the South Veluwe (Provincie Gelderland, 1981). The areas lowered by winning are indicated in Fig. 7. Because of this shape of the depression and the fact that the brooks are fed by water on very short trajectories, the location of water winning appears to be an important factor.

## PLANNING CONSEQUENCES

### *Brooks in the National Park*

The purpose of National Parks is the conservation of nature and outdoor recreation. In the U.S.A., the National Parks have a function for

urban America, but are situated outside in the rural areas (Conservation Foundation, 1972). In the Netherlands, the National Parks system serves the same purpose; however the Parks are generally situated much closer to the urbanized world. In urbanized Europe, National Parks cannot be without or even nearly without human influence. They represent mostly man-made landscapes with many natural aspects and high biological and landscape values (Koeppel and Mrass, 1978). The Veluwe National Park is the largest terrestrial, more or less natural area in The Netherlands. Compared to most other National Parks in The Netherlands and in other countries, it has some remarkable features. One of them is the large urbanized fringe areas including two major towns of > 100 000 inhabitants (Apeldoorn and Arnhem). About 280 000 people live in the southwest fringe of 30 km and ~220 000 in the eastern fringe of 40 km (Fig. 1). In both fringes, several traditional paper mills developed into large paper industries. Both towns and industry extract the water they need from the National Park. The National Park does not include the urbanized regions, but is logically delineated along the forest edge.

Agriculture in The Netherlands is rather intensive, as it is in the fringe of the National Park. Farmers did not want to be hindered in their farming practice by regulations for nature conservation so most of the agricultural area is left out as well. This resulted in a National Park including forests, heathlands and drift sands, and excluding all fringe areas, where part of the brooks are situated.

The brooks are considered to be important elements in the National Park. The reason is not their contribution to wilderness, but to the cultural history of the Veluwe. Although the brooks are not natural, they still represent a unique environment in The Netherlands and in the Veluwe they are the main aquatic ecosystem (Jongman and van der Nes, 1982). Being situated in a water-poor environment, they represent the main variation in nature and

therefore are responsible for most of the ecological diversity. The brooks also function as drinking places for mammals and birds.

Being unique elements situated near large urban areas, the brooks are also important elements for outdoor recreation. The small-scale landscape variation and the accessibility of the banks along maintenance paths make them very attractive for walks (Jongman and van der Nes, 1982).

In the development of the National Park, Dfl 15 000 000 is going to be invested during the next 10 years. This money is only meant for internal management and not to prevent external threats. Nearly 50% of it is planned to be used for the restoration and management of the artificial brooks. However the most important requirement needed to conserve the brooks after restoration, water supply, cannot be managed within the context of the National Park. Water supply is part of another planning and management system. That is why the coordination of National Park management with regional physical planning and water planning is necessary.

*Regional physical planning and water planning as a management tool*

Water extraction and brook discharge are the main competing water-using systems in the National Park. The processes that influence water extraction are: population growth; development in consumption patterns; development of industry; development in agricultural water use. A change in consumption pattern can influence the extracted water quantity. However it is not a factor that can be influenced by regional physical planning or water planning. Agricultural water is mostly used downstream of the drainage zones of the brooks and in the research area it has a relatively small impact. In the East Veluwe, only 0.7–2.5% of the agricultural land is irrigated (Centraal Bureau voor de Statistiek, 1985). Because of the small quantity extracted by each farm, no reg-

istration has been carried out and so no quantitative data are available. In the South Veluwe, irrigation is more important; here agricultural water extraction still does not exceed  $0.2 \times 10^6 \text{ m}^3$  yearly (Provincie Gelderland, 1988).

Extraction of drinking water and industrial water can be regulated by planning of the location of urban areas and industrial plants, and the location of extraction sites. The former is part of a long-term process and can be influenced by physical planning; the latter can be influenced in the short term by groundwater planning. Therefore coordination between these planning systems and the Park management is important.

The population in the research area shows a slight growth. The most important growth is found in the Apeldoorn region, where the population grew from 135 800 in 1978 to 146 300 in 1988. This population size could come into conflict with the objectives of the National Park concerning the conservation of the brooks. In the regional physical plan of the Veluwe, this town is given the function of a regional centre. After 1990, population growth is expected to stop.

In the South Veluwe, in Apeldoorn and in Eerbeek, important paper industries are situated. Some of them are expanding. They restrict their water use because of rising costs, especially for purification. This is reflected in the stabilizing trend in industrial water use (Fig. 6). However, if further growth occurs, or new water-consuming industrial plants are planned in this region, the water supply of the brooks in the National Park might become problematic.

In The Netherlands, physical planning and water planning will be coordinated at the provincial (i.e. the regional) level in the near future. The regional physical plans made at this level can be the right documents for decision making in the long term. Physical planning in The Netherlands is still planning for the location of rural and urban activities (Bolsius et

al., 1987). In these plans, landscape ecological objectives are implemented in such a way that in the regional physical plans nature reserves are indicated and objectives such as the conservation of brook systems are formulated. The hydrological processes which are vital for brook conservation are not yet considered in this plan; water and groundwater, as parts of the landscape ecological system, are not yet dealt with in regional physical planning.

Water planning in The Netherlands is a separate planning system at the same regional level. Water planning aims at the coordinated planning of water use. It handles the partition of water between users and its quality. The new approach in water policy in The Netherlands is a system approach. It means decision making on water use in which all users, including nature, are involved (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1985). Ecological sustainability and regional differentiation are important topics. In this region, it is possible to decide on nature conservation as well as on industrial and urban development. Both planning fields are complex, but cannot be considered separately; therefore the objectives of one planning system should be coordinated with the other system and planning supporting research should be integrated. This makes it possible to consider the impact on water resources in physical planning and prevents objectives in physical planning being started which cause problems in water management.

## CONCLUSIONS

In densely populated countries like The Netherlands, nature conservation is not an isolated activity. It is impossible to prevent urban and rural activities from influencing natural ecosystems. The artificial brook systems are strongly influenced by water extraction. Only integrated research gives insight into the functioning of the landscape ecological system and only coordinated planning can help to find a sustainable water policy, including the optim-

ization of locations for water extraction. It can also restrain possible unrealistic objectives and investments in nature conservation as well as in urban development.

## ACKNOWLEDGEMENT

I would like to thank C. Kwakernaak and P. Smeets for critically reviewing the manuscript.

## REFERENCES

- Ad hoc groep verdamping, 1984. Herziening van de berekening van de gewasverdamping in het hydrologisch model GELGAM. Begeleidingsgroep GELGAM, Arnhem, 92 pp.
- Ancot J.P. and van de Nes, T.J., 1981. Integral evaluations of alternative water management scenarios in East Gelderland. In: *Water Resources Management on a Regional Scale*. Committee for Hydrological Research TNO, Proceedings and Information No. 27, The Hague, pp. 129-164.
- Bolsius, E., Dijkstra, T. and van der Knaap, G.A., 1987. A next phase in national physical planning of rural areas in the Netherlands. In: G. Clark, P. Dostal and F. Tissen (Editors), *Rural Research and Planning: The Netherlands and Great Britain*. Ned. Geogr. Stud., 27: 41-55.
- Centraal bureau voor de Statistiek, 1985. *Landbouwtelling 1985 (Agricultural Statistics 1985)*. C.B.S., Voorburg.
- Commissie bestudering waterhuishouding Gelderland, 1982. *Een systeembenadering voor de waterhuishouding van Gelderland; grondslagen voor een integraal waterbeheer*. Provincie Gelderland, Arnhem, 220 pp.
- Commissie de Wolff, 1970. *Rapport van de Commissie voorbereiding onderzoek toekomstige maatschappij-structuur*. 's-Gravenhage, 25 pp.
- Conservation Foundation, 1972. *National Parks for the Future*. The Conservation Foundation, Washington, DC.
- Forman, R.T.T. and Godron, M., 1986. *Landscape Ecology*. Wiley, New York, 619 pp.
- Hardonk, R., 1968. *Koormullenaars, pampiermaeckers en Coperslaghers. Korte historie der waterradmolens van Apeldoorn, Beekbergen en Loenen*. Historic Museum Moerman, Apeldoorn, 256 pp.
- IJzerman, A.J., 1979. *Sprengen en sprengbenken op de Veluwe, een onderzoek naar beheer, onderhoud en watervoering in historisch perspectief*. Agri. Univ. Dep. Nature Conservation, Wageningen, Rep. No. 414, 110 pp.
- Jeffers, J.N.R., 1978. *An Introduction to Systems Analysis with Ecological Applications*. Contemporary Biology, Arnold, London, 198 pp.
- Jongman, R.H.G. and van der Nes, Th. J., 1982. *Beken op de Veluwe, Onderzoek naar de mogelijkheden voor herstel en behoud*. Final report of the working group artificial brooks (werkgroep sprengen en beken). Provincie Gelderland, Arnhem, 112 pp.
- Jongman, R.H.G. and van der Nes, Th.J., 1987. *Restoration*

- and maintenance of artificial brooks in the Veluwe, the Netherlands. In: R.H.G. Jongman, C.J.F. ter Braak and O.F.R. van Tongeren (Editors), *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Pudoc, Wageningen, pp. 266-274.
- Kant, G.R., 1982. Beken op de Veluwe, hydrologische aspecten in relatie tot de watervoering van de beken op de oost- en zuid-Veluwe. Basic report 1 for the working group artificial brooks (werkgroep sprengen en beken). Provincie Gelderland, Arnhem, 84 pp.
- Koepfel, H.D. and Mrass, W., 1978. Natur- und Nationalparke. In: G. Olschowy (Editor), *Natur und Umweltschutz in die Bundesrepublik Deutschland*. Paul Parey Verlag, Hamburg, pp. 802-812.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1985. *Omgaan met water naar een integraal waterbeleid*, 's-Gravenhage.
- Petts, G. and Foster, I., 1985. *Rivers and Landscape*. Arnold, London, 274 pp.
- Popma, J., 1982. Numerieke classificatie van macrofaunage-meenschappen van sprengen en beken op de Veluwe. Basic report 2 for the working group artificial brooks (werkgroep sprengen en beken). Provincie Gelderland, Arnhem, 132 pp.
- Provincie Gelderland, 1988. *Registratie Groundwater extraction 1987*. Arnhem.
- Rouge, M.F., 1947. *La Géonomie ou l'organisation d'espace*. Librairie générale de droit et de jurisprudence, Paris, 194 pp.
- Steiner F.R. and Osterman, D.A., 1988. Landscape planning: a working method applied to a case study of soil conservation. *Landscape Ecol.*, 1: 213-226.
- Toth, R.E., 1988. Theory and language in landscape analysis, planning and evaluation. *Landscape Ecol.*, 1: 193-201.
- Tourbier, J. and Westmacott, R., 1974. *Water Resources Protection Measures in Land Development - A Handbook*. Water Resource Center, University of Delaware, Newark, DE, 237 pp.
- Van Tongeren, O., 1986. FLEXCLUS, an interactive program for classification and tabulation of ecological data. *Acta Bot. Neerl.*, 35: 137-142.



## **6 Landscape ecological and spatial impacts of climatic change in two areas in the Netherlands**

Earth Surface Processes and Landforms 16:639-652

## LANDSCAPE ECOLOGICAL AND SPATIAL IMPACTS OF CLIMATIC CHANGE IN TWO AREAS IN THE NETHERLANDS

ROB H. G. JONGMAN AND MARTIN A. SOUER

*Agricultural University, Department of Physical Planning and Rural Development, Gen. Foulkesweg 13, 6703 BJ Wageningen, The Netherlands*

*Received 12 April 1990*

*Revised 22 December 1990*

### ABSTRACT

The possible impact of climatic change on the water balance is analysed for the River Dommel and the Veluwe, an area drained by many very small brooks. A water balance is calculated for the winter and the summer period. With the help of four scenarios, based on GCMs, climate data from the dry year 1976 and land use scenarios the impact of climatic change and a possible superposed effect of acid precipitation is analysed. The results show that although the yearly changes in the water balance are small in some cases, in all cases the fluctuations in the water balance between winter and summer period increase. Changes in precipitation and evapotranspiration are multiplied in water storage and runoff. This will have consequences for water use planning and management.

**KEY WORDS** Climatic change Water balance Land use Water use River discharge Acidification

### INTRODUCTION

Several authors have shown the importance of studies on sensitivity of water resource systems to climate variation (Nemec and Schaake, 1982; Gleick, 1986). River catchments and river systems are characterized by processes resulting from complex climatic, biotic, and land use interactions. Climatic change is not only expected to result in a rise in temperature, but it will also involve changes in the hydrological cycle: precipitation, evapotranspiration, runoff, groundwater storage, and groundwater flow (Gleick, 1987a). Studies in the seventies and early eighties on large catchments in the U.S.A. showed possible changes in runoff from -50 per cent to +60 per cent, depending on differences in precipitation and temperature change (Gleick, 1986).

The impact of such changes can be very important especially in densely populated areas and intensively used systems as are many rivers in Europe. Conclusions and recommendations of the Noordwijkerhout Conference on interrelated bioclimatic and land use changes (Kwadijk and de Boois, 1989) tend to suggest that more knowledge of water cycles and related processes and also land use is needed to evaluate the impacts of climatic change on the hydrological system.

Climate and hydrological processes determine land use, and land use influences climate and hydrological processes. Land use depends on the available quantity of water and the quality of water. But society also influences the water balance. Evapotranspiration depends on land use: pine-forests have a higher mean yearly evapotranspiration than corn fields; in this way large-scale land use changes might influence the water balance. Active human influence on the water balance results from groundwater extraction, drainage, and river regulation.

0197-9337/91/070639-14\$07.00

© 1991 by John Wiley & Sons, Ltd.

In the Netherlands drinking water is mostly extracted from groundwater. About 67 per cent of the drinking water and industrial water is groundwater. This is extracted from the infiltration zones of the Dutch lowland rivers and lowland brooks. The influence of water use by man on the regional water balance is already important for the present situation in smaller catchments (Jongman, 1990). In these systems minor changes in the water balance have a major impact on runoff.

In order to analyse possible landscape ecological and spatial impacts of climatic change on small catchments a water balance model is made for two areas in the Netherlands: the catchment of the River Dommel and the Veluwe, a system of pleistocene hills drained by many small brooks (Figure 1). The model is constructed by using a raster based geographic information system. Data on precipitation, evapotranspiration land use, and water use are analysed for a simulated situation of  $2 \times \text{CO}_2$  climate as calculated by

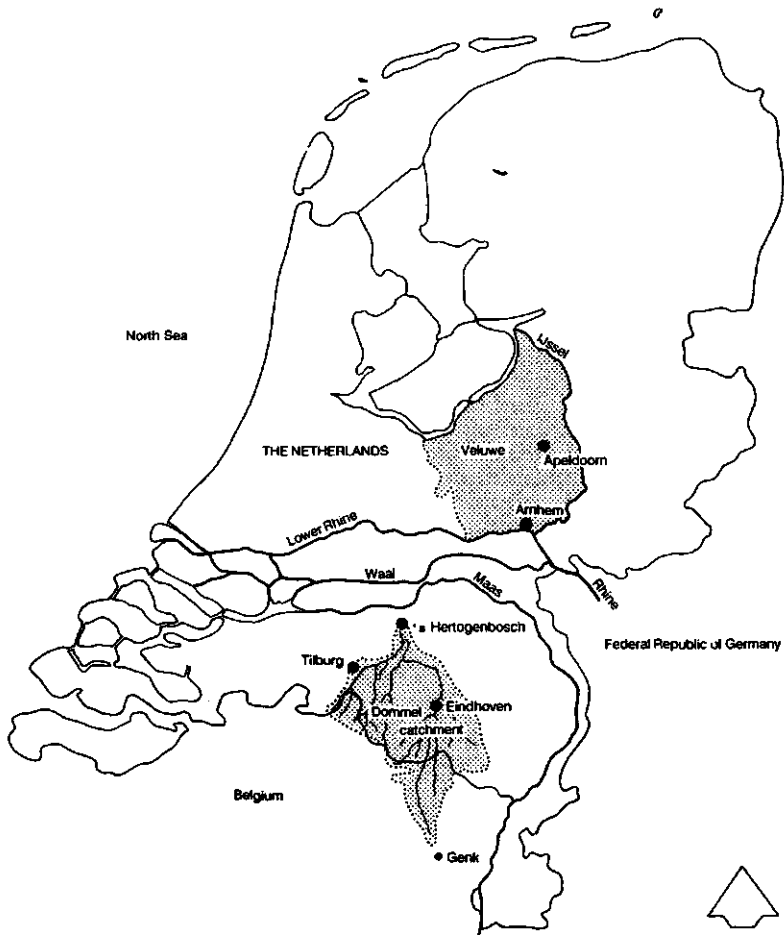


Figure 1. Research areas. The two dotted areas indicate the Dommel catchment and the Veluwe respectively

Bultot *et al.* (1988a, 1988b) and for a comparable climate but using precipitation data from the extreme dry year 1976. Both climate scenarios are calculated with and without a superposed effect of acid precipitation.

### LAND USE AND WATER USE

#### Study area

Research has been carried out in the Veluwe and the catchment of the Dommel (Figure 1). The Veluwe is a system of hills that are outwash deposits of the Saalien Ice Age. Now they rise to a height of 60–100 m. The research area measures 2300 km<sup>2</sup>. The total population is about 750 000 inhabitants or 326 inhabitants km<sup>-2</sup> (CBS 1990). Nearly all water used by man is groundwater. Land use is divided as in Table I. In the Veluwe the only source for the water supply is precipitation. No rivers or groundwater flow enter the area nor is water infiltrated by man. There is no central river system. Water is discharged by many small brook systems, some of which have a discharge of less than 100 000 m<sup>3</sup> yr<sup>-1</sup>. Precipitation, evapotranspiration, groundwater flow, brook discharge, and extraction are the main processes in the regional water balance. The main part of the Veluwe consists of one aquifer above the impermeable Tegelen formation (about 100 m below NAP). Only in the south two aquifers occur separated by a semipermeable clay formation. The annual long-term mean precipitation is 811 mm based on data from 24 stations in this region (KNMI, 1989). Mean precipitation for the period 1980–1988 is 915 mm yr<sup>-1</sup> based on regional data from 28 stations. This is 114 per cent of the long-term mean.

The Dommel catchment is situated in the southern part of the Netherlands and the northeast part of Belgium. It measures 1700 km<sup>2</sup> and land use is divided as in Table I. The area has a total population of 800 000 inhabitants or 470 inhabitants km<sup>-2</sup> (CBS, 1990). All water used by society in this area is groundwater. The Dommel takes rise at the Campine Plateau north of Genk in Belgium in altitude of 75 m above sea level. Near 's-Hertogenbosch the Dommel enters the Maas. Parts of the area consist of ecosystems on sandy soils that are sensitive for hydrological changes. The Dutch part of the catchment is confronted with severe environmental problems such as acid deposition, overmanuring in areas of intensive agriculture, and pollution of groundwater and surface water. The largest part of the catchment is situated in the Central Graben, which is filled with a thick layer of mainly eolic sediments. Local precipitation is the major source of the water in the Dommel and its small tributaries. The annual long-term mean precipitation in the Dommel catchment is 698 mm based on data from 14 stations in this region (KNMI, 1989; Müller, 1987). Mean precipitation for the period 1980–1988 is 870 mm yr<sup>-1</sup> based on regional data from 15 stations. This is 126 per cent of the long-term mean. That means that in the eighties both areas were characterized by relatively high precipitation.

Table I. Division of the land use in the areas

Land use	Dommel		Veluwe	
	Area (km <sup>2</sup> )	%	Area (km <sup>2</sup> )	%
Urban	121	7	161	7
Grassland	404	24	667	29
Maize	146	9	69	3
Heathland	58	3	184	8
Broadleaved wood	14	1	23	1
Pine wood	385	22	805	35
Mixed agric. land	579	34	391	17
Sand	5	0	—	0
Water	2	0	—	0
Total	1714	100	2300	100

### Methods

In this research project a simple water balance model is developed to estimate possible effects of human impact on the water balance. A grid based GIS (GEOPS, 1989) has been used to analyse regional differences. A grid cell measures 1 km<sup>2</sup>. The model consists of the following parameters:

- Precipitation,
- Evapotranspiration,
- Surface runoff and superficial waterflow,
- Groundwater storage,
- Extraction,
- Discharge.

Surface runoff and superficial waterflow are left out because of the small relief in both areas and the draining capacity of the soils.

As a method to assess the impacts of climatic change the values of variables in the water balance are calculated for present and future situations. In the model the year is divided into a summer half-year, from April until September, and a winter half-year, from October until March. This division is used to take into account the differences in evapotranspiration in summer, the season of vegetation growth in which transpiration prevails, and in winter, when interception evaporation prevails.

The following equation gives the water balance over half-year  $x$ :

$$P(x) = E(x) + U(x) + V(x) \quad (1)$$

where

$x$  = summer or winter period

$P(x)$  = precipitation

$E(x)$  = evapotranspiration

$U(x)$  = use of water for drinking water, industry, and agriculture

$V(x)$  = remainder

For the Dommel, of which discharge data are available,  $V(x)$  can be divided into discharge  $Q(x)$  and surplus or shortage  $S(x)$ :

$$P(x) = E(x) + U(x) + Q(x) + S(x) \quad (2)$$

$S(x)$  consists of supply to groundwater storage and discharge by groundwater flow.

Precipitation maps are constructed based on measurements in precipitation stations of the KNMI (Royal Netherlands Meteorological Institute) for the period 1980–1988 (KNMI, 1981–1989). For the Veluwe data from 28 stations are used and for the Dommel data from 15 stations. Maps of the summer and the winter half-year are constructed by interpolation of the mean monthly values for the period 1980–1988. Part of these stations are situated outside the research area to prevent edge effects in interpolation.

The evapotranspiration maps are derived directly from the land use map applying estimates of the actual evapotranspiration in summer and winter of different forms of land use. Most of these are calculated for the period 1971–1980 in the model GELGAM and verified in the catchment of the Hupsel brook situated 40 km east of the Veluwe (Ad hoc groep verdamping, 1984). Table II gives the values of actual evapotranspiration. British data are used for heathland (Wallace, in Petts and Foster, 1985). For other missing values data are used from different sources (Table II).

Discharge data were available for the Dommel at 10 gauges. For the Veluwe discharge data were only partially available. In the Dommel discharge has been measured since 1980. The catchment is divided into 10 subcatchments based on the location of the discharge gauges.

Data from the Veluwe and the Dommel catchment were analysed for a simulated situation of  $2 \times \text{CO}_2$  climate according to Bultot *et al.* (1988a, 1988b) and for the same climate but under dry circumstances (Table III). In this case precipitation data were used from the regionally extreme dry year 1976 (KNMI, 1976). Globally, 1976 was the coldest year for the last 30 years, but the one of the warmest and driest for this part of Europe (Gunn and Crumley, 1991).

Table II. Evapotranspiration (ET) by different forms of land use (mm)

Land use	ETyear	ETsummer	ETwinter	Source
Urban	338	270	68	T and W*
Dec. forest	472	382	90	GELGAM
Pine forest	612	396	216	GELGAM
Heather	368	296	74	Wallace*
Maize	367	316	51	GELGAM
Grassland	407	323	84	GELGAM
Mixture	406	328	78	GELGAM
Sand	230	174	56	Vries*
Water	693	586	107	KNMI
Marsh	485	410	75	Molen
Pine forest2	550	374	176	

Dec. forest = deciduous forest

Pine forest2 = pine forest in which 30 per cent is replaced by grassland as a part of scenario 2

Mixture = 70 per cent grassland, 20 per cent arable land, 10 per cent deciduous trees

Where '\*' is added, ETwinter is supposed to be 20 per cent of ETyear. The abbreviations of the sources mean: T and W: Tourbier and Westmacott, 1974; GELGAM: Ad hoc groep verdamping, 1984; Wallace: Wallace in Petts and Foster, 1985; KNMI: KNMI, 1972; Molen: Van der Molen, 1983.

Table III. Climatic scenarios used for the simulation of impact of climatic change. *T*: temperature, *P*: precipitation, *E*: evapotranspiration, *Q*: discharge, *W<sub>a</sub>*: water extracted for agriculture, *W<sub>d</sub>*: water extracted for drinking water and industry, Pine2: impact of acid precipitation on pine forests (see also Table II)

	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4
mean <i>T</i> winter	+3°C	+3°C	+3°C	+3°C
mean <i>T</i> summer	+3°C	+3°C	+3°C	+3°C
mean <i>P</i> winter	+10%	+10%	data 1976	data 1976
mean <i>P</i> summer	+0%	+0%	data 1976	data 1976
mean <i>E</i> winter	+10%	+10%	+10%	+10%
mean <i>E</i> summer	+10%	+10%	+10%	+10%
mean <i>Q</i> winter	+10%	+10%	not calculated	
mean <i>Q</i> summer	+0%	+0%	not calculated	
<i>W<sub>a</sub></i>	+50%	+50%	+50%	+50%
<i>W<sub>d</sub></i>	+15%	+15%	+15%	+15%
Pine2	—	-30%	—	-30%

Land use might change in the near future. Urbanization, also in the Netherlands will continue, albeit in a modest way. Acid precipitation will have influence on vegetation especially in areas like the Veluwe, where the soil has only a small buffering capacity. Total disappearance of heathlands and a die off of a great part of the Dutch pine forests can be expected by not reducing emissions of SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, and NH<sub>3</sub> for 70 per cent in Europe (Langeweg, 1988). In this project die off of pine forests is estimated to be only 30 per cent by assuming positive results of policy to prevent further acidification. This change affects the consequences of climatic change by a change in evapotranspiration. Therefore the impact of acid precipitation on forests is included in scenarios 2 and 4.

Water use is calculated for extraction of water for industrial, drinking, and agricultural purposes. The water extracted for agricultural purposes is based on agricultural statistics for 1985 (CBS, 1985). The data of industrial and drinking water have been registered by the provincial authorities and probable trends are supplied by the water companies.

Table IV. Water balance for the present situation. All values are given in mm. Precipitation is based on data from the period 1980–1988

	Dommel			Veluwe		
	Winter	Summer	Year	Winter	Summer	Year
Precipitation	434	448	882	477	438	921
Evapotranspiration	107	336	443	116	343	459
Agricultural use	—	7	7	—	0	0
Drinking and industrial use	11	12	23	23	24	47
Remainder	316	93	409	338	71	409
Runoff	217	124	341			
Surplus/shortage	99	-31	68			

## RESULTS

The geographic information system (GIS) consists of maps with values for the variables of the water balance. The raster maps represent geographical differences in quantity of precipitation (Figure 2), evapotranspiration (Figure 3), and discharge (Figure 4). Based on these maps the water balance of both study areas has been calculated. This is done for the present situation (Table IV) and for the four selected scenarios (Tables V–VIII). In the tables mean values for the catchments are given, in the maps regional differences can be detected.

In the present situation, based on data of 1980–1988 there is a surplus in remainder in the Dommel catchment before and after discharge (Table IV). In the Dommel catchment summer discharge causes a locally seasonal shortage. This however can easily be met by the winter surplus (Figure 5)

Scenario 1 does not result in a huge change in the remaining groundwater and discharge. However, compared to the present situation the differences between summer and winter increase strongly (Table V, Figure 6). In the Dommel catchment the remaining summer groundwater and discharge decreases from 93 to 53 mm, a change of 43 per cent; the short-fall after discharge increases 130 per cent. According to the differences between maps 5 and 6 the decrease in summer is occurring in a large part of the catchment, while in winter the changes appear to be local. In the Veluwe the change in the remaining groundwater and discharge is even more, from 71 to 25 mm, a decrease of 65 per cent. For the Veluwe discharge data on all brooks are not available. The relative increase of remainder in winter is small in both cases (+10 per cent).

Scenario 2 is based on both climatic change and acidification. It results in a slight increase in the remaining groundwater and discharge and in the water surplus compared with the present situation and scenario 1 (Table VI, Figure 7). However, this increase occurs mainly in winter and is caused by decreased interception evaporation. The decrease during the summer period as found in scenario 1 is less in scenario 2, but still 37 per cent for the Dommel catchment and 51 per cent for the Veluwe. The regional differences in summer shortage do not change either (Figure 7).

Scenario 3 and 4 are based on low precipitation. In Scenario 3 water shortage is a severe problem and is caused both by decreased precipitation and increased evapotranspiration (Table VII). The low precipitation in winter does not supply enough groundwater storage to meet the severe problems in water supply in summer. In both research areas high deficits occur, resulting in an overall yearly water deficit. The groundwater supply diminishes. Scenario 4 does not differ much from scenario 3 for the summer situation (Table VIII). The improved water storage in winter makes the yearly water balance less dramatic for the Veluwe. For the Dommel catchment the water balance improves compared to scenario 3, but here also there is an annual deficit.

## DISCUSSION

The global scale of the General Circulation Models (GCM) precludes them from analysis of regional water balances (Gleick, 1987). However, climatic change will have impact on the regional water balance. Therefore,

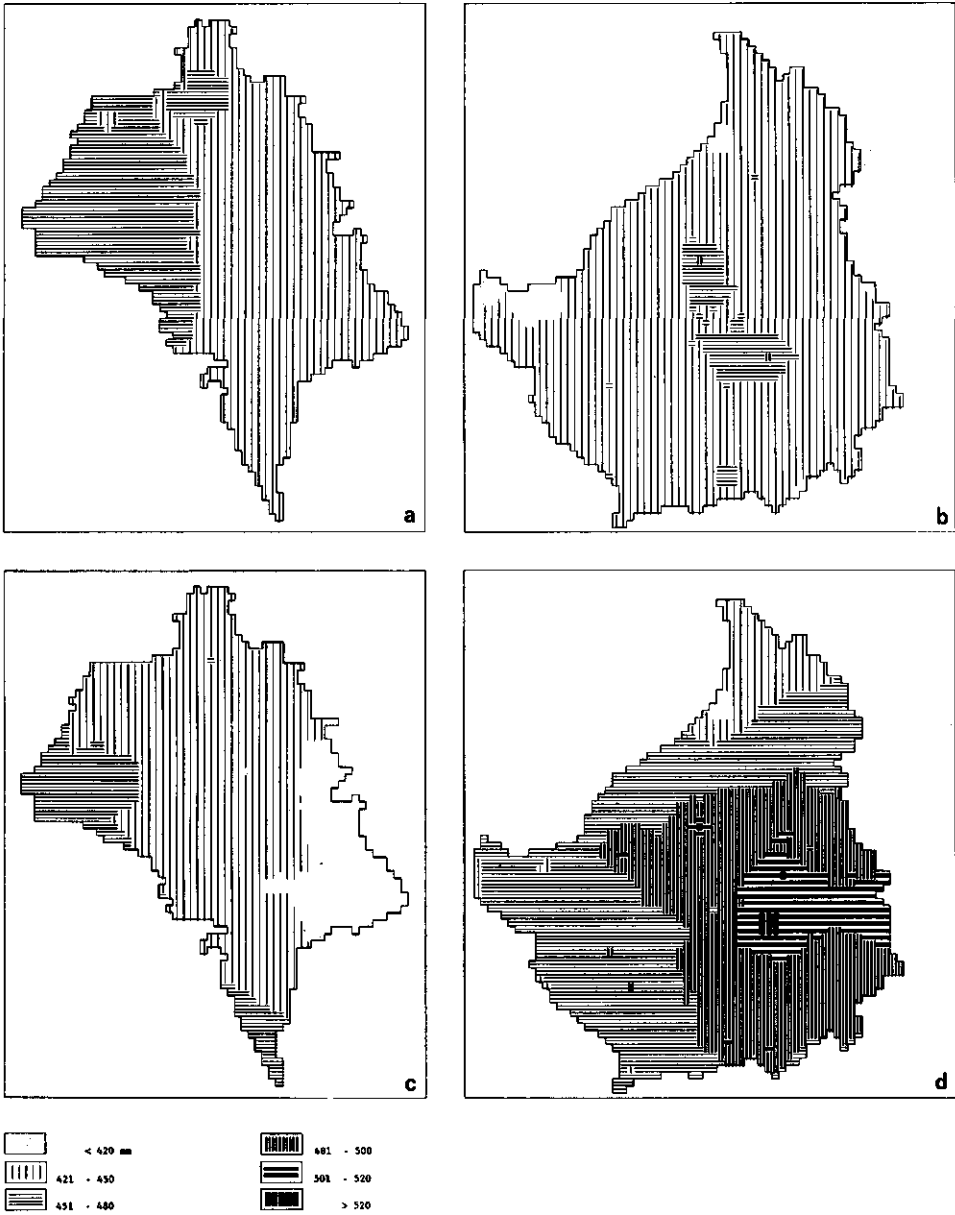


Figure 2. Precipitation in the research areas based on data of the period 1980–1988. Map values are given in mm. (a) Dommel catchment summer; (b) Veluwe summer; (c) Dommel catchment winter; (d) Veluwe winter



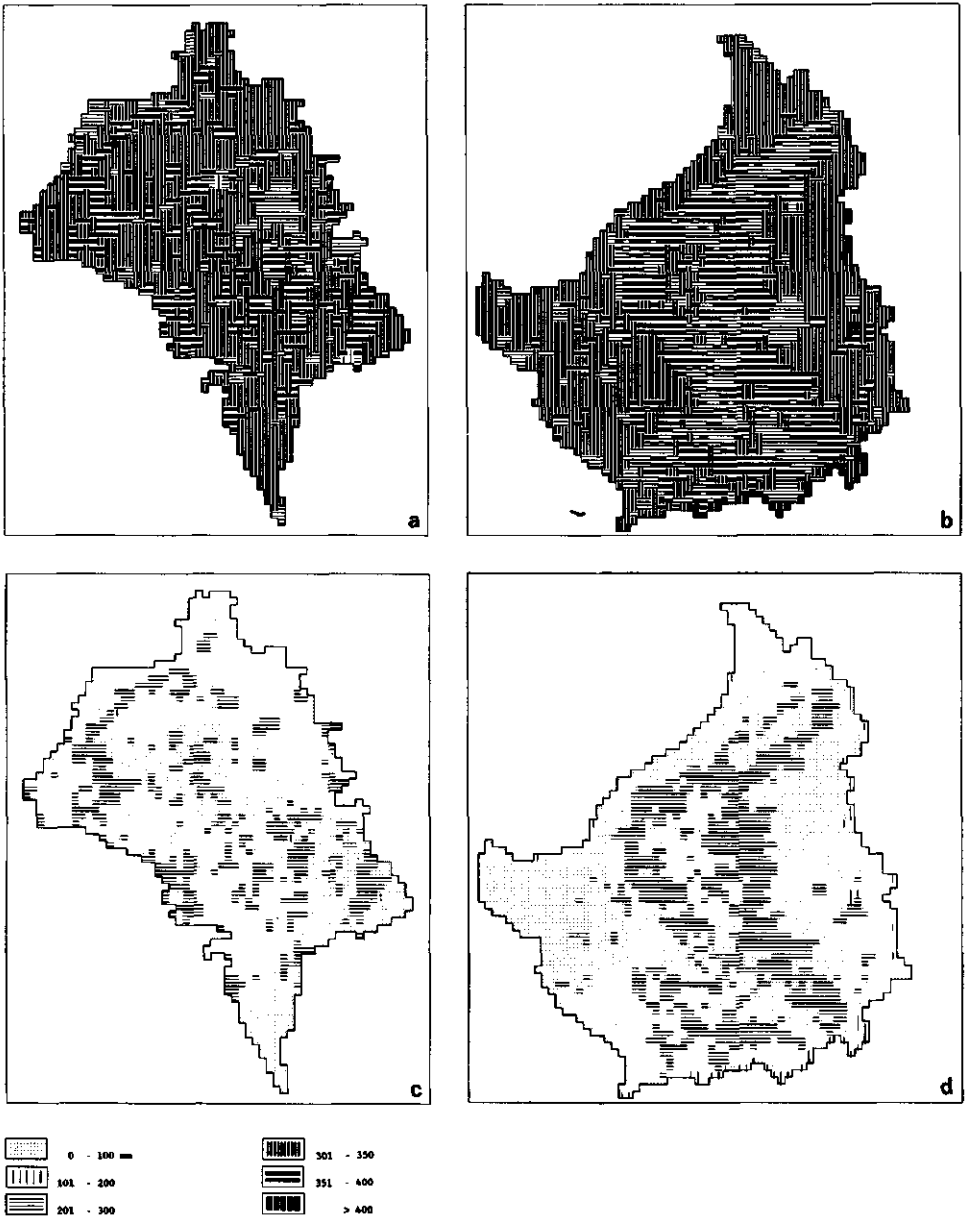


Figure 3. Evaporation in the research areas based on the data from Table II. Map values are given in mm. (a) Dommel catchment summer; (b) Veluwe summer; (c) Dommel catchment winter; (d) Veluwe winter

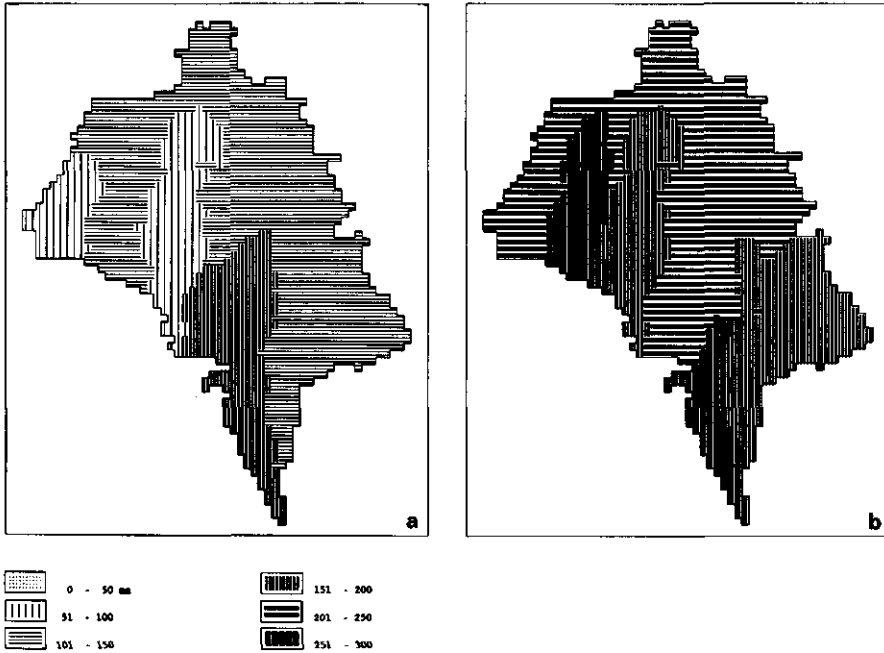


Figure 4. Run-off for the Dommel catchment based on data of the period 1980-1988. Map values are given in mm. (a) summer; (b) winter

attempts are made to use more reliable regional data, as instrumental based datasets (Bradley *et al.*, 1987) and long-term data on river hydrology (Schädler, 1987). It must be concluded that these data do not give reliable results, because of the need of extrapolation from historical climate data to future situations. Bultot *et al.*, (1988a, 1988b) constructed a regional hydrological scenario for three Belgium rivers and showed the possible consequences for the regional hydrology if climate changes according to GCM scenarios.

This latter approach appears to be an elegant way of developing hydrological scenarios. In this study the approach of Bultot *et al.* is extended by including other scenarios and including partially the human influence on the hydrological balance by water use and land use. The constructed model of the water balance in a Geographical Information System (GIS) forms a flexible basis for research. It allows the analysis of regional differences in impacts for different climate and socio-economic scenarios. Human impact can be an important factor that deteriorates or mitigates effects of changes, especially in densely populated areas. The relationship between climatic and socio-economic scenarios is not only important for the analysis of causes, but also to detect the interrelationship of effects. It is still an unexploited field of research.

In fluvial systems, many processes take place that are directly or indirectly related to the water balance. The most important elements of the water balance considered in this study are (Table IV):

- Precipitation, being the basic source for river processes,
- Evapotranspiration as the main process regulating groundwater storage and discharge and dependent on vegetation cover and geographical position,
- Discharge, the outlet of a catchment and therefore an important process in the water balance,
- Water use, the direct influence of man on the water balance by extracting groundwater,
- Land use, the influence of man on evapotranspiration and water use.

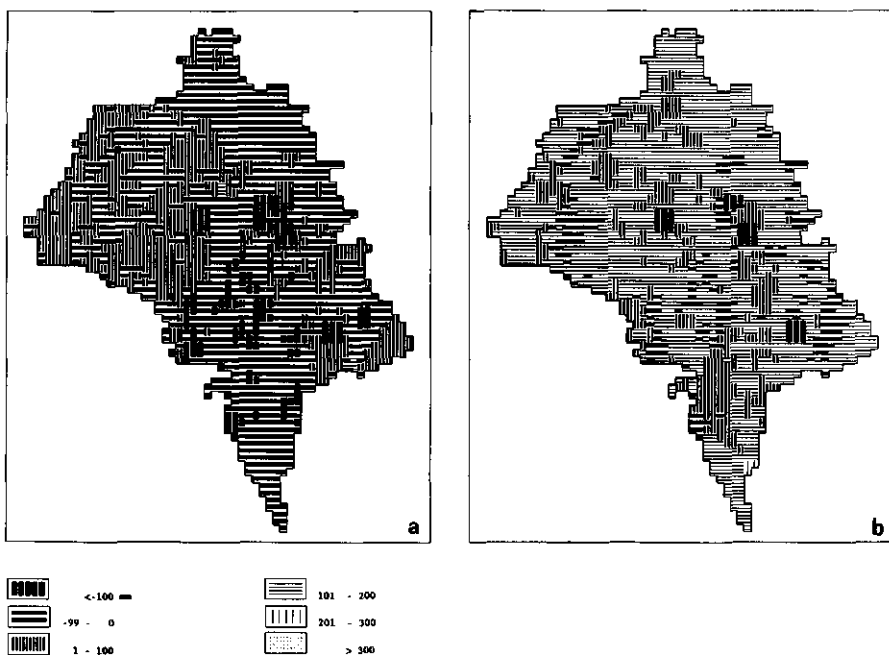


Figure 5. Water balance of the Dommel catchment for the present situation based on data of the period 1980–1988. Discharge data are included. Map values are given in mm. (a) summer; (b) winter

Precipitation data from the period 1980–1988 are used because discharge data were only available from that period. Precipitation was relatively high in this period causing an extra supply to the diminished groundwater storage after a dry decade in the seventies. A 10 per cent increase means slightly more than 20 per cent increase compared to the long-term mean.

The transpiration of vegetation in the growing season does not differ very much between different vegetation types (Ad hoc groep verdamping, 1985) although Lockwood and Sellers (1983) found low data for wheat in runoff simulations. Interception loss is most important in pine (Ad hoc groep verdamping, 1985; Lockwood and Sellers, 1983). The change in water storage caused by change in land use from pinewood into grassland is remarkable. In this study no rise in interception loss is assumed, although it might be expected, because temperature is said to rise more in winter than in summer. GCMs such as the OSU model or the GISS model suggest for Atlantic Europe a rise in winter between 3–5°C and in summer 3°C (Boer and de Groot, 1990). Data on changes in interception loss are an important missing link in estimating the significance of land use in relation to climatic change and especially in the role of forests.

Land use is an important factor in assessing landscape ecological changes. These changes are not only directly related to changes in climate, but also indirectly such as vitality of forests, isolation of nature, and the quantity and the mineral content of ground water and surface water. The processes that influence land use are population growth, industrialization, agricultural improvement, and change in crops. The most important processes by which man influences the water balance are:

- Evapotranspiration by crop selection and changes in vitality of vegetation,
- Drainage and extraction.

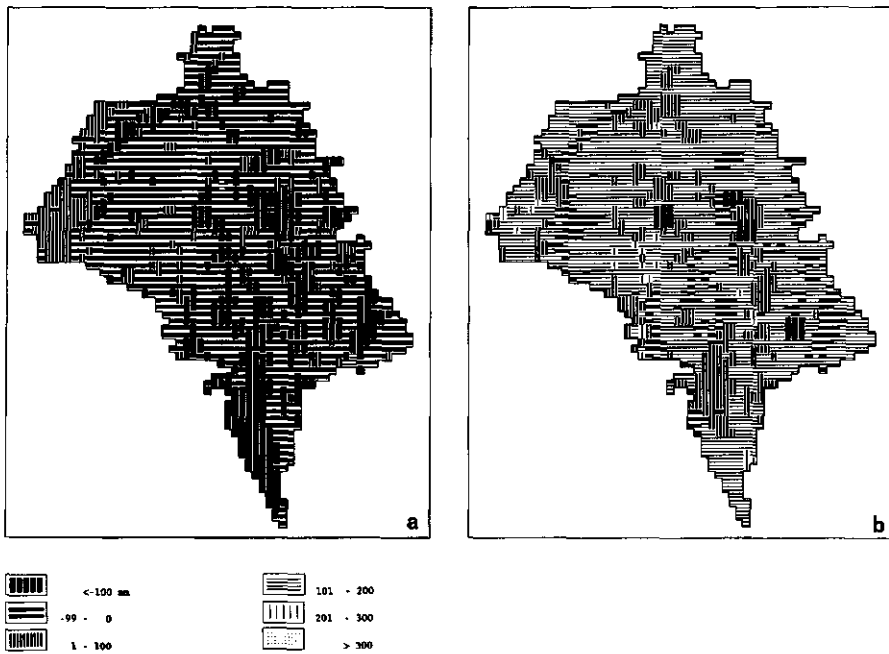


Figure 6. Water balance of the Dommel for scenario 1. Discharge data are included. Map values are given in mm. (a) summer; (b) winter

Table V. Water balance for scenario 1. All values are given in mm. Precipitation is based on data from the period 1980-1988

	Winter	Dommel Summer	Year	Winter	Veluwe Summer	Year
Precipitation	477	448	925	524	438	962
Evapotranspiration	118	370	488	127	377	504
Agricultural use	—	11	11	—	1	1
Drinking and industrial use	13	14	26	26	28	54
Remainder	346	53	400	371	25	396
Runoff	239	124	363			
Surplus/shortage	107	-71	37			

Crop selection does not appear to be important for the water balance in cases of surplus. However, pine forests do have a different impact on evapotranspiration than deciduous forests and in that way crop selection can influence the water balance. In scenario 2 and 4 vitality of forest is supposed to diminish: pine forest decline is 30 per cent. The effect on the water balance appears to be restricted in scenario 2. However, the water shortage scenario 4 shows that tree selection might be of crucial influence for the water balance, if the yearly surplus or shortage is small.

According to prognoses of the drinking water companies the trend of growth in water use for drinking water has been calculated to be 2 per cent each year for the period 1985-1995 and of 1.5 per cent from 1995

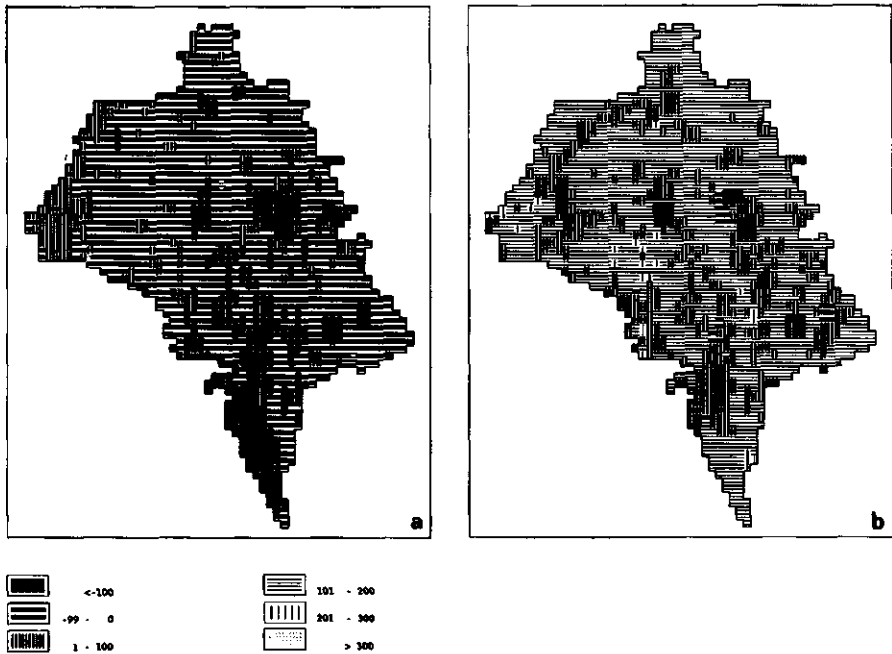


Figure 7. Water balance for scenario 2 for the summer situation in the Dommel catchment. (a) summer; (b) winter

Table VI. Water balance for scenario 2. All values are given in mm. Precipitation is based on data from the period 1980–1988

	Winter	Dommel Summer	Year	Winter	Veluwe Summer	Year
Precipitation	477	448	925	524	438	962
Evapotranspiration	109	364	473	115	370	485
Agricultural use	—	11	11	—	1	1
Drinking and industrial use	13	14	26	26	28	54
Remainder	355	59	414	383	35	422
Runoff	239	124	363			
Surplus/shortage	116	-65	51			

until 2000 (VEWIN, 1989). In this study no growth is assumed for the period until 2050 based on prognoses of a stabilizing consumption and a diminishing population from 2020 on (CBS, unpublished data). Changes in industrial water use are estimated on the stabilizing trends of the last 10 years. This trend is among others based on improved technology initiated by rising costs of water purification. A stabilization of industrial water use is expected until 2000. After 2000 a growth is possible, but no data are available. A fixed quantity of increase in the water use is given, but long-term estimations on socio-economic data are difficult to make. They strongly depend on socio-economic incentives and politics. Therefore no high increase is assumed. Total increase in water extraction is assumed to rise 15 per cent for both drinking and industrial water use.

Table VII. Water balance for scenario 3. All values are given in mm. Precipitation is based on data from the period 1980-1988

	Winter	Dommel Summer	Year	Winter	Veluwe Summer	Year
Precipitation	246	189	435	314	217	531
Evapotranspiration	118	370	488	127	377	504
Agricultural use		11	11	—	1	1
Drinking and industrial use	13	14	26	26	28	54
Remainder	115	-206	-70	161	-188	-27

Table VIII. Water balance for scenario 4. All values are given in mm. Precipitation is based on data from the period 1980-1988

	Winter	Dommel Summer	Year	Winter	Veluwe Summer	Year
Precipitation	246	189	435	314	217	531
Evapotranspiration	109	364	473	115	370	485
Agricultural use		11	11	—	1	1
Drinking and industrial use	13	14	26	26	28	54
Remainder	124	-200	-76	173	-182	-9

Agricultural water use (irrigation) is strongly dependent on soil characteristics, the type of land use and length of dry periods. In this study an increase in dry spells by 50 per cent is translated in an equivalent increase in water demand for agriculture. However periods of severe drought appear to have a triggering effect on the use of agricultural water. Frequent occurrence of dry periods can change the economic profits dramatically (Kant *et al.*, 1985). On the other hand regulations on water use can constrain this growth. Based on the techniques used in agriculture in the Netherlands the total water use in agriculture is two to three times the demand for water; water use is quite ineffective.

Yearly water availability may change positively or negatively, depending on precipitation and land use changes. If these scenarios are applied to larger catchments such as the Maas or the Rhine effects on river discharge will be serious. In Germany 87 per cent of the fir forests (*Abies* sp., Black forest and Alps) is affected by acid precipitation, of which 67 per cent intermediate and 16 per cent are strongly affected. For spruce-fir (*Picea* sp.) over 52 per cent and 58 per cent of pine (*Pinus* sp.) is affected (Umweltbundesamt, 1986). Because these trees are the main species of the German, Swiss, and Austrian forests the indirect effect of acid precipitation by diminished evapotranspiration might be important for discharge of large rivers such as the Rhine. This might both amplify or damp hydrological effects of climate change. Selection of tree species in foresting programs might have an important impact on the hydrological cycle.

According to this research climatic change will lead to less remaining groundwater and discharge and an increase in summer water deficit in the first two scenario's; in the third and fourth scenario there is an overall annual water deficit. In scenario 1 and 2 shortage can be compensated by increased recharge in the winter. However, if most of the winter surplus will discharge in the same period then the mean yearly surplus for the water supply decreases in the Dommel catchment by 46 per cent. This means that water management has to adapt to a new situation of increased variability in water availability by delaying high flows or creating additional storage.

Desiccation problems too might occur as a result of climate change. In scenario 1 and 2 summer shortage will increase, in scenario 3 and 4 yearly water availability diminishes strongly. The impacts of these changes will be: lower groundwater tables, desiccation of ecosystems, and agricultural areas. In all scenarios existing problems concerning water quality will increase in the summer. In the dry scenarios new problems will occur

both for water quality and quantity, especially in the vulnerable seepage areas. Although present causes are different, the effects of climatic change might be comparable: dessication causing disappearance of aquatic systems and species and the periodic disappearance of stream flow in fluvial systems, which may cause eutrophication and impoverishment of the living conditions for water related species.

## REFERENCES

- Ad hoc groep verdamping 1984. *Herziening van de berekening van de gewasverdamping in het hydrologisch model GELGAM*, Begeleidingsgroep GELGAM, Arnhem.
- Boer, M. M. and de Groot, R. S. 1990. *Landscape-Ecological Impact of Climatic Change*, IOS Press, Amsterdam.
- Bradley, R. S., Diaz, H. F., Eischeids, J. K., Jones, P. D., Kelly, P. M., and Goodess, C. M. 1987. 'Precipitation fluctuations over the northern hemisphere land area since the mid 19th century', *Science*, **237**, 171-175.
- Bultot, F., Dupriez, G. L., and Gellens, D. 1988a. 'Estimated annual regime of energy-balance components, evapotranspiration and soil moisture for a drainage basin in the case of a CO<sub>2</sub> doubling', *Climatic Change*, **12**, 39-56.
- Bultot, F., Coppens, A., Dupriez, G. L., Gellens, D., and Meulenberghs, F. 1988b. 'Repercussions of a CO<sub>2</sub> doubling on the water cycle and on the water balance—a case study for Belgium', *J. of Hydrology*, **99**, 319-347.
- CBS 1985. *Landbouwstelling 1985 (Agricultural Statistics 1985)*, Voorburg.
- CBS 1990. *Statistisch jaarboek 1990*, SDU-uitgeverij, Den Haag.
- De Vries, J. J. 1980. *Inleiding tot de hydrologie van Nederland*, Rodopi, Amsterdam.
- GEOPS 1989. *GEOPAKKET 2.0 User Manual*, Wageningen.
- Gleick, P. H. 1986. 'Methods for evaluating the regional hydrologic impacts of global climatic changes', *J. of Hydrology*, **88**, 97-116.
- Gleick, P. H. 1987a. 'The development and testing of a water balance model for climate impact assessment: modelling the Sacramento Basin', *Water Resources Research*, **23**, 1049-1061.
- Gleick, P. H. 1987b. 'Global climatic change and regional hydrology: impacts and responses', in Solomon, S. I., Beran, M., and Hogg, W. (Eds), *The Influence of Climatic Change and Climatic Variability on the Hydrologic Regime and Water Resources*. IAHS publication, **168**, 389-402.
- Gunn, J. and Crumley, C. L. 1991. 'Global energy balance and regional hydrology: a Burgundian case study', *Earth Surface Processes and Landforms* Vol. 16 No. 7.
- Jongman, R. H. G. 1990. 'Conservation of brooks in small watersheds: a case for planning', *Landscape and Urban planning*, **19**, 55-68.
- Kant, G. R., Mandersloot, F., and Van de Nes, Th. J. 1985. *Rendabiliteit van beregening op melkveebedrijven en waterbehoefte van Gelderse landbouwgronden*, Stichting proefstation voor de rundveehouderij, schapenhouderij en paardenhouderij, Provincie Gelderland, dienst Waterbeheer, Arnhem.
- KNMI 1972. *Klimaatatlas van Nederland* (Climate map of the Netherlands with english explanation to the charts), Staatsuitgeverij Den Haag.
- KNMI 1976. *De droogte van 1976*, Publication nr. 154, De Bilt.
- KNMI 1981-1989. *Regenwaarnemingen (Precipitation)*, De Bilt.
- Kwadijk, J. and De Boois, H. 1989. *European workshop on interrelated bioclimatic and land use changes, Noordwijkerhout, The Netherlands*, Final Report.
- Langeweg, F. (Ed.) 1988. *Zorgen voor Morgen, Nationale Milieuerkenning 1985-2010*, Samson-Tjeenk-Willink, Alphen aan de Rijn.
- Lockwood, J. G. and Sellers, P. J. 1983. 'Some simulation model results of the effect of vegetation change on the near surface hydroclimate', in Street-Perrott, A. et al. (Ed.), *Variations in the Global Water Budget*, Reidel, Dordrecht, 463-477.
- Müller, M. J. 1987. *Handbuch Ausgewählter Klimastationen der Erde*, Richter, Trier.
- Nemec, J. and Schaake, J. 1982. 'Sensitivity of water resource systems to climate variation', *Hydrol. Sc.*, **27**, 327-343.
- Petts, G. and Foster, I. 1985. *Rivers and Landscape*, Arnold, London.
- Schädler, B. 1987. 'Long water balance time series in the upper basins of four important rivers in Europe—indicators for climatic change?', in Solomon, S. I., Beran, M., and Hogg, W. (Eds), *The Influence of Climatic Change and Climatic Variability on the Hydrologic Regime and Water Resources*. IAHS publication, **168**, 209-219.
- Tourbier, J. and Westmacott, R. 1974. *Water Resources Protection Measures in Land Development. A Handbook*, Water Resource Center, University of Delaware Newark DE.
- Umweltbundesamt 1986. *Daten zur Umwelt 1986/87*, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Van der Molen, W. H. 1983. *De Waterhuishouding van Nederland*, Landbouwhogeschool Wageningen.
- VEWIN 1989. *Tienjarenplan '89*, Concept, Rijswijk, The Netherlands.

## **7 Riviersystemen: hoofdrol in een veranderend klimaat**

Milieu 7(3):69-75



# Riviersystemen: hoofdrol in een veranderend klimaat

R.H.G. Jongman

Laaggelegen landen zoals Nederland zijn gewend aan een overvloed aan water en klimaatveranderingen worden veelal gelijk gesteld aan hogere temperaturen en een daardoor verhoogde zeespiegel. Een minstens even belangrijk aspect, dat veel onzekerder is maar op ons dagelijkse bestaan grote invloed zal hebben, is de mogelijke verandering van de hydrologische cyclus: neerslag, verdamping en afvoer. Niet alleen droge gebieden in Europa, zoals delen van het Iberisch schiereiland, Centraal-Europa en Griekenland, maar ook Atlantisch Europa zal zorgvuldig met zijn water moeten leren omspringen.

Onderzoek naar mogelijke mondiale effecten van klimaatveranderingen is pas begonnen. Gevolgen van veranderingen in CO<sub>2</sub>-gehalte en temperatuur hebben het meeste accent gekregen, maar ook verandering in de neerslag heeft gevolgen. Volgens het OSU-GCM scenario (Oregon State University General Circulation Model) zal de gemiddelde jaartemperatuur bij CO<sub>2</sub>-verdubbeling op het noordelijke halfrond met 1,5 tot 5,5°C stijgen en de neerslag met 10%. Voor Europa kunnen de temperatuurveranderingen per deelgebied worden ingeschat (tabel 1). De laatste jaren wordt echter lang-

zaamaan duidelijk dat regionale hydrologische veranderingen uitermate belangrijk kunnen zijn. In delen van het Mediterrane gebied kan de verwachte temperatuurstijging bij voorbeeld leiden tot een toename in de potentiële jaarlijkse verdamping van 200 tot 300 mm (1).

Aan de hand van de belangrijkste betrokken processen wordt in dit artikel ingegaan op mogelijke effecten van klimaatveranderingen op riviersystemen in Europa en de wijze waarop deze kunnen interfereren met veranderingen in landgebruik. Riviersystemen zijn belangrijk, omdat daarin versterkt de veranderingen in een stroomgebied tot uiting komen. Wel moet gesteld worden dat het onmogelijk is gekwantificeerde verwachtingen uit te spreken; processen in de hydrologische cyclus kennen een te grote variabiliteit. Er zijn vrij lange waarnemingsreeksen nodig om trends vast te stellen. Op dit moment kan slechts gesproken worden van onderzoek aan hydrologische modellen en naar de gevoeligheden van riviersystemen voor variabiliteit in het klimaat. De belangrijkste processen waar het daarbij om gaat, zijn veranderingen in de neerslag en de verdeling ervan door het jaar heen, verandering in de verdamping en als gevolg daarvan

van wijzigingen in de afvoer. Dat leidt vervolgens weer tot veranderingen in allerlei fysische, ecologische en maatschappelijke processen. Daarom wordt eerst ingegaan op veranderingen in de afvoer, vervolgens op de daarvan afgeleide veranderingen in het milieu en tot slot op de maatschappelijke gevolgen.

Dat het zinvol is onderzoek te doen naar de mogelijke gevolgen van klimaatveranderingen voor riviersystemen wordt duidelijk uit berekeningen aan de afvoeren van een aantal Amerikaanse rivieren ter grootte van de Rijn. Deze laten een grote variatie zien in gemiddelde jaarlijkse afvoer, variërend van een afname van 76% tot een toename met 60% afhankelijk van de karakteristieken van de stroomgebieden en de aannamen ten aanzien van klimaatveranderingen, die in de betreffende onderzoeken niet extreem zijn (tabel 2).

## 1. Klimaatmodellen

Potentiële veranderingen in het klimaat kunnen op drie manieren worden onderzocht, via modelonderzoek, door gebruik van analoge scenario's en met behulp van instrumentaal-data-based scenario's. Klimaatmodellen kunnen variëren van eenvoudige eendimensionale energiebalansen, zoals de Global Energy Balance (GEB, 3) tot zeer complexe driedimensionale modellen, zoals de General Circulation Models (GCM's, 4). GEB is een eenvoudige aanduiding voor de jaarlijkse netto energie-input op wereldschaal, die goed te relateren is aan hydrologische processen en landgebruik op regionaal niveau (5).

GCM's zijn driedimensionale modellen, die zijn ontwikkeld op basis van numerieke modellen voor weersvoorspelling. Ze beschrijven het klimaat op wereldschaal op basis van vier fundamentele wetten, die van behoud van energie, van massa, van impuls en de ideale gaswet. Ze produceren voor elke gridcel van een geografisch informatiesysteem (GIS) een aantal parameters, zoals temperatuur, neerslag en luchtvochtigheid. Een nadeel ervan is dat de grids zeer grof zijn, ongeveer 4°(8') × 5°(10') en dat de modellen een geringe resolutie in de tijd hebben. Voor Europa blijken de modelresulta-

Tabel 1: Verwachte toename in gemiddelde seizoenstemperaturen in °C voor Europa volgens het OSU-GCM scenario

	Winter		Lente		Zomer		Herfst	
	DJF	MAM	JJA	SON	DJF	MAM	JJA	SON
Boreaal en subarctisch gebied	5-8	3-4	2-3	3				
Atlantische gebied	3-4	3	3	3				
Continentaal gebied	4-5	3	4	4				
Mediterraan gebied	3-4	3	3	3				

Dr. R.H.G. Jongman is werkzaam aan de Landbouwniversiteit Wageningen bij de Vakgroep Ruimtelijke Planvorming.

Tablet 2: Effect van klimaatverandering op de afvoer: resultaten van eerste onderzoeken in stroomgebieden qua omvang vergelijkbaar met de Rijn en Donau (2)

Auteur	Regio	Schaal (km <sup>2</sup> )	Klimaatverandering	Afvoerverandering (%)
Stockton en Bogges (41)	Gemiddeld voor 7 regio's in west USA	10 <sup>5</sup>	+2°C; - 10% neerslag	- 40 tot - 76
Nemec en Schaake (16)	Droog stroomgebied	10 <sup>4</sup>	+1°C; + 10% neerslag	+50
	Nat stroomgebied	10 <sup>3</sup>	+1°C; - 10% neerslag	- 50
Revelle en Waggoner (42)	Colorado stroomgebied	10 <sup>5</sup>	+1°C; + 10% neerslag	+25
			+1°C; - 10% neerslag	- 25
Flaschka (43)	Great basin	10 <sup>5</sup>	+2°C; - 10% neerslag	- 18
US EPA (44)	Centraal USA	10 <sup>5</sup>	+2°C; - 10% neerslag	- 40 ± 7.4
	Noordwest USA	10 <sup>5</sup>	2 × CO <sub>2</sub>	- 17 tot - 38
			2 × CO <sub>2</sub>	- 26
				+20 tot +60

ten voor temperatuur beter gerelateerd te kunnen worden aan de werkelijkheid dan voor neerslag (6). Dat betekent dat de bruikbaarheid als uitgangspunt voor regionale hydrologische studies beperkt is.

Een andere methode om mogelijke veranderingen te schatten is werken op basis van analoge scenario's die gebaseerd zijn op het idee dat klimaten uit het verleden kunnen worden beschouwd als analoge situaties voor de toekomst (7). De vergelijking van de snelle veranderingen die nu plaatsvinden met de relatief langzame veranderingen die bestudeerd kunnen worden door middel van paleoklimatologische en historische waarnemingen zijn een ernstige beperking van deze benadering.

Op hetzelfde principe zijn de scenario's gebaseerd die uitgaan van meetgegevens uit deze eeuw, de instrumentaal-data-based scenario's (8). Het voordeel van deze benadering is dat er gerekend kan worden met variabiliteit van gemeten variabelen als neerslag, afvoer en temperatuur. Een belangrijk nadeel is echter, dat ze gebaseerd zijn op relatief kleine veranderingen. De perspectieven in de toepassing ervan zijn met name gelegen in het signaleren van effecten, die binnen het nu nog beperkte meetgebied vallen (9).

## 2. Gebruik van GCM-resultaten

Ondanks hun beperkingen worden GCM's in het algemeen beschouwd als de beste benadering van het klimaat en de veranderingen erin, omdat ze driedimensionaal zijn en hun output zich leent voor simulatie en manipulatie.

Analoge en instrumentaal-data-based modellen zijn belangrijk voor kennisvergroting, maar worden beperkt toepasbaar geacht voor modellering (10). Men moet zich echter afvragen of dat ook geldt voor het gebruik van instrumentaal-data-based scenario's als hulpmiddel in onderzoek naar hydrologische effecten.

Met behulp van GCM's is het mogelijk om voor de helft van de grootste rivieren in de wereld jaarafvoeren te berekenen met een fout  $\leq 20\%$  (sic!). Dit lukt het beste bij de Amazone, dat veruit het grootste systeem is en meerdere gridcellen van een klimaatmodel omvat. Bij kleinere systemen ontstaan grote afwijkingen (11). Van de Donau met een gemiddelde afvoer van  $206 \times 10^9$  m<sup>3</sup> per jaar wordt de afvoer al met 40% overschat. De Rijn valt qua omvang vrijwel geheel binnen een gridcel, er kunnen dan ook op basis van GCM's in het geheel geen schattingen van gemaakt worden. Regionale klimaatkenmerken binnen Europa, die ecologisch van belang zijn, zoals die binnen het stroomgebied van de Rijn (12) of binnen Oostenrijk (13), liggen ver beneden het niveau van de gridcel van GCM's.

Hydrologische processen moeten dan ook beschouwd worden als te complex en regionaal te verschillend om een eenvoudige vertaling van GCM-resultaten toe te laten. Voor rivierafvoeren kan interferentie met ecologische patronen en processen en landgebruik belangrijk zijn en in de GCM's wordt met een aantal hydrologische variabelen zoals de luchtvochtigheid en vegetatie en de veranderingen daarin door temperatuur en CO<sub>2</sub> beperkt of geen

rekening gehouden. Verandering in relatieve luchtvochtigheid en vegetatie betekent onder andere verandering in de evapotranspiratie. Dat werkt door op de afvoer van water en dat weer op sedimenttransport door rivieren. Daarbij komt bovendien dat de mens door soortkeuze in bosbouwprogramma's, het veroorzaken van erosie, wateronttrekking, drainage en het reguleren van rivieren een zeer grote, maar moeilijk meetbare invloed heeft op waterberging. Dit alles maakt het uiterst ingewikkeld hydrologisch variabelen op een juiste manier te schatten (14).

Voor analyse van mogelijke effecten van klimaatveranderingen in riviersystemen op regionale schaal kunnen uitkomsten van GCM's wel gebruikt worden als uitgangspunt voor een waterbalans of afvoermiddel (2, 15, 16). De scenario's worden dan vertaald in potentiële veranderingen in de gemiddelde temperatuur, neerslag en verdamping voor een regionaal hydrologisch model.

## 3. Mogelijke veranderingen in riviersystemen

Een stroomgebied van een rivier bestaat uit drie delen, een inzingsgebied, een laagwaterbed en een hoogwaterbed. De laatste twee vormen samen het riviersysteem (17). In alle drie de delen kunnen veranderingen optreden door het klimaat. De belangrijkste zijn veranderingen in (1) afvoer, (2) erosie en sedimentatie, (3) waterkwaliteit, (4) het aquatisch en semiterrestrisch ecosysteem, (5) watergebruik door de mens. Riviersystemen zijn voor Nederland van groot belang, omdat de veranderingen in een stroomgebied erin versterkt kunnen worden en Nederland voor een belangrijk deel een deltagebied is.

Veranderingen kunnen betrekking hebben op lange-termijneffecten: de trend in de processen in een stroomgebied, als ook op korte-termijneffecten: het voorkomen van extreme gebeurtenissen. Bovendien kunnen beide met elkaar interfereren. Een extreme gebeurtenis, zoals droogte, kan leiden tot versterkte erosie en dat kan weer leiden tot veranderingen in vegetatie en zo tot veranderingen in berging en afvoer. Het is zelfs te verwachten dat de eerste signalen van verandering de toename in kans en frequentie van extreme gebeurtenissen zullen zijn en dat op basis daarvan het gehele systeem zal

veranderen (18). Verandering in de afvoer, zowel in grootte als in verdeling is daarbij het essentiële proces.

#### 4. Waterafvoer

In diverse modelstudies naar de betekenis van veranderingen van klimaatvariabelen zijn door klimaatmodellen berekende veranderingen in de waterbalansmodellen en de rivierafvoermogelijkheden ingevoerd (15, 16, 19). Uit deze onderzoeken blijkt dat geringe veranderingen in klimatologische variabelen kunnen leiden tot grote veranderingen in de waterafvoer van stroomgebieden. Het eerste belangrijke proces dat daarbij een rol speelt is de verwachte toename in neerslag (14) en vooral de mogelijke verandering van winterneerslag van sneeuw in regen. In hoge gebieden zal het al dan niet afwisselen van sneeuw en dooi belangrijk zijn naast de afname of toename in omvang van gletsjers.

Een tweede belangrijke verandering is de wijziging in verdamping, die onder andere afhankelijk is van neerslag, relatieve luchtvochtigheid en reactie van de huidmondjes van planten op klimaatverandering. Transpiratie van gewassen is het dominerende proces in de zomer, terwijl in de winter interceptieverdamping overheerst. Nu is dat laatste in Midden- en Noord-Europa gering, behalve voor naaldbossen (tabel 3). Gezien het verdampend oppervlak van naaldbossen, kan de verandering in interceptieverdamping bij stijgende wintertemperatuur belangrijk worden voor stroomgebieden met veel naaldbos.

Voor het Zwitserse deel van drie van de vier grote daar ontspringende rivie-

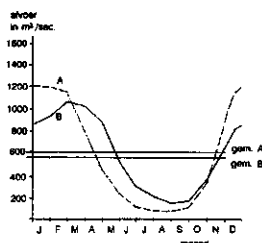
Tabel 3: Evapotranspiratie (ET) van een aantal vormen van landgebruik in mm (20)

Landgebruik	ET jaar	ET zomer	ET winter
stedelijk	338	270	68*
loofbos	472	382	90
naaldbos	612	396	216
heide	368	296	74*
mais	367	316	51
grasland	407	323	84
zand	230	174	56*
water	693	586	107
moeras	485	410	75

\* Aangenomen is dat ET-winter 20% is van ET-jaar.

ren, de Rijn, Rhône en Po concludeert Schädler (21) op basis van statistische berekeningen aan gemeten gegevens ten aanzien van temperatuur, neerslag, gletsjeromvang, verdamping en rivierafvoer over de eerste 80 jaar van deze eeuw, dat neerslag en verdamping toenemen, er een lichte toename is van de gletsjers en een lichte afname van de gemiddelde jaarlijkse afvoer. Alleen het in zijn geheel hoger gelegen stroomgebied van de Donau is daarmee niet in overeenstemming. Er is geen directe relatie te vinden tussen de trends in afvoer en in neerslag, verdamping en berging. Een toename van de omvang van gletsjers lijkt merkwaardig, maar dit wordt verklaard door hun afhankelijkheid van de hoeveelheid neerslag in herfst en winter en hun relaxatietijd; simulatie van effecten van klimaatverandering voor gletsjers in Noorwegen laat eenzelfde toename zien (22). Op basis van een afvoermodel van de Rijn dat gemodificeerd is volgens een GCM-scenario voor  $2 \times \text{CO}_2$ , kan geconcludeerd worden dat vooral het terugtrekken van de sneeuwgrens in de Alpen met gemiddeld enkele honderden meters aanzienlijke gevolgen zal hebben voor met name de zomerafvoer van de daar ontspringende rivieren (23).

Een toename in de gemiddelde jaarlijkse afvoer kan veroorzaakt worden door een toename door het jaar heen. Veel waarschijnlijker is het echter, dat de gemiddelde toename in afvoer gepaard gaat met een toename in de variabiliteit ervan. Relatief geringe veranderingen in gemiddelde jaarafvoer kunnen gepaard gaan met verschuivingen in de maandafvoer en daarmee in beschikbaarheid van water (figuur 1). Verhoogde neerslag in de winter hoeft door toename van interceptieverdamping in naaldbossen niet noodzakelijkerwijs te leiden tot een naar verhouding even grote toename in afvoer (tabel 4). Verhoogde gemiddelde winterneerslag en verlaagde gemiddelde zomerneerslag kunnen zowel leiden tot grotere extremen in afvoer als tot een meer gelijkmatige afvoer, afhankelijk van de geologische opbouw en het bergend vermogen van het stroomgebied (15). Voor de Rijn zijn er aanwijzingen voor een langzame toename in de afvoer van februari en een afname in die van september (24). Als kleine verschuivingen in een stroomgebied als dat van de Rijn elkaar versterken, kan dat op den duur leiden tot aanzienlijke

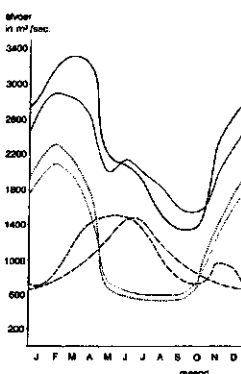


Figuur 1: Maandelijks afvoer voor twee afvoergemiddelden A en B. De gemiddelde jaarafvoer is vrijwel gelijk. De maand- en seizoenafvoer verschillen echter aanzienlijk (2)

veranderingen in de afvoer benedenstrooms (figuur 2). Als ze elkaar aanvullen, leidt het tot een meer gelijkmatige afvoer. Duidelijkheid over de ontwikkeling van trends is er echter nog niet.

#### 5. Erosie en sedimentatie

Veranderingen in neerslag en waterafvoer zullen leiden tot veranderingen in erosie. Erosie en sedimentatie zijn essentiële landschapsvormende processen. In bergachtige streken en heuvel-landschappen kan erosie belangrijk zijn voor de (in)stabiliteit van waterlo-



Figuur 2: Maandafvoeren voor de Rijn bij Basel (B) en Lobith (L) en voor het Frans-Duitse deel van het stroomgebied (25). B<sub>1</sub>, L<sub>2</sub> en FD<sub>1</sub> geven een afvoer weer voor een scenario met 10% toename in afvoer in de winter, 10% afname in de zomer en vervroegde dooi in de Alpen

Tabel 4: Waterbalans voor de Dommel voor de huidige situatie en voor twee klimaatscenario's. Scenario 1 is gebaseerd op een temperatuuroptename van 3°C gedurende het hele jaar en een toename van neerslag, verdamping en afvoer in de winter met 10%. Scenario 2 verschilt daarvan, dat het is gebaseerd op neerslaggegevens van 1975-1976. Gezien het geringe wateroverschot/grote watertekort is er geen afvoer voor berekend. Alle waarden zijn gegeven in mm (20)

	Huidige situatie			Scenario 1			Scenario 2		
	winter	zomer	jaar	winter	zomer	jaar	winter	zomer	jaar
neerslag	434	448	882	477	448	925	246	189	435
evapotranspiratie	107	336	443	118	370	488	118	370	488
landbouwwater	-	7	7	-	11	11	-	11	11
drinkwater/industrie	11	12	23	13	14	26	13	14	26
aanvulling grondwater	316	93	409	346	53	400	115	-206	-70
afvoer	217	124	341	239	124	363			
overschot/tekort	99	-31	68	107	-71	37			

pen. In delta's, zoals Nederland, zijn de effecten van sedimentatie het meest in het oog springend. Veranderingen in zowel erosie als sedimentatie kunnen leiden tot morfologische veranderingen in rivieren.

Vooraf droge gebieden zijn kwetsbaar voor erosie. Bij droogte zal vegetatie worden gereduceerd en dan kunnen plotselinge regens grote hoeveelheden bodemmateriaal van de hellingen doen verdwijnen. Als gevolg daarvan zullen natuurlijke rivieren een vergrote kans hebben op overgang van meanderende naar vlechtende systemen. De afwisseling van droogte- en regenperiodes in delen van het Middellandse Zeegebied is daar een voorbeeld van (26). Dit klimaatpatroon kan zich uitbreiden naar grotere delen van Midden- en Zuid-Europa en leiden tot grote landschapsveranderingen door erosie en sedimentatie tijdens extreme afvoer (27).

Als door hogere gemiddelde winter-temperatuur in heuvelachtige en bergachtige gebieden winterregen gaat toenemen ten koste van sneeuwval, verandert de verdeling van de waterafvoer sterk. Er kan dan een toename in piekafvoer plaatsvinden met overstromingen en massale erosie (28). Als gevolg daarvan worden beddingen van kleinere rivieren instabiel en veranderen van meanderend in vlechtend. Dat echter niet alles overal hetzelfde hoeft te verlopen, laat modelonderzoek door het Zweeds Meteorologisch Instituut naar de mogelijke veranderingen in de waterbalans van Zweden zien. Hierin doet een gesimuleerde temperatuurstijging van 2°C de sneeuwfractie van de neerslag afnemen van 4,2 tot 1,9% aan de kust en van 35% tot 28% in het

binnenland; toch neemt de piekafvoer af door verhoogde verdamping (29). Daarmee vermindert daar de kans op erosie.

## 6. Waterkwaliteit

Water is in de natuur het centrale element in het complexe systeem van uitwisseling van ionen en stoffen tussen bodem, lucht en planten. Zure depositie door industrie, verkeer en landbouw beïnvloedt de pH van grond- en oppervlaktewater. In een situatie van veranderend klimaat kunnen depositiepatronen in Europa grondig veranderen. Er zal een netto afname zijn van zwaveltransport van West- naar Oost-Europa in de winter en een toename in transport van Zuid naar Noord in de zomer (30). De combinatie van beide betekent dat mogelijk de verzuring in West- en Centraal-Europa toeneemt (31).

In droge gebieden van Europa en in de kustgebieden zullen veranderingen in de relatie tussen neerslag en verdamping leiden tot verzilting. De combinatie van droogte en de stijging van de zeespiegel heeft de meeste gevolgen voor estuariënen van regenrivieren die hun brongebied in verdrogingsgevoelige gebieden hebben. Daar wordt zomers minder zoet water aangevoerd en de grens zoet-zout kan dan ver landinwaarts komen te liggen (31).

Een aantal gebieden in Europa zijn nu al gevoelig voor verdroging. De belangrijkste liggen in Rusland in het stroomgebied van de Dnjepr en Wolga, in Hongarije, Joegoslavië en Roemenië in het stroomgebied van de Donau en in Spanje in de stroomgebieden van Júcar en Ebro. Een toename van de ir-

rigatielandbouw kan hier leiden tot een toename van verzilte bodems met 20 miljoen ha (32).

## 7. Ecologische processen

De mogelijke gevolgen van klimaatveranderingen voor de flora en fauna van watersystemen zijn nog weinig onderzocht. Verwacht mag worden dat een stijgende watertemperatuur niet alleen een kwaliteitsverandering maar ook een ander aquatisch ecosysteem kan veroorzaken. Door de hogere watertemperatuur kunnen predatoren langer actief blijven waardoor voedselwebrelaties kunnen veranderen. De opbouw van de prooi-populaties kan bemoeilijkt worden. Als er meer droge zomers en meer natte winters komen, kan in West-Europa het karakter van met name de kleinere rivieren veranderen in Middellandse intermitterende systemen. Dat betekent, dat daardoor de samenstelling van visfauna en macrofauna zal kunnen veranderen.

Botulisme kan in Nederland voorkomen in warme periodes in ondiep stilstaand water. Bij verspreiding ervan spelen bodembesmetting, watertemperatuur (>20°C) en anaërobie een rol. In 1976 stierven in de Biesbosch ca. tienduizend eenden aan deze ziekte; in heel Nederland stierven er toen ongeveer 55000 vogels aan (33). Aangezien in Nederland in de zomer bij klimaatverandering minder aanvoer van water verwacht mag worden, zal de kans op het ontstaan van botulisme toenemen. Het zou een regelmatig terugkerende infectie kunnen worden, omdat de milieu-omstandigheden ervoor vaker gunstig zullen zijn.

Ambificiën zijn algemeen in uiter-

waarden van de grote rivieren. De laatste warme lentes hebben in meerdere delen van Europa een vervroegde beëindiging van de winterrust laten zien. Onderzoek in Groot-Brittannië na de warme winter van 1989 laat een 1 tot 3 maanden vervroegde trek zien en een verhoogde kwetsbaarheid voor schimmelinfecties gedurende de koudere perioden daarna in maart en april (34).

Rivieren zijn niet alleen aquatische systemen, die reageren op veranderingen, ze zijn ook ecologische corridors. Centraal- en Oosteuropese plantesoorten bereiken via het Rijnland in Nederland hun op dit moment meest noordwestelijke verspreiding (12). Verschuivingen in klimaatzones zullen gepaard gaan met noordwaarts gerichte migratie van soorten. Een aantal pioniersoorten zoals akkeronkruiden vertonen deze trend reeds (35). Belangrijkste directe verbindingswegen tussen Zuid- en Midden-Europa en Midden- en Noord-Europa zijn de rivieren. Hun rol zou wel eens cruciaal kunnen zijn voor de migratieprocessen die zullen moeten plaatsvinden als de effecten van klimaatverandering werkelijk merkbaar worden.

## 8. Landgebruik en watergebruik

Water is nodig als drinkwater, voor landbouwproductie, voor industrie als proceswater en koelwater, voor de scheepvaart, en voor steden (Amsterdam, Venetië) kan het op peil blijven

van grond- en oppervlaktewater van belang zijn voor het in stand houden van bebouwing. Hoewel er door alle onzekerheden met betrekking tot veranderingen in de waterbalans nog geen verwachting kan worden uitgesproken over mogelijke gevolgen, kan wel aangegeven worden welke aspecten gevoelig zijn voor veranderingen in het klimaat (tabel 5). Bovendien moet er rekening mee worden gehouden dat wateroverschotten of tekorten niet evenredig veranderen met neerslag en verdampingsveranderingen. Een studie vergelijkbaar met de ISOS-studie over maatschappelijke gevolgen van zeespiegelstijging (37) zou nodig zijn om alle effecten in kaart te brengen.

Het gebruiken van meer water dan de waterbalans toelaat, leidt vroeger of later tot problemen. Dat geldt zowel voor drainage van verziltingsgevoelige gronden (32) als voor het onttrekken van grondwater. De waterbalans lijkt in de meeste modelstudies die voor delen van Europa zijn uitgevoerd een geringer overschot of een toenemend tekort te tonen.

Scheepvaart is een belangrijke en efficiënte wijze voor massatransport. Over de Rijn passeerde bij Lobith in 1988 139 miljoen ton aan vracht (38). De verwachte hogere frequentie van lage afvoeren beperkt met name in de zomer de transportcapaciteit en daarmee de betrouwbaarheid van de rivieren als transportroute en verhoogt de kosten ervan (36). Het wegvallen van de scheepvaart als transportmiddel bete-

kent een aanslag op energie en ruimte doordat naar alternatieve transportmogelijkheden gezocht gaat worden.

De efficiëntie van het gebruik van landbouwwater is zeer gering (39). Het afvoeren van neerslag in de winter en het in de zomer interen op de grondwatervoorraad of de aanvoer van gebiedsvreemd water veroorzaakt nu reeds problemen in delen van de zandgebieden in Nederland. De voorstellen in de Derde Nota waterhuishouding (40) om te streven naar het vasthouden van gebiedseigen water en het stellen van prioriteiten voor watergebruik lijkt een verstandige stap om wat dit betreft op de wat langere termijn escalatie te voorkomen.

De meeste beleidsbeslissingen zullen echter niet beperkt kunnen blijven tot Nederland, maar in internationaal verband moeten worden genomen. Vooral op niveau van de grote Europese rivieren speelt de verdeling van het beschikbare water een rol. De claim die zowel door Frankrijk, België als Nederland nu reeds op de Maas en Schelde wordt gelegd, is vele malen groter dan haar capaciteit.

Klimaatverandering kan betekenen dat er prioriteiten gesteld moeten gaan worden in het watergebruik. De samenleving zal op een of andere wijze reageren en watergebruik en waterbeheer strikter moeten gaan regelen. Een belangrijk probleem bij het regelen van rivierbeheer is het feit dat rivieren ecologische en hydrologische eenheden zijn, maar staatkundig of grenzen zijn

Tabel 5: Mogelijke invloed van veranderingen in riviersystemen op belangrijke maatschappelijke aspecten (25, 36). \* belangrijk, - van minder belang

	Rivierdijken	Rivierbeheer	Landbouw	Natuurbeheer	Scheepvaart	Drinkwater	Koelwater	Proceswater	Stadswater	Zwemwater	Viswater	Hydro-energie
<i>Maas</i>												
minder zomerafvoer	-	*	*	*	*	*	*	*	-	*	*	*
zoutindringing	-	-	*	-	-	*	*	*	-	-	*	*
<i>Rijn</i>												
minder zomerafvoer	-	*	*	*	*	*	-	-	*	*	*	-
grotere piekafvoer	*	*	-	-	*	-	-	-	*	-	-	-
lage afvoer (vorst)	*	*	-	-	*	*	*	*	-	-	-	-
meer zoutindringing	-	-	-	-	*	*	*	*	-	-	*	-
verandering sedimentatiegebied	*	*	-	*	*	-	-	-	-	-	-	-
<i>IJsselmeer</i>												
hoger winterniveau	*	*	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-
hoger zomerniveau	-	*	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Kleine rivieren/beken</i>												
meer winterafvoer	*	*	-	-	-	-	-	-	*	*	*	-
minder zomerafvoer	-	*	*	*	-	-	*	*	*	*	*	-
droogvallen	-	*	*	*	-	-	*	*	*	*	*	-

of vele landen doorkruisen. Voor het anticiperen op gevolgen van klimaatveranderingen zal samenwerking op het niveau van het hele stroomgebied noodzakelijk zijn.

### 9. Conclusies

Gevolgen van klimaatveranderingen zullen in vele delen van Europa niet alleen tot uiting komen in veranderingen in temperatuur en zeespiegel maar ook in veranderingen in rivieren. Hoewel veel veranderingen niet voorspeld kunnen worden op basis van kwantitatief onderzoek, kunnen er wel schattingen gedaan worden op basis van vergelijkbare perioden, gebeurtenissen en gebieden. Deze wijzen op een toenemende instabiliteit van riviersystemen met betrekking tot afvoer en sedimenttransport, een onzekere waterkwaliteit, een toename van voor de mens onbruikbare gronden en in Noordwest-Europa wijziging van de ecologie van riviersystemen van Atlantisch naar min of meer Mediterraan. Een zorgvuldige analyse van hydrologische systemen, het wijs omgaan met water en het opzetten van internationale samenwerking op fluviaal niveau zijn dan ook van uitermate groot belang.

Er is nog relatief weinig onderzoek gedaan naar de gevoeligheid van riviersystemen voor veranderingen in het klimaat. Onderzoek naar veranderingen in laagland-rivieren lijkt een voor Nederland logisch thema. Daarbij moet gedacht worden aan mogelijke gevoeligheid van waterafvoer, sedimentatie, zoutindringing en veranderingen in grondgebruik. Vooral lange-termijnonderzoek aan representatieve model-systemen en een goed monitoringstelsel van afvoer, verdamping en ont-trekking is van groot belang. Wat betreft levende systemen is onderzoek nodig naar de betekenis van klimaatveranderingen voor aquatische ecosystemen in rivieren, de rol van rivieren als ecologische corridor en de relatie tussen vegetatie en verdamping in een stroomgebied. Het grootste maatschappelijke belang ligt ongetwijfeld bij de drie grote riviersystemen Rijn, Maas en Schelde en veranderingen daarin bij toename in variabiliteit van het klimaat.

### Literatuur

1. A.C. Imeson en I.M. Emmer, *Implications of climatic change on land degradation in*

*the Mediterranean*. UNEP (OCA)/WG.27 (1988).

2. P.H. Gleick, Methods for evaluating the regional hydrologic impacts of global climatic change. *J. of Hydrology* 88 (1986) 97-116.

3. J. Gunn, Influences of various forcing factors on Global Energy Balance during the period of intensive instrumental observations 1958-1987 and their implications for Paleoclimatic. *Climatic Change* (1992) (in druk).

4. F.A. Eybergen en J.C. van Huis, *Climate modelling and the climate sensitivity of biotic and abiotic processes*. Report on working phase 1. Landscape Ecological Impact of Climatic Change. Landbouw Universiteit Wageningen, Universiteit Utrecht en Universiteit van Amsterdam, 1988.

5. J. Gunn en C.L. Crumley, Global Energy Balance and regional hydrology: a Burgundian case study. *Earth Surface Proc. and Landforms* 16 (1991) 579-592.

6. C.A. Wilson en J.F.B. Mitchel, Simulated climate and CO<sub>2</sub>-induced climate change over western Europe. *Climatic Change* 10 (1987) 11-42.

7. T.M.L. Wigley, P.D. Jones en P.M. Kelly, Empirical climate studies. In: B. Bolin, J. Jäger en B.R. Döös, The greenhouse effect, Climatic change and ecosystems. SCOPE 29, (1986) 271-322. Wiley and Sons, Chichester.

8. J.P. Palutikof, Some possible impacts of greenhouse gas induced climatic change on water resources in England and Wales. In: S.I. Solomon, M. Beran en W. Hogg (red.): The influence of climatic change and climatic variability on the hydrologic regime and water resources. 1986 p. 583-596. Proceedings of the Vancouver Symposium August 1987. IAHS publ. no. 168.

9. B. Novaky, Climatic effects on runoff conditions in Hungary. *Earth Surface Proc. and Landforms* 16 (1991) 593-600.

10. M. Hulme, T.M.L. Wigley en P.D. Jones, Limitations of regional climate scenarios for impact analysis. In: M.M. Boer en R.S. de Groot (red.), *Landscape-ecological impact of climatic change*. IOS press Amsterdam, 1990, p. 111-129.

11. G.L. Russel en J.R. Miller, Global river runoff calculated from a global atmospheric general circulation model. *J. of Hydrology* 117 (1990) 241-254.

12. R.H.G. Jongman, Ecological classification of the climate of the Rhine catchment. *Int. J. Biometereol.* 34 (1990) 194-203.

13. O. Behr, Long-term variability of precipitation in Austria. In: *Conference on climate and water*. Volume I. The Publications of the Academy of Finland, 1990, p. 93-102.

14. T.M.L. Wigley en P.D. Jones, Influences of precipitation changes and direct CO<sub>2</sub> effects on stream flow. *Nature* 314 (1985) 149-152.

15. F. Bultot, A. Coppens, G.L. Dupriez, D. Gellens en F. Meulenbeghs, Repercussions of a CO<sub>2</sub> doubling on the water cycle and on the water balance - a case study for Belgium. *J. of Hydrology* 99 (1988) 319-347.

16. J. Nemeec en J. Schaake, Sensitivity of water resource systems to climatic variation.

*Hydrol. Science Journal* 27 (1982) 327-343.

17. R.H.G. Jongman, Uiterwaardenbeleid, sturing van landschapsecologische processen. *Landschap* 9/1 (1992) (in druk).

18. M. Falkenmark, Hydrological shifts as part of landscape ecological impact of climate change. In: M.M. Boer en R.S. de Groot (red.), *Landscape-ecological impact of climatic change*. IOS press Amsterdam, 1990, p. 194-217.

19. P.H. Gleick, Regional hydrologic consequences of increases in atmospheric CO<sub>2</sub> and other trace gases. *Climatic Change* 10 (1987) 137-161.

20. R.H.G. Jongman en M. Souer, Landscape ecological and spatial impacts of climatic change in two areas in the Netherlands. *Earth Surface Proc. and Landforms* 16 (1991) 639-652.

21. B. Schädler, Long water balance time series in the upper basins of four important rivers in Europe - indicators for climatic changes? In: S.I. Solomon, M. Beran en W. Hogg (red.), *The influence of climatic change and climatic variability on the hydrologic regime and water resources*. Proceedings of the Vancouver Symposium August 1987. IAHS publ. no. 168, p. 209-219.

22. T. Lauman en A.M. Tvede, Simulation of the effects of climatic changes on a glacier in western Norway. In: *Conference on climate and water*. Volume I. The Publications of the Academy of Finland, 1989, p. 339-352.

23. J. Kwadijk, Sensitivity of the river Rhine discharge to environmental change, a first tentative assessment. *Earth Surface Proc. and Landforms* 16 (1991) 627-638.

24. H.J. Liebscher, The use of long-term river level and discharge records in the study of climatic variations in the Federal Republic of Germany. In: A. Street-Perrott e.a. (red.), *Variations in the Global Water Budget*. Reidel Publishing, Dordrecht 1983, p. 173-184.

25. R.H.G. Jongman, *The Rhine-Maas Megalopolis and its water resources. Consequences of climate induced hydrological changes*. Workshop on interrelated bioclimatic and landuse changes. Noordwijkerhout 1987.

26. A. Calvo en A.M. Harvey, Morphology and development of selected badlands in southeast Spain. In: *Landscape ecological impact of climatic change on the mediterranean region with emphasis on Spain*. LICC conference Lunteren, 1989, p. 14.

27. M.P. Fumanal en A. Calvo, Response of main river systems to extreme events: the Jucar river (Valencia Spain). In: *Landscape ecological impact of climatic change on the mediterranean region with emphasis on Spain*. LICC conference Lunteren, 1989, p. 11.

28. A.M. Harvey, The influence of sediment on the channel morphology of upland streams. *Earth Surface Proc. and Landforms* 16 (1991) 675-684.

29. E. Eriksson, Possible climatic effects on water balance and runoff regimes in the nordic countries. In: *Landscape ecological impact of climatic change on the borealisubarctic regions with emphasis on Scandinavia*. LICC conference Lunteren, 1989, p. 41-46.

30. S.E. Pitrovanov, The assessment of impacts of possible climate change on the results of the HASA RAINS sulfur deposition model in Europe. *Water Air and Soil Pollution* 40 (1988) 95-119.
31. W.M. Sügliani, Climate change and its potential effects on the retention and release of hazardous chemicals in soils and sediments. In: M.M. Boer en R.S. de Groot (red.), *Landscape-ecological impact of climatic change*. IOS press Amsterdam, 1990, p. 361-378.
32. I. Szabolcs, Effects of predicted climatic changes on European soils with particular regard to salinization. In: M.M. Boer en R.S. de Groot (red.), *Landscape-ecological impact of climatic change*. IOS press Amsterdam, 1990, p. 177-193.
33. Anonymus, *Botulisme bij watervogels*. Rapport van de interdepartementale Coördinatiecommissie voor de milieuhygiëne, Verslagen Adviezen Rapporten nr. 18, 1977.
34. M.G.R. Cannel, Climate Change - the mild winter of 1988-89. In: *Report of the Institute of Terrestrial Ecology*. NERC, Midlothian, Huntingdon 1989/1990, p. 43-46.
35. P. Ketner, *Impact of climatic change on flora and vegetation in western Europe with special emphasis on the Netherlands*. In: *Effects of climate change on terrestrial ecosystems*. Report from a seminar in Trondheim. Norsk Institutt for Naturforskning, 1990, p. 47-60.
36. G. Hekstra, Will climatic changes flood the Netherlands? Effects on agriculture, land-use and well-being. *Ambio* 15 (1986) 315-326.
37. E.B. Peerbolte, J.G. de Ronde, L.P.M. de Vrees, M. Mann en G. Baarse, *Impact of sea level rise on society. A case study for the Netherlands*. Waterlopkundig Laboratorium en Rijkswaterstaat, 1991, p. 104.
38. CBS Statistisch jaarboek. SDU uitgeverij, 's-Gravenhage 1990.
39. G.R. Kant, F. Mandersloot en Th. J. van de Nes (red.), *Rendabiliteit van beregening op melkveebedrijven en waterbehoefte van Gelderse Landbouwgronden*. Publikatie van Stichting proefstation voor de rundveehouderij, schapehouderij en paardenhouderij en Provincie Gelderland, 1985.
40. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Derde Nota Waterhuishouding, Water voor nu en later. Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21 250, nrs. 1-2.
41. C.W. Stockton en W.R. Bogges, *Geohydrological implications of climatic change on water resource developments*. U.S. Army Coastal Engineering Research Center. Fort Belvoir, Virginia, May 1979.
42. R.R. Revelle en P.E. Waggoner, Effects of carbon dioxide-induced climatic change on water supplies in the western United States. In: *Changing Climate*. National Academy of Sciences. National Academy Press, Washington D.C., 1983.
43. I.M. Flaschka, *Climatic change and water supply in the Great Basin*. Masters Thesis Department of Hydrology and Water Resources, University of Arizona, 1984.
44. United States Environmental Protection Agency. *Potential climatic impacts of increasing atmospheric CO<sub>2</sub> with emphasis on water availability and hydrology in the United States*. Strategic Studies Staff, Office of Policy Analysis, Office of Planning and Evaluation, april 1984.

#### R.H.G. Jongman River systems: a leading part in climatic change

Climatic change will influence the environment in Europe not only by changes in CO<sub>2</sub> content and temperature, but also by changes in hydrology. Rivers might appear to be very sensitive to climatic variability and climatic change. Most important impact is expected to be a change in mean discharge, extreme events and seasonality of runoff, which can cause important changes in erosion and sedimentation in various parts of Europe, quality of both ground water and surface water, functioning of the aquatic and semiterrestrial ecosystems and the availability of water resources.

Consequences of climatic change combined with potential synergistic effects of acidification will be dealt with sooner or later through the water system in many parts of Europe. Wise use of water, based on thorough analysis of the hydrological system and international cooperation at the level of river catchments are of utmost importance for anticipation on possible changes.

## **8 Discussie**



## 8 Discussie

### 8.1 Inleiding

Dit onderzoek beoogt te leiden tot inzicht in de rol van ecologische relaties in ruimte en tijd binnen de ruimtelijke organisatie en zo tot aanbevelingen ten aanzien van de inhoudelijke voorbereiding en uitvoering van ruimtelijk beleid. In dit onderzoek is gekozen voor riviersystemen, omdat dit zowel landschapsecologisch als maatschappelijk belangrijke ruimtelijke eenheden zijn. Een onderzoek naar landschapsecologie en ruimtelijke organisatie van riviersystemen betekent enerzijds analyse van de ecologische patronen en processen die voor riviersystemen van belang zijn en anderzijds analyse van de maatschappelijke beïnvloeding van die ecologische patronen en processen. De twee dimensies van het onderzoek worden dan ook gevormd door enerzijds het landschapsecologisch systeem en anderzijds het organiseren van landgebruik zoals zich dat voltrekt binnen institutionele kaders van bestemming, inrichting en beheer.

Het onderzoek naar landschapsecologische patronen en processen heeft plaatsgevonden aan die systemen, die zich gezien hun kenmerken voor een bepaalde vraagstelling leenden. De onderzoeksvraag welke landschapsecologische processen in ruimte en tijd de ontwikkeling van riviersystemen bepalen, is deels onderzocht aan grote en deels aan kleine systemen. Er is correlatief onderzoek verricht naar de invloed van rivierdynamiek en rivierbeheer op vegetatie in de uiterwaarden van de grote Nederlandse rivieren; de rol van de waterbalans en de beïnvloeding daarvan is onderzocht aan de kleinste systemen, de sprengbeken.

Het onderzoek naar planvorming en beleid met betrekking tot de ruimtelijke organisatie van hele riviersystemen is slechts in beperkte mate uitgevoerd; de tweede doelstelling van het onderzoek beoogde immers vooral de actuele en potentiële doorwerking van landschapsecologische principes in het beleid te analyseren. De beleidscontext bepaalde dan ook in een aantal gevallen de landschapsecologische onderzoeksvraag. Ook de concrete cases zijn in een aantal gevallen gegeven door de praktijk van het beleid. Dit is vooral gedaan, omdat de relatie tussen waterbalans, menselijke beïnvloeding en waterafvoer in deze gevallen het meest duidelijk is.

Het fysieke substraat als onderdeel van de ruimtelijke organisatie is in dit onderzoek nader uitgewerkt als een ruimtelijk ecologische structuur. Deze ruimtelijk ecologische structuur omvat de natuurlijke processen en de daaruit voortkomende patronen. Het kan gebruikt worden als model en analysekader voor patronen en processen ten behoeve van gebruik en beheer van land en water.

De onderzoeksvragen zijn in twee delen uiteen te leggen:

- \* welke zijn de belangrijkste processen in riviersystemen die in ruimte en tijd de ontwikkeling ervan bepalen en kunnen ze vertaald worden in uitgangspunten en randvoorwaarden voor natuurbescherming als vorm van landgebruik;
- \* hoe kan c.q. dient in het licht van vergelijking van concrete cases het vigerend beheer ten aanzien van doelstellingen en implementatie worden beoordeeld.

Conclusies zijn reeds getrokken in de hoofdstukken twee tot en met zeven. In dit slothoofdstuk worden de belangrijkste conclusies samengevat en in de context van daaraan gerelateerd onderzoek geplaatst. De betekenis van de ruimtelijk ecologische structuur als analysekader wordt besproken in paragraaf 8.2. Conclusies t.a.v. de eerste onderzoeksvraag worden in paragraaf 8.3 getrokken, terwijl conclusies en aanbevelingen ten aanzien

het vigerend beleid worden getrokken in paragraaf 8.4 (doelstellingen) en paragraaf 8.5 (implementatie). In paragraaf 8.6 worden aanbevelingen gedaan voor onderzoek en beleid.

## 8.2 Ruimtelijk Ecologische Structuur

In dit onderzoek is het begrip ruimtelijk ecologische structuur geïntroduceerd als ruimtelijke representatie van de natuurlijke systematiek aan de basis van de ruimtelijke organisatie, dat wil zeggen van de natuurlijke processen, die ecologische ontwikkelingen sturen en die leiden tot natuurlijke ruimtelijke variabiliteit. Door landgebruik en inrichting kunnen veranderingen optreden in de ruimtelijk ecologische structuur en ontstaat een fysiek-ruimtelijke organisatie. Veranderingen door landgebruik en ook veranderingen in de eigen natuurlijke systematiek kunnen storingen veroorzaken in de fysiek-ruimtelijke organisatie.

Het onderscheid tussen ruimtelijk ecologische structuur en fysiek-ruimtelijke organisatie is van belang om onderscheid te kunnen maken tussen natuurwetenschappelijke en normatieve aspecten van de natuur. De ruimtelijk ecologische structuur, zoals de term hier is gebruikt, is het ruimtelijk geheel van natuurlijke patronen en processen zonder menselijke beïnvloeding. Een ruimtelijk ecologische structuur kan zich ontwikkelen bij afwezigheid van menselijke beïnvloeding. In die zin is het vergelijkbaar met het begrip Potentieel Natuurlijke Vegetatie (Kalkhoven et al 1976). Het is echter niet alleen een theoretisch begrip maar ook een ingang voor een systematische benadering van natuurlijke processen en patronen in de ruimtelijke organisatie. Daarvoor dient men zich te baseren op patronen en processen in ruimtelijke ecologische systemen, zoals op een hiërarchisch systeem van stroomgebieden. Onder invloed van de processen in de maatschappelijke organisatie wordt de ruimtelijk ecologische structuur omgevormd tot een fysiek-ruimtelijke organisatie, waarin natuurlijke processen zijn gemodificeerd door landgebruik, regulering en beheer. Het onderscheid tussen beide noodzaakt de onderzoeker om na te denken over de patronen en processen die in natuurlijke systemen aanwezig zijn en deze vervolgens terug te koppelen met het ruimtelijke organisatiesysteem.

Het begrip ruimtelijk ecologische structuur verschilt duidelijk van de ruimtelijke ecologische structuur die als doelstelling van natuurbeleid in de nota natuurontwikkeling wordt geïntroduceerd in de vorm van een structuur van natuurgebieden (Baerselman en Vera 19-89). Deze ruimtelijke structuur bestaat uit een netwerk van ecologisch belangrijke kerngebieden en verbindingen (stapstenen en corridors) op diverse niveaus. Door hen wordt voorgesteld dit netwerk op nationaal niveau beleidsmatig te vertalen naar een Ecologische Hoofdstructuur, namelijk dat deel van het netwerk waarop de rijksoverheid haar beleid zal concentreren. De Ecologische Hoofdstructuur is dan ook een beleidsconcept, dat beleidsdoelstellingen ten aanzien van natuurbehoud en -ontwikkeling omvat en dat de structuur van het landelijk gebied in principe grondig kan wijzigen. Het is echter een beleidsmatig begrip, dat strict genomen niet meer beoogt dan de zonering van belangrijke en potentieel belangrijke natuurgebieden. De in deze studie geïntroduceerde ruimtelijk ecologische structuur is een concept waarmee wordt beoogd ecologie en ruimtelijke organisatie analytisch te scheiden teneinde hun nauwe betrekkingen, mede met het oog op een samenhangende beleidsvorming, inzichtelijk te maken.

Veel van het onderzoek, dat nu plaatsvindt is of ecologisch onderzoek of ruimtelijk onderzoek. Het verband tussen beide wordt slechts zelden op systematische wijze gelegd. Het denkmodel van de ruimtelijke organisatie met daarin de ruimtelijk ecologische structuur biedt met het oog op deze benadering een geschikt analysekader voor toegepast

landschapsecologisch onderzoek. In dit onderzoek is dit kader gebruikt om te analyseren welke de belangrijkste processen in riviersystemen zijn en hoe deze vertaald kunnen worden in aan het beleid richtinggevende voorwaarden voor landgebruik.

### 8.3 Patronen en Processen in Riviersystemen

Processen in riviersystemen zijn voor Nederland van groot belang, omdat alles wat in het stroomgebied met het watersysteem gebeurt repercussies heeft voor het benedenstroomse gebied. Het betreft de organisatie van bestaansmiddelen door organismen in de context van klimaat en water. Patronen en processen in riviersystemen worden in de eerste plaats bepaald door het klimaat. Naast een directe invloed heeft het klimaat ook een indirecte invloed op het riviersysteem doordat het mede het landgebruik bepaalt en daarmee een aantal belangrijke aspecten van de waterbalans. Klimaat is daarmee een van de belangrijke factoren in de ruimtelijk ecologische structuur.

Waterafvoer is het centrale proces in riviersystemen. De waterafvoer van de Rijn in Nederland wordt bepaald door de waterbalans van het hele stroomgebied stroomopwaarts van Lobith. Klimaat bepaalt in belangrijke mate de waterbalans. Voor ecologische aspecten, zoals voorkomen, transport en vestiging van flora en fauna is daarnaast het klimaat van het Rijndal zelf essentieel. Uit dit onderzoek kan geconcludeerd worden, dat er een verschil is tussen het klimaat van het Rijndal en de rest van het stroomgebied. Voor planvorming ten aanzien van de Rijn moet het klimaat van het stroomgebied dan ook verschillend worden beoordeeld voor hydrologische en ecologische aspecten.

Naast het klimaat kunnen ook morfologische kenmerken van riviersystemen van belang zijn voor de waterafvoer. De rol die waterafvoer speelt als landschapsvormend proces is altijd essentieel geweest in Nederland. Natuurlijke fluviatiele systemen zijn systemen uit evenwicht, gezien de aard en de dynamiek van de processen die er spelen (Pinay et al 1990). Ze zijn persistent en kunnen door kleine veranderingen op een ander niveau van stabiliteit terecht komen (Harms en Smeets 1988). Het karakter van ecosystemen in de uiterwaarden worden bepaald door de mate waarin hydrodynamiek (samenstelling water, stroomsnelheid en duur en tijdstip van de overstroming) en morfodynamiek (hoogteligging en vorm) zich kunnen doen gelden. Er is een hiërarchie van systemen van microhabitat tot aan stroomgebied. Overstromingsvlakten en uiterwaarden zijn in deze visie te beschouwen als ecologische gradiënten of ecotones. Dit zijn verbindingzones tussen aangrenzende ecologische systemen met karakteristieken, die op unieke wijze bepaald worden door ruimtelijke en temporele schalen en de mate van interactie (Holland 1988). Ecotones kunnen door regulering en inrichtingsmaatregelen van karakter veranderen (Flapper 1991). Het wegnemen van de dynamiek en de ruimtelijke diversiteit is hierbij essentieel.

Verschillen in natuurlijke dynamiek en menselijke regulering komen tot uiting in de soorten, de vegetatiesamenstelling en de vegetatiestructuur. In de uiterwaarden zijn droge graslanden van het type *Mesobromion* en *Arrhenateretum elatioris* significant gebonden aan standplaatsen, die minder dan 2 dagen per jaar overstroomd worden en niet ontgrond en gehercultiveerd zijn, terwijl het *Lolio-Potentillion* significant gebonden is aan regelmatig overstroomde standplaatsen en wel op ontgronde en gehercultiveerde standplaatsen kan voorkomen. Het is meer gebonden aan sterke hydrodynamiek. De *Mesobromion* graslanden bedekken slechts 145 ha (3,6%) van de totale oppervlakte in de onderzochte steekproef en de *Arrhenateretum elatioris* graslanden slechts 486 ha (12,2%) van de totale oppervlakte aan graslanden. De *Mesobromion* graslanden zijn vrijwel alle beperkt tot één uiterwaard.

De onderzochte uiterwaarden liggen langs alle vier de Nederlandse rivieren en zijn geselecteerd op representativiteit; alle categorieën uit de waardering van de Soet (1976) zijn erin betrokken. Er mag met redelijke zekerheid gesteld worden, dat de onderzochte uiterwaarden een afspiegeling zijn van de Nederlandse uiterwaarden. Geconcludeerd moet dan ook worden, dat de droge rivierdalgraslanden en daarmee de rivierdalflora vrijwel uit Nederland verdwenen is. Uit het oogpunt van vervangbaarheid is strikte bescherming noodzakelijk. Immers, gezien de beperkte oppervlakte aan droge graslanden en de negatieve relatie tussen ontgrondingen en droge graslanden dient vervangbaarheid vooralsnog laag te worden ingeschat.

De veranderingen in strangen en andere wateren in de uiterwaarden duiden op een proces van verdroging, dat ingezet is bij de reguleringswerkzaamheden in het midden van de vorige eeuw. Met name open strangen en getijdekreken zijn verdwenen. Dit is een proces, dat door het type rivierbeheer, dat gevoerd wordt, onvermijdelijk is. Immers optimaal vaarwegbeheer betekent het streven naar een zo stabiel mogelijk laag- en hoogwaterbed. Erosie in uiterwaarden paste daar tot nu toe niet in.

De veranderingen in de uiterwaarden in de afgelopen decennia maken natuurontwikkeling noodzakelijk in combinatie met beheer van de overgebleven natuurlijke elementen. Bij de inrichting van natuurontwikkelingsprojecten dient met name aandacht besteed te worden aan het instandhouden van de minder dynamische droge delen van uiterwaarden. De verschillen in uitgangssituatie van de droge graslanden en van de natte delen in uiterwaarden maken een gedifferentieerde aanpak per uiterwaard noodzakelijk.

Voor onderzoek naar effecten en perspectieven van klimaatverandering kan het klimaat en de daaraan gerelateerde flora in het stroomgebied van de Rijn in combinatie met haar transportfunctie van grote betekenis zijn. Immers, als rivieren werkelijk fungeren als warme ecologische corridors, dan is dit een voor ruimtelijke planning op lange termijn belangrijk gegeven: om flora en fauna zich snel en tijdig te kunnen laten verplaatsen moeten zowel corridorfunctie als de mogelijkheid tot vestiging in stand worden gehouden. Het is niet duidelijk of andere rivieren, zoals de Maas en de Loire een vergelijkbare corridor vormen. Bovendien bestaan er van de transportcapaciteit van rivieren voor andere organismen dan vissen en macrofauna slechts anekdotische gegevens en indirecte aanwijzingen.

Klimaatverandering zal zich in Nederland niet alleen doen gelden door een stijging van de gemiddelde temperatuur en van de zeespiegel maar ook door veranderingen in de waterbalans en daaraan gerelateerde ecologische processen en patronen in riviersystemen. Klimaatverandering zal in kleinere stroomgebieden volgens de onderzochte scenario's leiden tot aanzienlijke verdroging in de zomer. Het waterbeheer zal tijdig aangepast moeten worden aan een situatie van toenemende variabiliteit in de beschikbaarheid van water. Voor de Dommel als middelgroot systeem geldt dit in mindere mate, zij het dat droge zomers daar tot ernstige problemen zullen leiden. Voor één van de grote rivieren, de Rijn, is op basis van een afvoermodel volgens een GCM-scenario voor  $2\times\text{CO}_2$  berekend, dat het terugtrekken van de sneeuwgrens in de Alpen met gemiddeld enkele honderden meters aanzienlijke gevolgen heeft voor met name de zomerafvoer van de daar ontspringende rivieren en dus voor Nederland (Kwadijk 1991). Kleine elkaar versterkende verschuivingen in een stroomgebied als dat van de Rijn kunnen op den duur leiden tot aanzienlijke veranderingen in de afvoer benedenstrooms.

#### 8.4 De ruimtelijke organisatie: doelstellingen

Bij de planning van ruimtelijke ontwikkelingen, zoals verstedelijking en landbouw zou de beschikbare hoeveelheid water in een stroomgebied en de eisen, die passieve en actieve gebruikers aan dat water stellen een belangrijke rol moeten spelen. Beslissingen over industrievestigingen en verstedelijking zouden mede gebaseerd moeten zijn op de beschikbaarheid van grond- en oppervlaktewater. Voor een gebied als de Veluwe is de maximale draagkracht bereikt. Concreet betekent dat, dat verdere stedelijke en industriële uitbreiding en recreatieve ontwikkeling aan de rand van de Veluwe conflicterend kunnen zijn met het beleid voor het Nationaal Landschap, omdat alle functies hetzelfde grondwater willen gebruiken. Dat dit ook door de overheden gezien wordt, blijkt uit de conclusies van het samenwerkingsproject van de provincies Flevoland, Gelderland, Utrecht en Noord-Holland over de grondwateronttrekkingen in Centraal Nederland (Stuurgroep GMN 1992). Hierin wordt een terugbrengen van de onttrekkingen op de Veluwe bepleit en het gedeeltelijk omzetten van naaldbos in loofbos. Dit kan immers leiden tot minder verdamping.

Rivier- en beekregulatie zijn activiteiten met als doel het vastleggen van de ruimtelijk ecologische structuur in de vorm van een onveranderlijk systeem ten dienste van industriële ontwikkeling en landgebruik. Reeds vanaf de 16e eeuw zijn de Veluwse sprengbeken grotendeels gereguleerd voor industriële doeleinden. Voor dergelijke systemen zijn beheersafspraken essentieel en oorspronkelijk werden de overeenkomsten daarover vastgelegd in koopcontracten (IJzerman 1979). Beheersplannen voor beken zijn van recente datum.

Middelgrote beken zijn in Nederland ook vanaf de 16e eeuw gereguleerd en onder meer veranderd in turfvaarten, zoals de Weerjts (Renes 1985). Vanaf de vorige eeuw zijn ze gereguleerd om landbouwkundig gebruik mogelijk te maken. Tot aan 1850 waren grote delen van Nederland 's winters ontoegankelijk voor mensen (Van der Woud 1987). Stroomstelsels van de Nederlandse pleistocene beken waren in de vorige eeuw nog vrij natuurlijk (Colenbrander et al 1970, Westhoff et al 1973, Planteijt 1987). Overstromingen waren er normaal en kwamen nog voor tot in de zestiger jaren. Met name in de vijftiger en zestiger jaren zijn veel van de Nederlandse laaglandbeken gereguleerd (Gorter 1986). Dit betekent, dat de natuurlijke dynamiek uit de beeksystemen verdwenen is. De rijke natuurlijke ecotones, de steeds wisselende land-watergradiënten zijn met het verdwijnen van de natuurlijke dynamiek ook uit het landschap verdwenen.

In de nota natuurontwikkeling (Baerselman en Vera 1989) wordt waterhuishouding gezien als een van de sleutelfactoren voor natuurontwikkeling. Natuurontwikkeling is sinds 1980 in Nederland een van de doelstellingen van het natuurbeleid. Hieronder wordt in het structuurschema Natuur- en Landschapsbehoud (Ministerie van Landbouw en Visserij 1981) verstaan *"een complex van menselijke ingrepen in natuur en landschap gericht op een gewenste ecologische ontwikkeling"*. In het Natuurbeleidsplan (Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij 1990) wordt geen aangescherpte definitie gegeven, maar het natuurontwikkelingsbeleid gebaseerd op een natuurontwikkelingsvisie waarin: *"zelfregulatie centraal staat en de oorspronkelijkheid van processen en volledigheid van levensgemeenschappen. Natuurwaarden zijn onafhankelijk van landschappelijke waarden en gerelateerd aan een evolutionair referentiekader. Minimalisering van menselijke invloed wordt gezien als voorwaarde voor maximalisering van natuurwaarden"*. De natuurontwikkelingsdoelstellingen kunnen per gebied gedifferentieerd zijn maar worden mede richtinggevend geacht voor het ruimtelijk beleid, het waterbeleid en het milieube-

leid.

In deze studie is het onderzoek beperkt tot rivieren en beken; dat wil zeggen dat uitspraken die gedaan kunnen worden beperkt zijn tot het rivierengebied en pleistoceen Nederland. De historie van beide gebieden maakt duidelijk, dat zelfregulatie in bovengenoemde zin zeer grote gevolgen heeft voor de waterhuishoudkundige ontwikkeling van Nederland. Variabiliteit in de hoeveelheid en periodiciteit in de afvoer van zowel de Nederlandse beken als de Nederlandse riviertakken hebben in het verleden de ecologische ontwikkeling van grote delen van Nederland bepaald.

Volledige doorwerking van bovengenoemde natuurontwikkelingsvisie op noordoost Twente, de Drentse Aa of de oostelijke Veluwe rand lijkt in de huidige situatie onmogelijk. Slechts voor een beperkt aantal beeksystemen over kleine trajecten kan nog gesproken worden van natuurlijke hydrodynamiek en morfodynamiek. Afwezigheid van hydrodynamiek en morfodynamiek betekent dat landschapvormende functies van het water door erosie, sedimentatie en zaadtransport in grote delen van Nederland niet meer kunnen plaatsvinden. De patronen in het Nederlandse landschap liggen vast.

Voor het pleistocene gebied wordt in het Natuurbeleidsplan (Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij 1990) uitgegaan van behoud en ontwikkeling in beekdalen en gezien de bovengenoemde uitgangspunt van een minimale menselijke invloed om maximale natuurwaarden te ontwikkelen lijkt dit een illusie. Juist de beekdalen zijn de kern van het hydrologische systeem. Natuurbehoud en -ontwikkeling is daar niet mogelijk zonder het landgebruik, de gehele maatschappelijk-fysieke organisatie, in het hele stroomgebied in de planvorming te betrekken. Men dient enerzijds een analyse te maken van de fysiek-ruimtelijke organisatie en wat er nog aan elementen aanwezig is van de ruimtelijk ecologische structuur, anderzijds dient men sociaal-economische overwegingen te gebruiken om prioriteiten te stellen. Het is dan heel goed mogelijk, dat op basis van ecologische en sociaal-economische argumenten andere keuzen gedaan worden dan uitsluitend op basis van natuurbeschermingsdoelstellingen. Als de middelen voor de ontwikkeling van een Ecologische Hoofdstructuur beperkt zijn, moeten er keuzen gemaakt worden voor prioritaire stroomgebieden: daar waar de kans op succes groot is. Die gebieden zijn in pleistoceen Nederland aanwezig. De achterstelling van pleistoceen Nederland in het natuurbeleid zoals gebeurt in het Structuurschema Groene Ruimte (Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij 1992) is dan ook onterecht. Het is beter en duidelijker een keuze te maken voor prioritaire gebieden.

Natuurontwikkeling moet gebaseerd zijn op ecologische uitgangspunten. Er moet iets zijn wat ontwikkeld kan worden en er moeten elementen zijn, die het startpunt kunnen vormen. Concreet betekent dit, dat natuurontwikkeling in beeksystemen met als referentiebeeld de natuur die er tot in de eerste helft van deze eeuw was, kan plaatsvinden, waar in het inzigt- en brongebied van een beek de volgende aanknopingspunten in het systeem te vinden zijn:

- \* er is geen irreversibele verdroging,
- \* vermessing is een beheersbaar en ondergeschikt probleem,
- \* in het delen van het stroomgebied, liefst in het brongebied zijn de karakteristieke soorten nog aanwezig en
- \* er is een natuurlijke watervoering of deze is te herstellen.

Deze situatie is onder meer te vinden bij het Hazelbekke in Twente (van der Heiden 1990) en de resultaten, die de Vereniging tot behoud van Natuurmonumenten in Nederland hier boekt bij het ontwikkelen van beekdalgraslanden zijn bemoedigend. Ook voor het verdere stroomgebied zijn de perspectieven gunstig. Bekken en riviertrajecten waar na

regulatie sterke erosie heeft plaatsgevonden van het stroombed hebben veel minder gunstige perspectieven.

De gradiënt water-land speelt een belangrijke rol in gebruik van rivieren. Uiterwaarden en overstromingsgebieden zijn opslagplaatsen voor sediment en de mens maakt daar sinds lang gebruik van om zand, grind en klei te winnen. In vorige eeuwen is er op kleine maar de laatste decennia op steeds grotere schaal klei, zand en grind gewonnen. De huidige productie van bakstenen in Gelderland bedraagt 1,5 tot 2,5 miljoen m<sup>3</sup> per jaar (Provincie Gelderland 1990). Ontgrondingsactiviteiten hebben in het grindwinningsgebied van Limburg in enkele decennia geleid tot een uitgestrekt plassenlandschap. In Gelderland zijn sinds 1954 meer dan honderd grote en kleine zandgaten ontstaan en is recent de zandwinning uit de uiterwaarden teruggetrokken (Provincie Gelderland 1986). De gevolgen van intensieve winningen van delfstoffen langs de grote rivieren zijn overigens internationaal. Langs vele grote rivieren in diverse landen, zoals de Rijn in Duitsland (Hofmann 1981), de Po in Italië (Istituto ricerche economico-sociali del Piemonte 1989), de Loire in Frankrijk en de Thames in Engeland (De Groot et al 1990) speelt hetzelfde probleem.

De verstoring in de dynamiek van de uiterwaarden namelijk verminderde erosie wegens regulering, is vervangen door een nieuwe wijze van sedimenttransport, die tevens een grote verstoring is, omdat ze grootschalig en geconcentreerd is. Het gevolg van deze verstoring en de daarop volgende herinrichting is dat vrijwel alle natuurlijk diversiteit verdwenen is. Gezien de problemen en de potenties van het riviereengebied zijn in het Natuurbeleidsplan de uiterwaarden van de grote rivieren gelijktijdig kerngebied en natuurontwikkelingsgebied (Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij 1992). Natuurontwikkeling in de uiterwaarden, zoals voorgesteld in plan Ooievaar (De Bruin et al 1987) kan in principe herstellmogelijkheden bieden en nieuwe natuur opleveren. Beseft moet echter wel worden, dat aan natuurontwikkeling een aantal ecologische randvoorwaarden verbonden zijn, namelijk dat:

- \* de ontwikkeling past bij de schaal van het systeem en de processen erin,
- \* in de vormgeving uitgegaan wordt van morfologie van het systeem,
- \* de hoogteligging van grote delen van de uiterwaarden zo is, dat ze jaarlijks kunnen overstromen,
- \* er ten behoeve van de rivierdalflora grote stabiele weinig overstroomde delen,
- \* erosie en sedimentatie elkaar per riviervak in evenwicht kunnen houden,
- \* de waterkwaliteit en de slibkwaliteit verbetert.

Natuurbehoud en -ontwikkeling in uiterwaarden kan alleen dan plaatsvinden als duidelijk is wat het behoudenswaardige of de waardevolle ontwikkeling is. Er zijn teveel economische belangen verbonden met het lot van de uiterwaarden om te veronderstellen dat een beleidsplan voldoende is om beleid te maken. Daarvoor zijn naast een visie en een samenhangend plan ook financiële en wettelijke middelen voor sturing nodig. Visies en plannen zijn er ondertussen vele; samenhang ontwikkelen in prioriteitsstelling en uitvoering is de volgende stap die gezet moet worden.

Concluderend kan gesteld worden, dat er in het beleid een trend is tot het formuleren van meer ecologisch onderbouwde doelstellingen ten aanzien van riviersystemen. Belangrijke doelstellingen in dit verband zijn het streven naar een beter grondwaterbeheer en naar natuurontwikkeling. Randvoorwaarden voor hun realisering zijn er echter nog slechts in zeer beperkte mate; uitgangspunt zal moeten zijn ruimte te geven aan de voor de ruimtelijk ecologische structuur belangrijke processen binnen de mogelijkheden van de ruimtelijke organisatie, willen doelstellingen enige realiteitswaarde krijgen.

## 8.5 De ruimtelijke organisatie: beleidsuitvoering

Landschapsecologische patronen en processen zijn in het voorgaande vertaald in randvoorwaarden voor natuurbeheer en -beleid. Een belangrijke vraag is echter, of het ruimtelijk beleid wel in staat is om deze patronen en processen niet alleen te vertalen in een fysiek-ruimtelijke organisatie maar ze ook in stand te houden, dat wil zeggen te vertalen in randvoorwaarden voor landgebruik en die randvoorwaarden te handhaven. Dat leidt tot de vraag hoe het vigerend ruimtelijk beleid ten aanzien van haar implementatie moet worden beoordeeld en welke aanbevelingen er voor het beleid kunnen worden geformuleerd.

De uitvoering van het beleid is afhankelijk van het beschikbare instrumentarium, zowel op facetniveau als op niveau van sectoren. Een eerste probleem daarbij is, dat administratieve grenzen en stroomgebiedsgrenzen gewoonlijk niet samenvallen. Dit bemoeilijkt voor waterschappen, provincies en gemeenten het voeren van een gezamenlijk milieubeleid, ruimtelijk beleid en waterbeleid. Het probleem wordt nog groter als we in aanmerking nemen, dat vele van de Nederlandse beken en alle rivieren grensoverschrijdend zijn. Dit en de daaraan verbonden juridisch-bestuurlijke problemen doet Heemskerk (1985) pleiten voor een grensoverschrijdend, internationaal waterschap de Roer. Dat lijkt op de lange termijn binnen de context van een verenigd Europa een logisch consequentie, die echter op korte termijn moeilijk realiseerbaar zal blijken.

Uit dit onderzoek blijkt onder meer, dat de uitvoering van het ruimtelijk beleid voor het landelijk gebied nog uitgesproken zwak en zeker niet geïntegreerd is. In de derde nota Waterhuishouding wordt uitgegaan van het principe van *integraal waterbeheer*, een beheer, dat rekening houdt met zowel interne als externe functionele samenhangen. De watersysteembenadering is daarvan de concrete uitwerking. Vanuit een probleemstelling wordt het relevante waterhuishoudkundige systeem bepaald en de factoren, die daarop van invloed zijn. Essentieel voor de benadering zijn de onderlinge wisselwerking en afstemming van het waterhuishoudkundig beleid en beheer en het beleid van andere betrokken beleidsterreinen (Ministerie van Verkeer en Waterstaat 1989).

Integraal waterbeheer op het niveau van een grote rivier begint met het vaststellen welke instanties in de betrokken landen, regio's of provincies aanspreekbaar zijn, op welk punt en wie initiatief neemt. De keuze tussen integraal waterbeheer per riviersysteem of coördinatie tussen integraal beheer van delen van riviersystemen een zeer belangrijke. Tot nu toe is planvorming en beleidsuitvoering in riviersystemen een weinig geïntegreerde activiteit geweest, waarbij het ontbrak aan integrale visie en coördinatie. In de discussies over de vierde nota Ruimtelijke Ordening constateert Bouwer (1988) dat een integraal omgevingsplan een logisch vervolg is op de huidige planningspraktijk, waarbij milieuaspecten een belangrijke rol moeten spelen. Hij stelt daarbij, dat daarvoor principiële veranderingen nodig zijn in de juridische en organisatorische zin. Ook Glasbergen (1990) komt tot de aanbeveling te streven naar integratie van plannen. Hij constateert tevens, dat de zwakke zijde van beleidsintegratie ligt bij de beleidsuitvoering: de handhaving en de vergunningverlening.

In tegenstelling tot de ideeën van Bouwer en Glasbergen gaat het huidige beleid nog niet uit van integratie, maar van coördinatie en afstemming. Een belangrijk aspect van integraal waterbeheer is de afstemming van waterbeheer en ruimtelijke ordening. Geconcludeerd moet worden, dat deze afstemming op nationaal niveau goed gestalte heeft gekregen, maar, dat het uitvoeringsniveau, dat van de waterschappen en de gemeenten, op rijksniveau weinig aandacht heeft gekregen. Tekenend daarvoor is, dat in reeds in de nota Meer dan de som der delen (Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en



Milieubeheer 1984) en in de nota Omgaan met water (Ministerie van Verkeer en Waterstaat 1985) de rol van de gemeente weinig concreet wordt ingevuld. De Vereniging van Nederlandse Gemeenten en de Unie van Waterschappen (Werkgroep relatie waterschap-gemeente 1990) hebben de mogelijkheden en problemen van samenwerking wel onderzocht en zij komen tot de conclusie, dat er

- \* een gebrek is aan kennis over elkaars taken en bevoegdheden,
- \* dientengevolge een gebrek aan coördinatie en afstemming is, zowel bij planvorming als in de uitvoeringspraktijk en
- \* in een aantal gevallen verschillen van inzicht is.

In dat rapport wordt vooral in bestuurlijke zin de relatie behandeld tussen gemeenten en waterschappen. Op welke wijze economische activiteiten, ruimtelijke ordening en waterbeheer inhoudelijk aan elkaar vastzitten komt nog niet aan de orde. Toch is deze inhoudelijke relatie voor alle beleidsvelden en voor het integraal waterbeheer van groot belang. Het meest duidelijk wordt dit als het gaat om bestemming en beheer van natte natuur.

In Nederland wordt het functioneren van natuurgebieden enerzijds veiliggesteld door aankoop door natuurbeschermingsorganisaties, die de aangekochte terreinen vervolgens gericht proberen te beheren, anderzijds door bestemming via de Wet op de Ruimtelijke Ordening, waarbij beheer niet geregeld is. In enkele gevallen wordt een terrein veiliggesteld door aanwijzing als beschermd natuurmonument in de zin van de Natuurbeschermingswet. Hierbij is de opstelling van een beheersplan verplicht.

De Veluwe sprengengebieden vallen sinds kort onder het waterschap Oost Veluwe. Tot dat moment was de enige mogelijkheid de oppervlaktewaterhuishouding te regelen via het bestemmingsplan. Waterhuishouding blijkt echter niet een van de sterkste punten te zijn in de bestemmingsplannen. Er zijn in slechts een beperkt aantal gevallen voorschriften gegeven ten aanzien van de regeling van waterhuishoudkundige aspecten van de beken. Met name de begrenzing van het inzijgingsgebied, waar vervuiling directe gevolgen heeft en waar onttrekkingen de watervoerendheid beïnvloeden is niet geregeld. Als er al wat geregeld is, is de formulering zo vaag, dat de Kroon de voorschriften om administratieve redenen schrapt. In plaats van te wijzen op noodzakelijke verbetering van de voorschriften volgde Gedeputeerde Staten van Gelderland reeds in 1978 dit beleid en schrapte eveneens aanlegvergunningstelsels voor werken aan de waterhuishouding. Vervolgens bleken door de opstellers in steeds meer bestemmingsplannen dergelijke aanlegvergunningstelsels weggelaten te worden (Jongman 1985). Ook voor de Twentse laaglandbeken wordt de relatie tussen waterhuishouding en de bestemming van natuurgebieden niet geregeld (van der Heiden 1990).

Wat betreft de grote rivieren blijken de bestemmingen van Waalwaterwaarden tussen Zaltbommel en Dodewaard qua doelstellingen redelijk overeen te komen met het beleid, dat provincies en rijk voorstaan, met name waar het land betreft. Wateren, zowel zandgaten en kleiputten als strangen en kolken worden gewoonlijk onder de bestemming water gerangschikt. In alle onderzochte bestemmingsplannen is echter in de voorschriften die betrekking hebben op de waterhuishouding weinig differentiatie te bespeuren (van Burg 1983, Geelen 1985). Ingrepen in de waterhuishouding zijn slechts nu en dan aan een aanlegvergunning gebonden. Waar wel een aanlegvergunning is opgenomen wordt deze in geval van Kroonberoep meestal geschrapt wegens te algemene strekking. Dit geldt onder meer voor de Oude Waal (gemeente Ubbergen), de Kil van Hurwenen (gemeente Rossum, gemeente Zaltbommel), de Rijnstrangen (gemeente Zevenaar) en de strangen in de gemeente Brakel. Slechts in enkele gevallen is er een uitgewerkt en goed omschreven

aanlegvergunningstelsel. De waterbeheerder kan er een aanvullende rol vervullen, maar doet dat tot nu toe niet.

Functietoekenning en het geven van bestemmingen aan gronden bepaalt de continuïteit in het landgebruik van de uiterwaard en moet de bandbreedte weergeven van ontwikkelingen in inrichting en beheer. Daar waar die bandbreedte smal moet zijn, moeten de criteria ervoor strikt zijn; waar meer ontwikkeling mogelijk is, zijn ruimere formuleringen gewenst. In uiterwaarden kunnen, door natuurontwikkelingsprojecten zoals onder meer voorgesteld in plan Ooievaar (De Bruin et al. 1987) met name ten aanzien van strangen grote verschillen in doelstellingen ontstaan. Sommige zijn dynamisch en staan in open verbinding met de rivier; andere zijn geïsoleerde verlandende systemen. Die strangen, waar het doel is verlanding te laten plaatsvinden zijn hydrologisch kwetsbaar en ze zijn dus gebaat bij strenge regels ten aanzien van wijzigingen in de waterhuishouding. Immers iedere verandering in de dynamiek kan verstoring betekenen. Systemen die geacht worden binnen hun grenzen meer dynamisch te functioneren kunnen met een beperkter stelsel van regels toe. In het algemeen bepalen doelstelling en structuur van een gebied de aard van de voorschriften.

Het niet of onvoldoende regelen van de waterhuishouding in bestemmingsplannen verzwakt de positie van de gemeente bij het beheer van het buitengebied, zoals blijkt uit hoofdstuk 4. De rol van de gemeente en het bestemmingsplan als belangrijkste instrument van de ruimtelijke ordening kan dan al snel zijn uitgespeeld. Daar waar de gemeente haar verantwoordelijkheid niet aan kan of opneemt, treden andere overheden in haar plaats. In het geval van de Oude Waal (gem Ubbergen) was dat het ministerie van Landbouw en Visserij door de natuurbeschermingswet van toepassing te verklaren. Veel vaker is het echter de particuliere natuurbescherming, die bedreigde terreinen aankoopt.

In de voorbeeldplannen van bestemmingsplannen buitengebied worden pogingen gedaan beter in te spelen op het samenspel van waterbeleid, ruimtelijk beleid en milieubeleid. Toch moet geconcludeerd worden, dat de inzetbaarheid van het ruimtelijke ordeningsinstrumentarium voor het instandhouden van functies ernstig tekort schiet, omdat het begrip normaal onderhoud de mogelijkheden beperkt om natuur verweven met andere functies of in plan-overschrijdende systemen te handhaven.

In bestemmingsplannen kunnen voorschriften alleen binnen een plangebied opgelegd worden en gemeentegrenzen overschrijdende systemen moeten gebruik maken van of goede afstemming of een intergemeentelijk bestemmingsplan. De Natuurbeschermingswet maakt het wel mogelijk ingrepen in de waterhuishouding aan een vergunning te binden, omdat het criterium niet normaal onderhoud, maar schadelijkheid is. Het nadeel van dit instrument is, dat de aanwijzing tot Beschermd Natuurmonument een zeer ingrijpende maatregel is, die maar op beperkte schaal kan worden toegepast. Voorlopig zal de Natuurbeschermingswet haar belangrijke rol als instrument in planning en beheer moeten blijven spelen. In het kader van de ontwikkeling van integraal waterbeheer is echter een verdere afstemming van ruimtelijke ordening en waterbeheersplannen essentieel. In de toekomst moet het waterbeheer een veel belangrijker plaats innemen in het licht van de doelstellingen van integraal waterbeheer. Immers rivierbeheerder en waterschappen zijn de actoren, die de essentiële processen sturen. Nadere invulling van hun taken is ook nodig ter voorkoming van conflicten, omdat blijkt dat het instandhouden van de waterhuishouding door middel van voorschriften volgens de Wet op de Ruimtelijke Ordening onvoldoende geregeld kan worden. Een nauwe inhoudelijke samenwerking tussen waterschappen en gemeenten met betrekking tot functietoekenning, inrichting en beheer van wateren in het buitengebied is essentieel voor het halen van de doelstellingen van integraal

waterbeheer.

De noodzaak tot aanpassing van de bestemmingsplannen buitengebied is al geconstateerd in de VINEX (Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer 1990); ook daarbij wordt aandacht besteed aan afstemming van planvormen. Bij het streven naar actualisering van de bestemmingsplannen buitengebied zoals dat voortkomt uit de doelstellingen van de VINEX zal echter niet alleen milieukwaliteit, maar ook waterkwantiteit en de waterbeheerder een rol moeten spelen.

## 8.6 Conclusies en aanbevelingen

Uit dit onderzoek komt naar voren, dat riviersystemen belangrijke landschapsecologische eenheden zijn, die een goed uitgangspunt vormen voor planning en beheer. Een model als de ruimtelijke organisatie en de uitwerking van de natuurlijke processen erin in de vorm van de ruimtelijk ecologische structuur biedt een geschikt analysekader voor een systematische benadering van ruimtelijke processen en patronen ten behoeve van beleid.

Gradienten langs rivieren, ecotones, kunnen door regulering en inrichtingsmaatregelen van karakter kunnen veranderen. De veranderingen in strangen en andere wateren in de uiterwaarden duiden op een proces van verdroging, dat ingezet is bij de reguleringswerkzaamheden in het midden van de vorige eeuw. De droge rivierdalgraslanden zijn sterk achteruitgegaan en daarmee is de rivierdalflora vrijwel uit Nederland verdwenen is. Uit het oogpunt van vervangbaarheid is strikte bescherming noodzakelijk. Bij de inrichting van natuurontwikkelingsprojecten dient dan ook met name aandacht besteed te worden aan het instandhouden van de minder dynamische droge delen van uiterwaarden. De verschillen in uitgangssituatie van de droge graslanden en van de natte delen in uiterwaarden maken een gedifferentieerde aanpak per uiterwaard noodzakelijk.

Zowel de Nederlandse beken als de Nederlandse riviertakken hebben in het verleden de processen in hun stroomgebieden gedomineerd en daarmee de ecologische ontwikkeling van grote delen van Nederland bepaald. Volledige doorwerking van dit verleden in plannen voor de Ecologische Hoofdstructuur van Nederland en voor natuurontwikkeling langs beken en rivieren lijkt gezien andere vormen van landgebruik onmogelijk. Prioritering van de meest perspectiefrijke beeksystemen en delen van grote rivieren is dan ook belangrijk. Vooral de invulling van de Ecologische Hoofdstructuur uit het Natuurbeleidsplan voor de grote rivieren vraagt om een goede afstemming van alle vormen van landgebruik, economische activiteiten en natuurdoelstellingen in plannen en met betrekking het beschikbare instrumentarium.

Ecologisch moet natuurontwikkeling gebaseerd zijn op het uitgangspunt dat er elementen zijn, die het startpunt kunnen vormen. Concreet betekent dit, dat natuurontwikkeling in beeksystemen uitgaande van de natuur die er tot in de eerste helft van deze eeuw was, kan plaatsvinden waar in het inzijsings- en brongebied van een beek voldoende herstel mogelijkheden te vinden zijn.

Het niet of onvoldoende regelen van de waterhuishouding in bestemmingsplannen verzwakt de positie van de gemeente bij het beheer van het buitengebied. De inzetbaarheid van het ruimtelijke ordeningsinstrumentarium voor het instandhouden van functies schiet ernstig tekort, omdat het begrip normaal onderhoud de mogelijkheden beperkt om natuur te handhaven. Naast verbetering van de samenwerking tussen overheden op lokaal niveau is onderzoek naar de verbetering van de effectiviteit van de ruimtelijke ordening noodzakelijk. Met name moet het waterbeheer een veel belangrijker plaats innemen mede in het licht van de doelstellingen van integraal waterbeheer.

Voor onderzoek naar effecten en perspectieven van klimaatverandering ten aanzien van de Rijn moet het klimaat van het stroomgebied verschillend worden beoordeeld voor hydrologische en ecologische aspecten. Naast het klimaat en de daaraan gerelateerde flora kan de transportfunctie van de rivier van grote betekenis zijn. Immers, als rivieren werkelijk fungeren als warme ecologische corridors, dan is dit een voor ruimtelijke planning op lange termijn belangrijk gegeven. Nader onderzoek moet uitwijzen of andere stroomgebieden een vergelijkbare differentiatie kennen. Daarnaast is onderzoek naar de werkelijke transportcapaciteit van rivieren voor andere organismen dan vissen en macrofauna gewenst. Met name in stroomgebieden waar het overschot beperkt is, kan beïnvloeding van de waterbalans belangrijk zijn. Klimaatverandering betekent voor heel Europa de noodzaak efficiënter om te gaan met water.

De ecologische processen in riviersystemen en de doelstellingen van integraal waterbeheer, de Nederlandse Ecologische Hoofdstructuur en de mogelijke gevolgen van klimaatverandering maken afstemming van inrichting en beheer van de Nederlandse rivieren en zelfs beken op internationaal niveau noodzakelijk. De erkenning van grensoverschrijdende structuren en processen zoals die tot uitdrukking komt in de eerste studies naar een ecologische hoofdstructuur van Europa (Bischoff en Jongman 1993) en in de EG-habitatrichtlijn moeten een stimulans zijn voor versterking van internationale onderzoeksactiviteiten op dit gebied.

### 8.7 referenties

- BAERSELMAN, F. EN VERA F.W.M. 1989. *Natuurontwikkeling, een verkennende studie*. Ministerie van Landbouw en Visserij.
- BISCHOFF, N.T. EN JONGMAN R.H.G. 1993. *Development of Rural Areas in Europe: The Claim for Nature*. WRR Voorstudies en Achtergronden V79. SDU uitgeverij 's Gravenhage
- BOUWER, K. 1988. *Een Nieuwe Relatie? Ruimtelijke ordening en Milieubeleid*. Rooi-lijn, speciale uitgave pp 27-32
- BRUIN, D. DE, HAMHUIS, D., NIEUWENHUIJZE, L. VAN OVERMARS, W., SIJMONS, D EN VERA, F. 1987. *Ooievaar, de toekomst van het rivierengebied*. Stichting Gelderse Milieufederatie. Arnhem.
- BURG, C. VAN 1983. *Het bestemmingsplan buitengebied, wat doen we ermee?* Scriptie Landbouwuniversiteit, vakgroep planologie.
- COLENBRANDER, H.J., WASSINK, H. EN BLOK, T. 1970. *Hydrologisch onderzoek in het Leerinkbeekgebied*. Tweede Interimrapport Arnhem. Provincie Gelderland.
- FLAPPER, F. 1991. *Herbezinning op het gebruik van het ecotone concept in de ruimtelijke ordening en het natuurbeheer*. Landbouwuniversiteit, scriptie vakgroep ruimtelijke Planvorming.
- GLASBERGEN, P. 1990. *Geïntegreerd milieubeleid, fictie of werkelijkheid?* In: P. Leroy (red): *Milieubeleid in de jaren negentig. Integratie van grijs en groen?* pp. 22-34. KU-Nijmegen, Interfacultaire Vakgroep Milieu, Natuur en Landschap.
- GROOT, T.C. DE, HAVINGA, R.J., HESLENVELD, P.G.H., KOK, S.P.R., LOEFFEN, V., STRAATHOF, D.J. 1990. *River floodplains and policy - a European approach* -. Centrum voor Milieukunde Leiden, CLM rapport 68.
- HARMS, W.B. EN SMEETS, P.J.A.M., 1988. *Dissipatieve structuren: theorie en implicatie voor de landschapsecologie*. Landschap 5(1):44-55.
- HEEMSKERK, W.F.A. 1985. *Waterrecht en waterschapsrecht: grensverkenningen in*

- verband met de grensoverschrijdende rivier de Roer. Proefschrift Rijksuniversiteit Utrecht.
- HEIDEN, M. VAN DER 1990. *Toekomst voor bronbeken? Een studie naar de vegetatiekundige en ruimtelijke ontwikkelingen in twee Twentse bronbeken (1944-1988) en het overheidsbeleid gericht op het behoud van deze beken.* Landbouwniversiteit, Scriptie vakgroep VPO en RPV.
- HOFMANN, M. 1981. *Belastung der Landschaft durch Sand und Kiesabgrabungen, dargestellt am Niederrheinischen Tiefland.* Zentralausschuß für deutsche Landeskunde. Trier.
- HOLLAND, M.M. 1988. *SCOPE/MAB technical consultations on landscape boundaries: report of a SCOPE/MAB workshop on ecotones.* In: F. Dicastri, A.J. Hansen en M.M. Holand (eds): *A New look at ecotones: emerging international projects on landscape boundaries.* Biology International Special issue 17.
- INSTITUTO RICERCA ECONOMICO-SOCIALI DEL PIEMONTE 1989. *Progetto Po - tutela e valorizzazione del fiume in Piemonte.* Torino.
- JONGMAN, R.H.G. 1985. *Ecologische relaties en bestemmingsplannen: beken op de Veluwe.* Planologische discussiedagen 1985 pp 645-659.
- JONGMAN, R.H.G. en van de Nes, Th.J.(red). 1982. *Beken op de Veluwe. Een onderzoek naar herstel en beheer.* Begeleidingscommissie Nationaal Landschap Veluwe.
- KALKHOVEN, J.T.R., STUMPEL, A.H.P. EN STUMPEL-RIENKS, S.E. 1976. *Landelijke Milieukartering. Een landschapsecologische kartering van het natuurlijk milieu in Nederland ten behoeve van de ruimtelijke planning op nationaal niveau.* Staatsuitgeverij 's-Gravenhage.
- KWADLIK, J. 1991 *Sensitivity of the river Rhine discharge to environmental change, a first tentative assessment.* Earth Surface Proc. and Landforms 16(7):627-638.
- MINISTERIE VAN LANDBOUW, NATUURBEHEER EN VISSERIJ. 1990. *Natuurbeleidsplan. Regeringsbeslissing.* Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1990 21149 nrs 2-3
- MINISTERIE VAN LANDBOUW, NATUURBEHEER EN VISSERIJ EN MINISTERIE VAN VOLKSHUISVESTING, RUIMTELIJKE ORDENING EN MILIEUBEHEER. 1992. *Structuurschema Groene Ruimte. Het landelijk gebied de moeite waard.* Ontwerp Planologische kernbeslissing. Ministerie van Landbouw Natuurbeheer en Visserij.
- MINISTERIE VAN LANDBOUW EN VISSERIJ, MINISTERIE VAN VOLKSHUISVESTING EN RUIMTELIJKE ORDENING. 1981. *Structuurschema Natuur en Landschapsbehoud. Deel a Beleidsvoornemen.* Tweede Kamer vergaderjaar 1980-1981.
- MINISTERIE VAN VOLKSHUISVESTING, RUIMTELIJKE ORDENING EN MILIEUBEHEER 1984. *Meer dan de som der delen. Eerste nota over de planning van het milieubeleid.* Tweede Kamer, vergaderjaar 1983-1984, 18 292 nrs 1-2.
- MINISTERIE VAN VOLKSHUISVESTING, RUIMTELIJKE ORDENING EN MILIEUBEHEER 1990. *Vierde Nota over de Ruimtelijke Ordening Extra.Deel I: ontwerp planologische kernbeslissing.* Tweede Kamer vergaderjaar 1990-1991, 21879, nrs 1-2.
- MINISTERIE VAN VERKEER EN WATERSTAAT 1985. *Omggaan met water. Naar een integraal waterbeleid.*

- MINISTERIE VAN VERKEER EN WATERSTAAT 1989. *Derde Nota Waterhuishouding. Water voor nu en later*. Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21250 nrs 1-2.
- PLANTELIJDT, R. 1987. *Natuurontwikkeling in het stroomgebied van de Aa of Weerij*. Landbouwniversiteit, Scriptie Vakgroep Landschapsarchitectuur en vakgroep planologie.
- PINAY G. DÉCAMPS, H. CHAUVET, E. EN FUSTEC, E. 1990. *Functions of ecotones in fluvial systems*. In R.J. Naiman en H. Décamps (eds). The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones, pp.141-169. Unesco, Man and Biosphere series Vol 4. Parijs.
- PROVINCIE GELDERLAND 1986 *Keuzenota Industriezandwinning*. Arnhem.
- PROVINCIE GELDERLAND 1990. *Deelonderzoek resterende kleiwinningsmogelijkheden in de Gelderse uiterwaarden*. Dienst Ruimte, Wonen en Groen, afd. Ontgrondingen. Arnhem.
- RENES, J. 1985. *West-Brabant: een cultuurhistorisch landschapsonderzoek*. Waalre, Stichting Brabants Heem.
- SOET, F. DE (RED). 1976. *De waarden van de uiterwaarden*. PUDOC Wageningen.
- STUURGROEP GMN. 1992. *Een nieuw evenwicht. Grondwaterbeheer Midden Nederland*. Rapport van de Stuurgroep. Lelystad.
- WERKGROEP RELATIE WATERSCHAP-GEMEENTE 1990. *De samenwerking tussen waterschappen en gemeenten*. Vereniging van Nederlandse Gemeenten en Unie van Waterschappen.
- WESTHOFF, V., BAKKER, P.A., LEEUWEN, C.G., VOO, E.E. VAN DER EN ZONNEVELD, I.S. 1973. *Wilde Planten in Nederland, flora en vegetatie van onze natuurgebieden. deel 3. De hogere gronden*. Ver. tot behoud van Natuurmonumenten in Nederland. sGraveland
- WOUD, A. VAN DER 1987. *Het lege land. De Ruimtelijke orde van Nederland 1798-1848*. Meulenhof Informatief Amsterdam.
- IJZERMAN, A.J. 1979. *Sprengen en sprengbeken op de Veluwe, een onderzoek naar beheer, onderhoud en watervoering in historisch perspectief*. Scriptie Landbouwniversiteit, vakgroep Natuurbeheer, no 414.

## **Summary**

## Summary

Landscape ecological research in the Netherlands has been fruitful because of the mutual exchange of ideas and results of fundamental and applied research. This research project has been focused on methodologies for application of fundamental landscape ecological research in planning for land use and water use with emphasis on nature conservation aspects. The object of research has been the river system, because the river system is both a fundamental landscape ecological unit and an administration unit.

The theoretical concept of planning is based on the model of spatial organisation; this model has been worked out by differentiating the rather simple physical aspects into a 'spatial ecological structure'. This model is based on the idea that all species have an ecological web and that these webs together make the - natural - landscape. The main patterns and processes in the spatial ecological structure of river systems are climate and water discharge. Within this context organisms create their ecological webs and these webs together constitute the spatial ecological structure. This spatial ecological structure can be modified by man. Man-through his social organization has an important impact by ecological changes that modify the spatial ecological structure into a manmade physical organisation. It is a model of the interference between sustainability and dynamics. The spatial ecological structure has been used as the guiding principle for the landscape ecological analysis and the interference of landscape ecological processes with changes in society. Within this context the research questions have been formulated as:

- \* the definition of the main processes in river systems that determine ecological development in time and space and its translation into guiding principles and constraints for nature conservation;
- \* evaluation of planning and management of rivers and its related nature in the context of its objectives.

To answer these questions several research projects have been carried out, that have all been published in the period 1990-1992. They concerned both questions and emphasised different aspects of the spatial ecological structure. The research projects are:

*Ecological classification of the climate of the Rhine catchment (Int. J. Biometereology 1990, 34:194-203).*

In this research an ordination and classification has been carried out on the climate of the Rhine catchment based on data from meteorological stations. The objective of the classification is to provide an ecological interpretation of climate data. The climate of northern France, Belgium, Luxembourg, The Netherlands, The Federal Republic of Germany and northern Switzerland is divided into 5 classes, of which two, the atlantic and the subcontinental are subdivided further into subclasses.

The climate classes can be interpreted ecologically and are correlated with floristic and vegetation data. The Rhine valley has a distinctive and characteristic climate. Interpolation of the classification has not been carried out, because of the uneven geographical spread of the sites in the dataset.

The position of the Rhine valley as a separate subclass is striking. For the use of climatic data for modelling changes in climate in relation to hydrological effects, this will have minor implications, because the valley is just a section of the total drainage basin. For ecological interpretation of the Rhine catchment however, it will be of major importance, because also climatically the Rhine valley seems to function as a major ecological stream



corridor in western Europe. Land use changes or climatic changes in this corridor might improve or hamper its functioning as such. Other rivers do not seem to be characterised by climatic differences in the same way and may not function as climate related stream corridors. They possibly do not have such pronounced effect on the surrounding landscape or insufficient climatic data are lacking to conclude on this.

*Vegetation, river management and land use in the Dutch Rhine floodplains (Regulated Rivers 1992 7(3):279-289).*

In this project the relation between vegetation and historical changes in ecological processes has been investigated. The floodplains of the Lower Rhine are situated in a densely populated area of The Netherlands. Although they are intensively used, the floodplains still fulfil important ecological functions. The lower Rhine is the downstream sedimentation zone of the River Rhine and its floodplains are characterised by river transported vascular flora originating from southern and eastern Europe.

Using multivariate methods data from literature and field data on grasslands and former river beds have been analyzed to find trends in ecological changes. The consequence of continued sedimentation and diminished erosion is an increased drying out of the floodplains. Excavation and recultivation of former excavated land does not reverse the losses in flora and vegetation. Statistically there is a negative relationship between the characteristic dry fluvial flora and recultivated land.

Also the natural transversal river gradient disappears together with its characteristic ecological diversity. Aquatic environments in the floodplains have been changed completely since the regulation works started in the 19th century. Most former river beds have disappeared by silting up. Data on short term vegetation succession confirm the long term analysis of map data.

*Dutch floodplain policy, regulation of landscape ecological processes (Landschap 1992 9(1):17-29).*

In this project the relation between floodplain vegetation and the management of ecological processes has been investigated. Rivers are landscape ecological systems, characterised by dynamic processes. Floodplains are very important in the ecological functioning of the river system. The Rhine is a regulated river situated in a densely populated area. The Dutch Lower Rhine is the downstream sedimentation area of the river. Here the floodplains are strongly influenced by man during the last decades. In general there is a process of drying out going on in both the Upper Rhine and the Lower Rhine. River dynamics in the floodplains can be analyzed on basic processes as period and time of discharge, stream velocity, relative altitude and morphology.

The importance of the floodplains has been recognised by all administrative levels and nature conservation and nature development has become a policy objective. To develop and execute a river floodplain policy translation of river dynamics into practical planning and management is needed. Little experience is available on the effectiveness of the means for policy execution. The available knowledge shows, that at this moment neither physical planning nor water management but only protection by Nature Conservation Law can be used to handle extreme cases.

*Conservation of brooks in small watersheds: a case for planning (Landscape and Urban Planning 1990 19:55-68).*

In this research project a simple regional water balance model has been made of the two

regions in the Veluwe in order to qualify the consequences of adjacent land use and urban activities for the objectives of the National Park. Nature conservation is under stress in The Netherlands because of intensive land use and related water use. One of the main problems for the brook systems is planning of water use in order to maintain a locally high water-table.

From a study of the water balance it is shown, that extraction in some parts of the research area causes water shortage for brook discharge. Water extraction is inevitable because of the dense population in the fringes of the national park. This leads to the conclusion that integration of research and co-ordination of physical planning and water use planning is needed to realise a sound nature conservation policy for this area.

*Landscape ecological and spatial impacts of climate change in two areas in the Netherlands (Earth surface processes and Landforms 1991 16:639-652).*

Possible impact of climatic change on the water balance has been analyzed for the river Dommel and the Veluwe, an area drained by many very small brooks. The water balance has been calculated for the winter and the summer period. With help of four scenarios, based on GCM's, climate data from the dry year 1976 and land use scenarios the impact of climatic change and a possible superposed effect of acid precipitation is analyzed. The results show that although the yearly changes in the water balance are small in some cases, in all cases the fluctuations in the water balance between winter and summer period increase. Changes in precipitation and evapotranspiration are multiplied in water storage and runoff. This will have an important impact on water use planning and management.

*River systems: a leading part in a changing climate (Milieu 1992 7(3):68-75)*

A review has been made of research carried out on the impact of climate change in rivers. Climate change will influence the environment in Europe not only by changes in CO<sub>2</sub>-content and temperature, but also by changes in hydrology. Rivers might appear to be very sensitive to climatic variability and climate change. Most important impact is expected to be a change in mean discharge, extreme events and seasonality of runoff, which can cause important changes in erosion and sedimentation in various parts of Europe, quality of both ground water and surface water, functioning of the aquatic and semiterrestrial ecosystems and the availability of water resources.

Consequences of climate change combined with potential synergistic effects of acidification will be dealt with sooner or later through the water system in many parts of Europe. Wise use of water, based on thorough analysis of the hydrological system and international co-operation at the level of river catchments are of utmost importance for anticipation on possible changes.

From this research it can be concluded, that the natural basis for planning can be considered as a spatial ecological structure made by natural ecological processes and related patterns. Such a framework can be used as a guiding principle for landscape ecological modelling and the analysis of the impact of land use changes.

The concept of Ecological Main Structure as developed in The Netherlands is a policy concept. Its scientific basis can be found in the spatial ecological structure of catchments. However, for the pleistocene part of the Netherlands it can be concluded from the analysis that the objectives of the Dutch Ecological Main Structure can only partly be reached. Natural development can best be achieved for whole catchments because of the strong interaction between all land use. A complicating factor is that all large Dutch

rivers and many lowland streams originate from headwaters in other countries. This makes international co-ordination necessary.

Dry grasslands in the floodplains of the major dutch rivers are significantly related with sites flooded less than two days a year and significantly not related with excavated and recultivated soils. They are severely under threat of extinction. Former river beds tend to silt up and especially the open oxbows and the tidal oxbows have disappeared. Both tendencies have important consequences for nature conservation strategy in the river area and especially for nature redevelopment projects.

The use of physical planning regulations to maintain aquatic nature and wetlands has not yet been very successful, nor in planning nor in implementation and management. Intensive co-operation between the water boards and the municipalities is needed both in planning and in management of waters.

The climate of the Rhine catchment can be differentiated into several types among which that of the Rhine valley. This can be of importance for research on the impact of climate change. However, it is not yet clear if other rivers have a comparable corridor.

Consequences of climate change combined with potential synergistic effects of acidification will be dealt with sooner or later through the water system in many parts of Europe. Wise use of water, based on thorough analysis of the hydrological system and international co-operation at the level of river catchments are of utmost importance for anticipation on possible changes.

## CURRICULUM VITAE

Robert Henricus Gerardus Jongman werd geboren op 5 november 1948 te Almelo. In 1967 behaalde hij zijn diploma gymnasium B aan het St. Dominicuscollege te Nijmegen. Hij studeerde biologie aan de Katholieke Universiteit, eveneens te Nijmegen. Op 6 oktober 1970 legde hij zijn kandidaatsexamen af en op 3 december 1974 studeerde hij af met als hoofdvak geobotanie. Daarvoor voerde hij met drie mede-studenten een kartering uit van de vegetatie van noord-oost Twente onder begeleiding van prof dr V. Westhoff en dr E. van de Maarel. Zijn bijvakken waren fysiologische en vergelijkende psychologie (dr C v/d Staak) en ontwikkelingsfysiologie (dr F.S. Lukoschus).

Tijdens zijn studie was hij in 1971 korte tijd docent biologie aan de Middelbare Landbouwschool Nijmegen. Na zijn studie deed hij diverse korte ecologische onderzoeksprojecten voor verschillende opdrachtgevers (Heidemij, OD205, Grontmij, RIN). In 1976-1977 werkte hij voor het Staatsbosbeheer, dienstvak Natuurbehoud, Consulentenschap Noord Brabant, waar hij zich onder meer bezig hield met ecologische inventarisaties voor ruilverkavelingen en de analyse van de mogelijke gevolgen van wegenprojecten voor de natuur in Noord Brabant. In de periode 1977-1982 was hij werkzaam bij de provincie Gelderland, afdeling Natuur en Landschap. Zijn belangrijkste activiteiten daar waren milieukartering en onderzoekscoördinatie, adviezen aankoop natuurterreinen en ontgrondingen en de voorbereiding van het beleid voor het Nationaal Landschap Veluwe en de uiterwaarden.

In 1982 stapte hij over naar de landbouwuniversiteit, vakgroep Planologie, nu de vakgroep Ruimtelijke Planvorming. Hij werd universitair docent belast met toepassingen van landschapsecologie in planvorming en beleid. Naast zijn onderwijstaak voor het reguliere onderwijs en het PHLO-onderwijs zette hij er zijn bij de provincie Gelderland begonnen onderzoek naar riviersystemen voort. Dit leidde uiteindelijk tot dit proefschrift.

Hij is bestuurslid en vice-voorzitter geweest van de WLO (1982-1988) en als zodanig betrokken geweest bij de oprichting van de SRO-werkgemeenschap Landschapsecologisch en Milieuonderzoek (NWO) en bij de oprichting van de International Association for Landscape Ecology (IALE). Hij is nu onder meer lid van de adviesraad van de WLO, lid van de Commissie Ruimte en Milieu van de Natuurbeschermingsraad, lid van het Stichtingsbestuur van de Gelderse Milieufederatie lid van de Advisory Committee van de British Countryside Survey en van het wetenschappelijk comité van het Laboratoire d'évolution des systèmes naturels et modifiés van de universiteit van Rennes.

Hij was betrokken bij de organisatie van diverse internationale congressen, zoals in 1989 bij de workshop van MAB 11 "The resourceful City" te Amsterdam en het LICC-congres over landschapsecologische gevolgen van klimaatsveranderingen en in 1990 bij het internationaal Rijncongres "Der Rhein, Zustand und Zukunft" in Arnhem.