

Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling RIZA



Rijkswaterstaat/KIZA
Rijksinstituut voor
Integraal Zoetwaterbeheer en
Afvalwaterbehandeling
Documentatie
Postbus 17
8200 AA Lelystad

Richtlijnen voor inrichting en beheer van uiterwaarden

ecologie en veiligheid gecombineerd

H.A. Wolters, M. Platteeuw en M.M. Schoor (red.)

December 2001

RIZA rapport: 2001.059

ISBN 90 369 5417 7





Dit rapport en het overkoepelend programma van IRMA-SPONGE

In de afgelopen jaren heeft een aantal ontwikkelingen bijgedragen aan een vergroting van de publieke belangstelling voor vraagstukken op het gebied van risicobeoordeling van overstromingen, en aan een versterking van de bewustwording van de noodzaak van verbetering van de kennis om het beheer te ondersteunen. Belangrijke factoren daarbij zijn:

- de recente hoogwaters in de Rijn en de Maas, en de nationale actieplannen die naar aanleiding daarvan zijn opgesteld;
- een aantal socio-economische ontwikkelingen, zoals de versterkte verstedelijking van gebieden die de kans lopen overstroomd te worden;
- de versterkte bewustwording van de ecologische en socio-economische effecten van menselijke ingrepen langs de rivieren;
- de versterkte kans op toekomstige veranderingen in overstromingsrisico's en schade door overstromingen, als gevolg van veranderingen in landgebruik en in klimaat.

De studies die ten grondslag hebben gelegen aan dit rapport zijn erop gericht om een deel van de kennishiaten op het gebied van beheer van overstromingsrisico's op te vullen. Dat is de reden dat dit rapport is opgenomen in het overkoepelende IRMA-SPONGE programma.

Dit programma wordt gedeeltelijk gefinancierd door het Europese INTERREG Rijn-Maas Activiteiten (IRMA), en aangestuurd door het Nederlandse Centrum voor Rivierkunde (NCR). Het programma is de grootste en meest omvattende inspanning in zijn soort in Europa; meer dan 30 Europese wetenschappelijke en beherende organisaties werken erin samen in 13 wetenschappelijke projecten die zich richten op een breed scala van onderwerpen op het gebied van beheer van overstromingen in het stroomgebied van de Rijn en de Maas.

Het belangrijkste doel van IRMA-SPONGE is gedefinieerd als:

'De ontwikkeling van methodieken en gereedschappen om de effecten van maatregelen en scenario's op het gebied van vermindering van de risico's van overstromingen vast te stellen. Dit om de ruimtelijke planvorming te ondersteunen bij het ontwerpen van alternatieve strategieën om de hydraulische, economische en ecologische functies van de stroomgebieden van de Rijn en de Maas optimaal te doen plaatsvinden'.

Een tweede belangrijke doelstelling is het bevorderen van internationale samenwerking op het gebied van beheer van overstromingsrisico's.

Specifieke aandachtsgebieden zijn:

- vaststelling van overstromingsrisico's;
- efficiëntie van maatregelen om overstromingsrisico's te verminderen;
- duurzaam beheer van overstromingsrisico's;
- interactieve planvorming bij vraagstukken op het gebied van rivierbeheer.

Meer informatie over het overkoepelende IRMA-SPONGE programma is te vinden op onze website: www.irma-sponge.org.

Wij willen de auteurs van dit rapport graag bedanken voor hun bijdrage aan het programma, en wij hopen dat de informatie die hier wordt gepresenteerd de lezer zal helpen om bij te dragen aan de verdere ontwikkelingen op het gebied van duurzaam beheer van overstromingsrisico's.

Ad van Os and Aljosja Hooijer
(Secretaris NCR en projectleider IRMA-SPONGE)

1 BESCHRIJVING VAN DE RIJN EN DE MAAS IN NEDERLAND

- 1.1 Algemene karakteristieken
- 1.2 Ontwikkelingsgeschiedenis van Rijn en Maas
 - 1.2.1 Ontwikkelingen tot in de 20^e eeuw
 - 1.2.2 Effecten van menselijke ingrepen op het riviersysteem
- 1.3 Het functioneren van rivieren
- 1.4 Hydrologische en morfologische systeemkenmerken van Rijn en Maas
 - 1.4.1 Hydrologie en hydrodynamiek
 - 1.4.2 Morfologie en morfodynamiek
- 1.5 Functies van het rivierengebied
- 1.6 Landschappelijke aspecten
- 1.7 Trajectindelingen van Rijn en Maas
- Literatuur

2 LANDSCHAPSBELEID

- 2.1 Rijksniveau
- 2.2 Provinciaal niveau
- 2.3 Conclusies
- Literatuur

3 INRICHTINGSMAATREGELEN

- 3.1 Inleiding
- 3.2 Ecologische samenhang bij inrichting van uiterwaarden
- 3.3 MHW-effecten van uiterwaardprojecten
- 3.4 Problematiek van vervuilde bodems
- Literatuur

4 STAGNANTE WATEREN

- 4.1 Definities en natuurlijke ontstaanswijzen
- 4.2 Hydrologie, morfologie en ecologie
 - 4.2.1 Hydrologisch functioneren
 - 4.2.2 Morfologisch functioneren
 - 4.2.3 Ecologisch functioneren
- 4.3 Relaties met de omgeving
- 4.4 Aanleg van stagnante wateren
 - 4.4.1 Waar kunnen stagnante wateren worden aangelegd en waar niet
 - 4.4.2 Aanbevolen dimensies
 - 4.4.3 Beheer en onderhoud
- Literatuur

5 MEESTROMENDE NEVENGEULEN

- 5.1 Definitie en natuurlijke ontstaanswijzen van nevengeulen
- 5.2 Hydrologie, morfologie en ecologie
 - 5.2.1 Hydrologisch functioneren
 - 5.2.2 Morfologisch functioneren
 - 5.2.3 Ecologisch functioneren
- 5.3 Relaties met de omgeving
 - 5.3.1 Relatie met veiligheid
 - 5.3.2 Relatie met scheepvaart
 - 5.3.3 Relatie met landgebruik binnendijs
- 5.4 Aanleg van nevengeulen
 - 5.4.1 Waar kunnen nevengeulen wel en niet worden aangelegd
 - 5.4.2 Hoe kunnen nevengeulen worden aangelegd
 - 5.4.3 Beheer en onderhoud
 - 5.4.4 Aanbevolen karakteristieken en dimensies
- Literatuur

6 VERLAAGDE UITERWAARDEN

- 6.1 Referentiebeeld
- 6.2 Hydrologie, morfologie en ecologie
 - 6.2.1 Hydrologisch functioneren
 - 6.2.2 Morfologisch functioneren
 - 6.2.3 Ecologisch functioneren
- 6.3 Relaties met de omgeving
- 6.4 Toepassing van uiterwaardverlaging
 - 6.4.1 Waar kan uiterwaardverlaging worden toegepast en waar niet
 - 6.4.2 Aanbevolen dimensies
 - 6.4.3 Beheer en onderhoud
- 6.5 Onderzoek
- Literatuur

7 DOORSTEKEN EN VERWIJDEREN VAN ZOMERKADEN

- 7.1 Voorkomen van zomerkaden
- 7.2 Hydrologische, morfologische en ecologische effecten in de uiterwaard
 - 7.2.1 Hydrologische effecten
 - 7.2.2 Morfologische effecten
 - 7.2.3 Ecologische effecten
- 7.3 Relaties met de omgeving
- 7.4 Uitvoeringsaspecten
 - 7.4.1 Waar kunnen zomerkaden worden doorstoken of verwijderd
 - 7.4.2 Aanbevolen dimensies
 - 7.4.3 Hoe om te gaan met vervuilde bodems
 - 7.4.4 Beheer en onderhoud
 - 7.4.5 Onderzoek
- Literatuur

8 OEVERWALLEN

- 8.1 Definitie en natuurlijke ontstaanswijze
- 8.2 Hydrologie, morfologie en ecologie
 - 8.2.1 Hydrologisch en morfologisch functioneren
 - 8.2.2 Ecologisch functioneren
- 8.3 Relaties met de omgeving
- 8.4 Maatregelen ter bevordering van de vorming van oeverwallen
 - 8.4.1 Geschikte locaties voor de vorming van oeverwallen
 - 8.4.2 Aanbevolen maatregelen
 - 8.4.3 Beheer
- Literatuur

9 RIVIERDUINEN

- 9.1 Definitie en natuurlijke ontstaanswijze
- 9.2 Hydrologie, morfologie en ecologie
 - 9.2.1 Hydrologisch en morfologisch functioneren
 - 9.2.2 Ecologisch functioneren
- 9.3 Relaties met de omgeving
- 9.4 Maatregelen ter bevordering van de vorming van rivierduinen
 - 9.4.1 Waar kunnen de maatregelen worden toegepast
 - 9.4.2 Aanbevolen maatregelen
- Literatuur

10 RIET- EN BIEZENMOERAS

- 10.1 Referentiebeeld
- 10.2 Hydrologie, morfologie en ecologie
 - 10.2.1 Hydrologisch functioneren
 - 10.2.2 Morfologisch functioneren
 - 10.2.3 Ecologisch functioneren
- 10.3 Relaties met de omgeving
- 10.4 Maatregelen voor het bevorderen van moerassen
 - 10.4.1 Ontwikkeling van helofyten
 - 10.4.2 Herstel en ontwikkeling van zoetwatergetijdenmoeras
 - 10.4.3 Herstel en ontwikkeling van moeras in het bovenrivierengebied
 - 10.4.4 Waar kan de ontwikkeling van moerasgebied worden bevorderd
 - 10.4.5 Aandachtspunten bij het ontwerp
- Literatuur

11 BEGRAZINGSBEHEER VAN UITERWAARDEN

- 11.1 Hoe functioneert begrazing?
- 11.2 Hydrologisch, morfologisch en ecologisch functioneren
- 11.3 Aanbevelingen
- Literatuur

TREFWOORDENLIJST

LIJST VAN GEBRUIKTE AFKORTINGEN

COLOFON

Deze ringband geeft praktische handreikingen voor een voor de natuur zo waardevol mogelijke herinrichting van uiterwaarden. Daarbij wordt uitdrukkelijk rekening gehouden met de randvoorwaarden van veiligheid en bevaarbaarheid.

De redenen om deze richtlijnen te publiceren zijn tweërlei. In de eerste plaats heeft de inrichting van uiterwaarden de laatste jaren een grote vlucht genomen als gevolg van de uitvoering van het deltaplan grote rivieren. De inrichting is in die gevallen vooral een noodzakelijk gevolg van ontgrondingen, maar dat neemt niet weg dat voor de ecologische hoofdstructuur grote winst valt te halen bij een weloverwogen inrichting van de ontgronde uiterwaard. In de tweede plaats worden overal in het rivierengebied de inrichting en het gebruik van uiterwaarden kritisch tegen het licht gehouden. Dit houdt verband met de taakstellingen voor verlaging van de maatgevende hoogwaterstanden, die recentelijk in het kader van de beleidslijn Ruimte voor de Rivier zijn herzien. Deze invalshoek is niet alleen gericht op ontgrondingen, maar ook op alle mogelijke obstakels in de uiterwaarden en op functies die dergelijke obstakels veroorzaken.

Deze publicatie streeft naar actualiteit en het snel beschikbaar stellen van de kennis die in onderzoek wordt verworven voor toepassing in planvorming en beheer. Omdat het onderzoek voortschrijdt en de inzichten zich snel ontwikkelen, is het moeilijk om de inhoud een lange 'houdbaarheid' te geven. Dat verklaart de vormgeving van deze publicatie als ringband. Deze vorm maakt het eenvoudig om wijzigingen door te voeren en ook tussentijdse resultaten snel voor een breed publiek beschikbaar te maken.

Dit handboek wil een hulpmiddel zijn voor allen die betrokken zijn bij de inrichting en het beheer van uiterwaarden. Het richt zich in de eerste plaats op de ecologische aspecten van inrichting en beheer, in relatie tot de abiotische omstandigheden, en nauwelijks op andere functies zoals recreatie of landbouw. Wel komen de functies veiligheid en scheepvaart aan de orde via de randvoorwaarden die ze stellen aan rivierwaterstanden en stroomsnelheden. Ondanks deze gerichtheid op ecologie zijn de auteurs van mening dat dit handboek juist voor een breder veld aan disciplines van belang is, omdat in alle inrichtingsprojecten de ecologie een geïntegreerd deel van de planvorming uitmaakt.

De doelstellingen van het handboek zijn:

- een overzicht te geven van de inrichtingsmaatregelen die kunnen worden overwogen;
- de samenhang van de maatregelen met het riviersysteem als geheel duidelijk te maken;
- de samenhang van de maatregelen onderling duidelijk te maken;
- handreikingen te geven over de manier waarop aan de inrichtingsmaatregelen vorm kan worden gegeven.

Het niveau waarop het handboek insteekt is dat van een uiterwaard, met een oppervlakte van enkele honderden hectare. Waar nodig voor een

goed begrip worden uitstapjes gemaakt naar een hoger schaalniveau, bijv. dat van een riviertak. Van de planvormingscyclus worden vooral de fasen van het ontwerp en het beheer bekeken; de strategische keuzen die daaraan voorafgaan komen zeer beknopt aan de orde, de uitvoeringsfase en de evaluatie blijven buiten beschouwing.

Een aantal zaken die voor een beheerder of plannenmaker evenzeer van belang zijn als ecologie en natuur, blijft in dit boek buiten beschouwing. Een degelijke behandeling van deze aspecten zou een tijdige publicatie van wat hier is gepresenteerd in de weg staan. Zo wordt geen aandacht besteed aan juridische aspecten, grondverwerving of kosten. De problematiek van de vervuilde bodems komt wel aan bod, maar uitsluitend in zeer praktische aspecten. Deze publicatie beoogt dus geen volledigheid na te streven in de aspecten en informatie die nodig zijn in het ontwerp-proces.

Aan dit rapport is een bijdrage geleverd door een groot aantal auteurs. In alfabetische volgorde: Joost J.G.M. Backx, Jan Wouter C. Bruggenkamp, Tom (A.D.) Buijse, Hugo Coops, Perry Cornelissen, Gerben J. van Geest (Wageningen Universiteit), Noël (E.F.M.) Geilen, Rob E. Grift (Nederlands Instituut voor Visserij Onderzoek), Luc H. Jans, Jolande de Jonge, Frederike I. Kappers, Maarten Platteeuw, Frank C.J.M. Roozen (Wageningen Universiteit), Margriet M. Schoor, Max H.I. Schropp, Anne Sorber, Esther Stouthamer, J. Theo Vulink, Henk A. Wolters en Marjolein van Wijngaarden. De redactie is verzorgd door Maarten Platteeuw, Margriet Schoor en Henk Wolters. Alle auteurs zijn werkzaam of werkzaam geweest bij het RIZA, tenzij anders vermeld.

De eerste drie hoofdstukken bieden vanuit drie verschillende invalshoeken een inleiding op de rest van de tekst. In het eerste hoofdstuk staat het rivierengebied in algemene zin centraal. Hier komen onder andere de historie van ingrepen in het rivierengebied, theorievorming over rivieren en samenvattingen van de hydrologische en morfologische processen aan de orde. Vanwege de brede opzet van dit hoofdstuk is hierin een uitgebreide literatuurlijst opgenomen, die aanknopingspunten biedt voor wie zich verder in de materie wil verdiepen. Het tweede hoofdstuk geeft een overzicht van vigerend beleid in het rivierengebied. Het derde hoofdstuk behandelt enkele aspecten waarin de samenhang tussen diverse inrichtingsmaatregelen tot uitdrukking komt: de ecologische samenhang in netwerken, effecten van maatregelen op de rivierwaterstanden en aspecten van omgang met verontreinigde bodems.

De hoofdstukken 4 t/m 10 behandelen elk één van de inrichtingsmaatregelen die overwogen kunnen worden bij herinrichting van uiterwaarden. Deze hoofdstukken zijn steeds volgens een vergelijkbaar patroon opgezet. De maatregel en het erbij horende referentiebeeld worden beschreven; vervolgens komt aan de orde hoe een gebied functioneert (in hydrologisch, morfologisch en ecologisch opzicht) waarin de maatregel wordt uitgevoerd. Elk hoofdstuk besluit met een overzicht van de riviertrajecten die in meerdere of mindere mate geschikt zijn voor de betreffende maatregel en een aantal handreikingen bij het ontwerp ervan. Getracht is deze hoofdstukken een duidelijke structuur te geven, om ze daarmee snel toegankelijk te maken voor wie gericht op zoek is naar informatie.

Het laatste hoofdstuk gaat in op aspecten van het begrazingsbeheer, de keuzen die daarin mogelijk zijn en de consequenties die dat heeft voor de ontwikkeling van het betreffende gebied. Dit hoofdstuk overkoepelt de hoofdstukken die de aparte inrichtingsmaatregelen behandelen, maar nu vanuit het beheer na voltooiing van de inrichtingswerkzaamheden.

1 Beschrijving van de Rijn en de Maas in Nederland

Henk A. Wolters, Jan-Wouter C. Bruggenkamp, Tom (A.D.) Buijse,
Max H.I. Schropp, Esther Stouthamer, Marjolein van Wijngaarden

Inhoud

- 1.1 Algemene karakteristieken
- 1.2 Ontwikkelingsgeschiedenis van Rijn en Maas
 - 1.2.1 Ontwikkelingen tot in de 20^e eeuw
 - 1.2.2 Effecten van menselijke ingrepen op het riviersysteem
- 1.3 Het functioneren van rivieren
- 1.4 Hydrologische en morfologische systeemkenmerken van Rijn en Maas
 - 1.4.1 Hydrologie en hydrodynamiek
 - 1.4.2 Morfologie en morfodynamiek
- 1.5 Functies van het rivierengebied
- 1.6 Landschappelijke aspecten
- 1.7 Trajectindelingen van Rijn en Maas

Literatuur

Dit hoofdstuk vormt een algemene inleiding op het onderwerp van deze bundel: het rivierengebied en de mogelijkheden van ecologisch herstel daarvan, rekening houdend met de opgelegde randvoorwaarden.

Het eerste deel van dit hoofdstuk bestaat uit algemene informatie over het rivierengebied, enkele kengetallen e.d. Daarna volgt een aantal onderwerpen die overkoepelende achtergrondinformatie vormen voor veel van de volgende hoofdstukken; vanuit die hoofdstukken wordt regelmatig terugverwezen naar dit hoofdstuk.

De literatuurlijst aan het einde van dit hoofdstuk is wat uitgebreider dan die van de overige hoofdstukken; de lijst gaat wat meer in de breedte, betreft wat meer de achtergronden en verwante gebieden dan de meer toegespitste vervolghoofdstukken.

1 Beschrijving van de Rijn en de Maas in Nederland

1.1 Algemene karakteristieken

De Rijn ontspringt in Zwitserland op een hoogte van meer dan 2500 m. De rivier vormt een deel van de grens tussen Frankrijk en Duitsland, stroomt dan door Duitsland, en komt bij Lobith Nederland binnen. De Rijn wordt gevoed door gletsjers in de Alpen, en verder benedenstrooms door regen- en smeltwater. Hierdoor kent de bovenloop van de Rijn een afvoerpiek in de vroege zomermaanden, terwijl de afvoerpiek verder benedenstrooms in de wintermaanden valt. Door de bijdragen van regen en gletsjers is het afvoerverloop van de Rijn relatief gelijkmatig.

De Maas ontspringt in Frankrijk, ongeveer 200 kilometer ten noordoosten van Dijon, op een hoogte van 400 meter boven zeeniveau. De rivier stroomt door Frankrijk, Luxemburg en België en bereikt Nederland bij Eijsden, ten zuiden van Maastricht. In het stroomgebied van de Maas bevinden zich geen grote watervoorraden in de vorm van ijs of sneeuw. De Maas wordt dus het hele jaar gevoed door regen. Hierdoor treden in de winter hoge en in de zomer lage afvoeren op.

De Rijn en de Maas monden via de Nederlandse Rijn-Maasdelta uit in de Noordzee. In tabel 1.1 worden enkele kengetallen gegeven van de Rijn en de Maas; in tabel 1.2 zijn kengetallen vermeld van de Nederlandse riviertakken.

Tabel 1.1
Kengetallen van de Rijn en de Maas.

	Rijn	Maas
stroomgebied		
lengte (km)	1320	935
oppervlakte stroomgebied (km ²)	185.000	36.000
oppervlakte stroomgebied in Nederland (km ²)	20.000	6.000
vervoerde vracht over water (ton/jaar)	150 miljoen	41 miljoen
kengetallen bij de Nederlandse grens		
gemiddelde afvoer (m ³ /s)	2220	250
mediane afvoer (m ³ /s)	1970	160
95% onderschrijdingsafvoer (m ³ /s)	4470	770
5% onderschrijdingsafvoer (m ³ /s)	980	20
hoogst gemeten afvoer (m ³ /s)	12600	3000
laagst gemeten afvoer (m ³ /s)	575	0
maatgevende afvoer (m ³ /s)	15000	3800
waterstand bij gemiddelde afvoer (m+NAP)	9,70	44,90
jaarvracht zand en grind (m ³ /jaar)	500.000	50.000
jaarvracht slib (ton/jaar)	2.500.000	300.000
gemiddeld slibgehalte (mg/l)	30	19

1.2 Ontwikkelingsgeschiedenis van Rijn en Maas

De rivier en zijn omgeving laten in de loop van de tijd sterke veranderingen zien als gevolg van enerzijds natuurlijke landschapsvormende processen en anderzijds menselijk ingrijpen in reactie op die natuurlijke processen. Het huidige rivierenlandschap is de resultante van de wisselwerking tussen

Tabel 1.2

Kengetallen van de takken van de Rijn en de Maas in Nederland.

	Bovenrijn	Waal/ Beneden Merwede	Pannerdens Kanaal	Nederrijn/ Lek	IJssel	Grensmaas	Zandmaas	Bergse Maas/ Amer
lengte (km)	11	92	11	107	118	65	151	40
gemiddelde breedte zomerbed (m)	330 - 440	260 - 370	140 - 200	130 - 200	100 - 120	100 - 150	100 - 150	150 - 250
gemiddelde breedte uiterwaarden (m)	1000	950	1200	750	900	900	1200	400
oppervlakte uiterwaarden (ha)	1100	8700	1300	6600	10500	5900	18100	1600
waterdiepte bij gemiddelde afvoer (m)	6,00	5,00 - 5,50	4,50	4,00 - 6,00	3,00 - 4,00	2,00 - 2,50	5,00 - 6,00	5,00 - 7,00
afvoerdeling ongestuwd (%)	100	63-72	28 - 37	17 - 22	11 - 15	100	130	130
bodemverhang (cm/km)	11	11	11	10	5 - 10	17	13	2
aantal stuwen	0	0	0	3	0	1	6	0

de grillige krachten van de natuur en de pogingen van de mens haar te bedwingen. De actuele situatie van de Nederlandse rivieren is sterk beïnvloed door een groot aantal kunstmatige ingrepen. Het is daarmee een kunstmatig, intensief beheerd landschap, een cultuurlandschap met hier en daar delen waar natuurlijke processen nog hun kansen kunnen krijgen. De historische ontwikkeling van het rivierenlandschap is op basis van diverse bronnen te schetsen (van der Ven 1993, Londo 1997, Stegewerns 1999).

1.2.1 Ontwikkelingen tot in de 20^e eeuw

Tot ongeveer het jaar 1000 zijn de natuurlijke factoren bepalend geweest voor de ontwikkeling van het landschap. Na die tijd begint het menselijk ingrijpen voor de ontwikkeling van het landschap bepalend te worden. De geleidelijke bedijkingen ter bescherming van de nederzettingen en de landbouw op de oeverwallen in het riviereengebied leiden rond 1400 tot gestoten dijkkringen. Daarmee is een proces van beperking van de overstromingsruimte tot stand gekomen.

De eisen van veiligheid, bevaarbaarheid, een goede waterverdeling en –voorziening, maar vooral de noodzakelijke afvoer van water en ijs hebben vervolgens in de meer recente geschiedenis een aantal ingrijpende regulerings- en normalisatiewerken tot gevolg gehad.

1.2.2 Effecten van menselijke ingrepen op het riviersysteem

Alle menselijke ingrepen in de Rijn en de Maas in Nederland hebben gezamenlijk geleid tot een sterke beïnvloeding van de riviersystemen. In veel gevallen hebben de genoemde maatregelen in eerste instantie het doel gediend dat de rivierbeheerder voor ogen stond. De maatregelen zijn dus effectief geweest, indien afgezet tegen de oorspronkelijke doelstelling. De maatregelen die in de loop der eeuwen zijn genomen om de rivier te

De historische ontwikkeling van het rivierengebied is in de volgende mijlpalen te schetsen:

Tabel 1.3

Overzicht van de belangrijkste ingrepen in het Nederlandse rivierengebied.

tot ca 1000	natuurlijk rivierlandschap
vanaf ca 1000	bedijkingen ter bescherming van nederzettingen en landbouw en de opkomst van steden en handel
vanaf ca 1400	gesloten stelsel van rivierbedijkingen
1707	aanleg Pannerdens Kanaal
1850 - 1890	aanleg Nieuwe Merwede
1868	aanleg Nieuwe Waterweg
1876	aanleg Noordzeekanaal
1850 - 1875	regulering Waal voor afvoer van water en ijs
1875 - 1916	normalisatie Waal voor scheepvaart
1904	aanleg Bergsche Maas, scheiding van Waal en Maas
1911 - 1916	normalisatie Boven-Merwede
1918 - 1929	normalisatie Maas tussen Maasbracht en Grave (bochtafsnijdingen, stuwen en sluizen)
1932	afsluiting Zuiderzee
1934	aanleg Julianakanaal
1929-1935	normalisatie Maas tussen Grave en Lith (bochtafsnijdingen, stuwen en sluizen)
1938-1952	aanleg Amsterdam-Rijnkanaal
1954-1971	normalisatie Nederrijn-Lek
1958-1987	uitvoering Deltawerken met in oktober 1970: sluiting Haringvlietssluisen
1971	lateraalkanaal bij de Maas

beheersen hebben echter allerlei effecten gehad op natuur, ecosysteem en landschap, die we tegenwoordig meer en meer als ongewenst ervaren.

Deze effecten zijn:

- grotendeels verdwijnen van rivierbegeleidende moerassen;
- grotendeels verdwijnen van ooibossen;
- grotendeels verdwijnen van ondiep open water;
- sterke reductie van natuurlijke riviermorphologische processen.

De Rijn en de Maas zijn reeds honderden jaren over grote delen bedijkt. Hierdoor is het overgrote deel van de oorspronkelijke vloedvlakte verdwenen (van Urk & Smit 1989). Door het ontbreken van overstromingen is de bodem van de binnendijkse delen gedaald; een proces dat nog steeds voortduurt. In tegenstelling tot de binnendijkse delen zijn de uiterwaarden juist versneld opgeslibd. Voor de bedijking werd dicht bij de rivier vooral zand afgezet. Nu is het zand afgedekt met soms metersdikke kleipakketten. De opslibbing van de uiterwaarden veroorzaakt een versneld verlandingsproces. In de 19^e eeuw zijn zomerdijken opgetrokken, die de overstromingsfrequentie en -duur van de uiterwaarden nog verder verlaagd hebben. Ze hebben tot doel gedurende een groter deel van het jaar landbouw mogelijk te maken. De ingrepen hebben bij elkaar ertoe geleid dat uiterwaarden thans minder frequent, abrupter en met grotere waterstandsverschillen dan oorspronkelijk overstromen. Van den Brink (1994) heeft de effecten van bedijking en overstromingsfrequentie voor buitendijkse en binnendijkse wateren langs Rijn en Maas in beeld gebracht. Er zijn fysisch, chemisch en biotisch duidelijke gradiënten te onderscheiden (figuur 1.2).

In de 19^e eeuw is men tevens begonnen de hoofdstroom vast te leggen met kribben en zijn bochten afgesneden. Dit is rond 1920 voltooid (van Urk & Smit 1989, Middelkoop 1998; zie tabel 1.3). Bochtafsnijdingen veroorzaakten hogere stroomsnelheden, waardoor de hoofdstroom zich steeds dieper ingesneden heeft, resulterend in een verder divergeren van hoofdstroom en uiterwaard. Kribben reduceerden de eroderende invloed van de rivier in de uiterwaarden tot nagenoeg nul. In de gereguleerde Rijn

en Maas eroderen de hoofdgeulen en sedimenteren de uiterwaarden. In de 20ste eeuw zijn de Maas van Linne tot Lith en de Nederrijn en Lek van Driel tot Hagestein verstuwde. Deze verstuwning heeft consequenties voor met name de longitudinale dimensie. Stroomopwaartse migratie van aan het water gebonden organismen, zoals vissen en macrofauna, wordt nagenoeg onmogelijk. Daarnaast dalen stroomsnelheden tijdens gestuwde perioden, waardoor levensgemeenschappen ontstaan die minder karakteristiek zijn. Voorts heeft het waterpeil in het stuwpand consequenties voor flora en fauna via de waterstand in de omliggende uiterwaarden. Overige effecten omvatten die van de grindwinning in de Grensmaas. De hoofdgeul is daar ten opzichte van het omliggende landschap zeer diep ingesneden. Hierdoor vinden overstromingen minder frequent plaats en zijn de waterstanden sterk gedaald.

De ingrepen uit tabel 1.3 zijn samengevat in tabel 1.4; hierbij is in het kort aangegeven welke onbedoelde ecologisch relevante effecten deze maatregelen hebben gehad. Als gevolg van verschillen in zowel het oorspronkelijke karakter als in de aard en de effecten van de menselijke ingrepen hebben de Rijntakken en de verschillende trajecten van de Maas elk hun eigen problematiek. Hierdoor bieden zij elk verschillende mogelijkheden voor ecologisch herstel (WL/Delft Hydraulics 1998, Schoor *et al.* 1999, van Rooij *et al.* 2000).

Tabel 1.4
Ecologische, hydrologische en morfologische effecten van ingrepen in het riviergebied.

Periode	Ingreep	Effect
< 1500	winterdijken	binnendijkse bodemdaling, opslibbing uiterwaarden, vergrote waterstandschommelingen
18 ^e -20 ^e eeuw	bochtafsnijdingen	verhoging stroomsnelheden, insnijden hoofdgeul
19 ^e eeuw	zomerdijken	overstroming minder frequent en abrupter, verminderde sedimentatie in uiterwaarden, barrière tussen hoofdgeul en uiterwaard
19 ^e en begin 20 ^e eeuw	kribben	versmalling en insnijden hoofdgeul, verminderde oevererosie en meandering
20 ^e eeuw	stuwen	discontinuïteit longitudinale dimensie, stagnante condities, gedempte waterstandschommelingen in uiterwaarden
20 ^e eeuw	grind- en zandwinning	in de hoofdgeul: verdieping zomerbed, verdroging omgeving in het winterbed: onnatuurlijk diepe en grote stagnante wateren

Herinrichting van het rivierengebied vanuit een ecologisch perspectief krijgt richting door het gebied te vergelijken met een onbedijkte laagland-rivier en vast te stellen in hoeverre het huidige beeld daarvan afwijkt. Herinrichting kan oorspronkelijke processen, die thans niet meer kunnen optreden, simuleren. Voorbeelden hiervan zijn het afgraven van uiterwaarden waarbij afhankelijk van het ontwerp bijv. moerassen, stagnante wateren of nevengeulen kunnen ontstaan. De eroderende werking van de rivier zelf is daar immers verdwenen. Op enkele plaatsen zijn oorspronkelijke processen nog mogelijk. Hierdoor kunnen bijv. rivierduinen ontstaan. Vooral Schoor *et al.* (1999) geven handvatten welke processen waar langs de Rijntakken mogelijk zijn.

1.3 Het functioneren van rivieren

Het verwerven van inzicht in het functioneren van rivieren is een jonge discipline. Hier wordt een kort overzicht gegeven van de belangrijkste concepten, die sinds 1980 ontwikkeld zijn en die sterk bepalend zijn geweest voor het huidige inzicht.

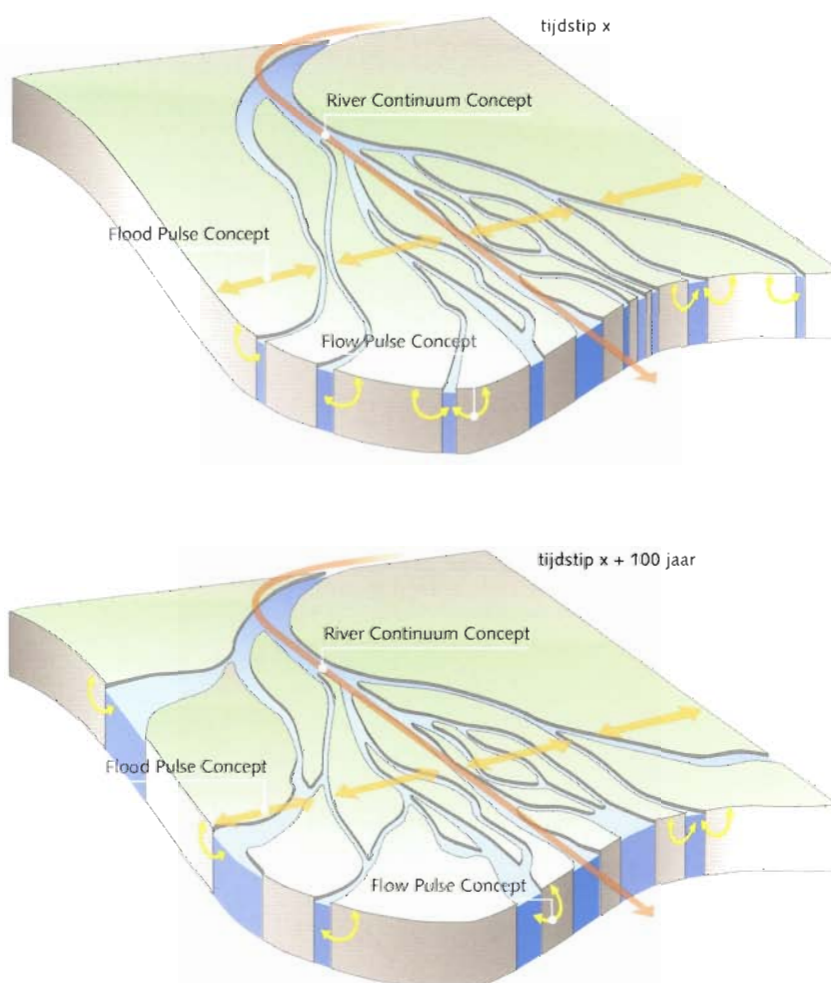
Rivieren zijn open systemen met interactieve routes langs vier dimensies:

- longitudinaal, in de stroomrichting: bijv. de overgang van bergrivier naar vlechtende rivier naar meanderende rivier naar estuarium of delta;
- lateraal, dwars op de stroomrichting: het systeem van zomerbedding en overstromingsvlakte;
- verticaal: de interacties tussen oppervlaktewater in de rivier en grondwater in het nabijgelegen gebied;
- in de tijd: processen als successie en verjonging.

In figuur 1.1 zijn deze dimensies schematisch aangegeven.

Het eerste concept dat veel aanzien heeft genoten, is het '*river continuum concept*' (Vannote *et al.* 1980). Dit concept vestigt vooral de aandacht op de longitudinale dimensies van rivieren: transportprocessen in de hoofdstroom en samenstelling van levensgemeenschappen.

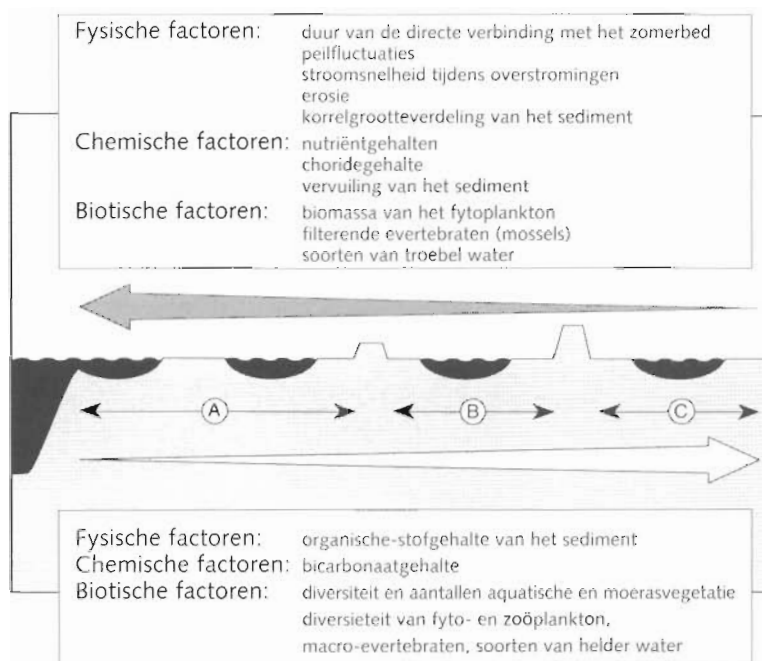
Figuur 1.1
Onder natuurlijke omstandigheden treden veranderingen in de loop van een rivier frequent op.



Figuur 1.2

Schematische weergave van de laterale dimensie, zoals die zich thans manifesteert in wateren (fysisch, chemisch en biotisch) gelegen in de oorspronkelijke vloedvlakten van de Rijn en de Maas.

- A. wateren wel of niet permanent verbonden met de hoofdstroom gelegen in het zomerbed;
 - B. wateren in het winterbed alleen bij hoog water in directe verbinding met de rivier;
 - C. binnendijkse wateren die alleen indirect via het grondwater (kwel, wegzijging) in contact staan
- (bron: van den Brink 1994).



Op basis van onderzoek aan grote onverstoorte tropische rivieren met sterk voorspelbare afvoerregimes is het 'flood pulse concept' ontwikkeld (Junk *et al.* 1989). Dit concept vestigt de aandacht op de laterale interactie tussen rivier en vloedvlakte. Met name langs meanderende rivieren, zoals de Rijn en de Maas, zijn vloedvlakten van oorsprong uitgestrekte land-water overgangszones, die vanwege de afwisseling van nat en droog zeer productief zijn. Volgens het flood pulse concept fungeert de hoofdstroom vooral als transportroute en veel minder voor productie. Recente nuanceringen op het flood pulse concept zijn de contrasten tussen tropen en de gematigde zone (Junk 1999) en de rol van schommelingen in de waterstand bij lage afvoeren, het 'flow pulse concept' (Tockner *et al.* 2000). Volgens Junk (1999) overheerst in de gematigde zone de invloed van temperatuur en daglengte boven de 'flood pulse'; hoogwaters hebben dus verschillende consequenties al naar gelang het jaargetijde waarin ze optreden.

Waar het flood pulse concept vooral de aandacht vestigt op overstromingen, gaat het flow pulse concept in op het contact tussen uiterwaard en rivier via het ondiepe grondwater. Waterstandsschommelingen in de hoofdstroom, die niet tot overstromingen leiden, kunnen wel kwel en wegzijging veroorzaken in de vloedvlakte. De snelheid waarmee dit plaatsvindt is o.a. afhankelijk van de bodemopbouw. Het flow pulse concept legt min of meer een verband tussen de verticale en laterale dimensie. Zowel flora als fauna reageren op dit soort peilfluctuaties.

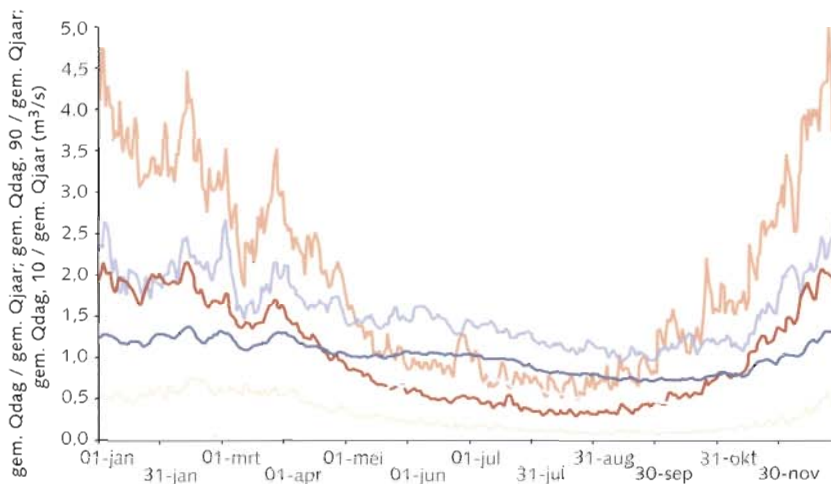
Het 'serial discontinuity concept' gaat vooral in op de effecten van menselijke beïnvloeding middels verstuwning (Ward & Stanford 1995). Zo wordt de hoofdgeul stabiel en neemt de biodiversiteit af langs verstuwde meanderende riviertrajecten.

Het belangrijkste resultaat van de conceptuele ontwikkelingen is de onderkenning dat rivieren en hun vloedvlakten een eenheid vormen. Tot rond 1980 was het begrip 'rivier' min of meer synoniem met de hoofdstroom en was er weinig aandacht voor en kennis over de levensgemeenschappen

Figuur 1.3

De 'flood pulses' van de Rijn en de Maas ter plaatse van de Nederlandse grens. De pulses zijn uitgedrukt als de verhouding tussen de gemiddelde dagafvoer (gem. Qdag) en de gemiddelde jaarafvoer (gem. Qjaar); daarbij zijn de lijnen aangegeven van 10 en 90 % overschrijdingskans (gem. Qdag, 10 resp. gem. Qdag, 90), eveneens in verhouding met de gemiddelde jaarafvoer. De variantie is in de Maas veel groter dan in de Rijn. Voor beide rivieren gemiddeld over de periode 1950-2000, getallen in m³/s.

— Maas
— Maas 10%
— Maas 90%
— Rijn
— Rijn 10%
— Rijn 90%



die kenmerkend zijn voor of aangepast zijn aan meer of minder voorspelbare overstromingen. Lorenz (1999) heeft een aanzet gegeven om bovengenoemde concepten te vertalen in indicatoren van duurzaam rivierbeheer. Ze onderscheidt daarbij indicatoren voor abiotische processen, biotisch structurele en functionele componenten en menselijke verstoring.

1.4 Hydrologische en morfologische systeemkenmerken van Rijn en Maas

1.4.1 Hydrologie en hydrodynamiek

De genormaliseerde dagafvoeren van de Rijn en de Maas zijn afgebeeld in figuur 1.3. Uit de figuur blijkt duidelijk het verschil in karakter tussen beide rivieren.

Kenmerken als peilfluctuaties, inundatiediepten en stroomsnelheden zijn in het kader van dit handboek belangrijke kenmerken van een rivier of riviertraject. Zowel de Rijn als de Maas laten een geleidelijke verandering zien in de loop van hun traject door Nederland, van grote peilfluctuaties bovenstrooms naar geringe peilfluctuaties benedenstrooms. Dit is geïllustreerd in figuur 1.4 en 1.5.

1.4.2 Morfologie en morfodynamiek

Sedimenttransport

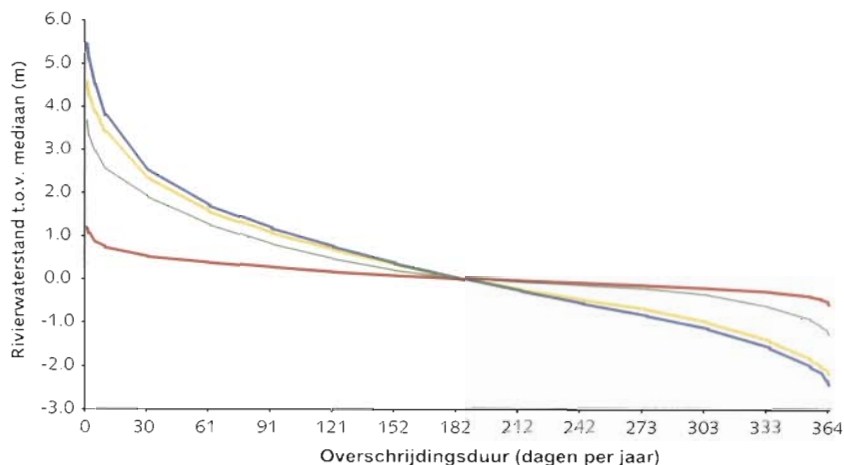
Jaarlijks voert de Rijn 500.000 m³ zand en grind en 2.500.000 ton slib af. De Maas vervoert jaarlijks 50.000 m³ zand en grind en 300.000 ton slib. Ongeveer 90% van de totale hoeveelheid sediment wordt in suspensie getransporteerd, 10% als bodemtransport. Voor de Rijntakken is bekend dat ongeveer 25% van de jaarvrucht tijdens hoge afvoeren wordt getransporteerd, terwijl deze afvoeren maar 4% van de tijd beslaan (Middelkoop 1997, ten Brinke *et al.* 2000).

Slibtransport en -sedimentatie

Het suspensieve materiaal bestaat uit een relatief fijne zandfractie en uit een cohesieve, kleiige fractie waarin ook een organische component zit. Dit geheel wordt aangeduid als slib. Slib zal bij lage stroomsnelheden (globaal minder dan 50 cm/s) sedimenteren en anders eroderen of in suspensie blijven. Voor het bovenstroomse riviersysteem betekent dit

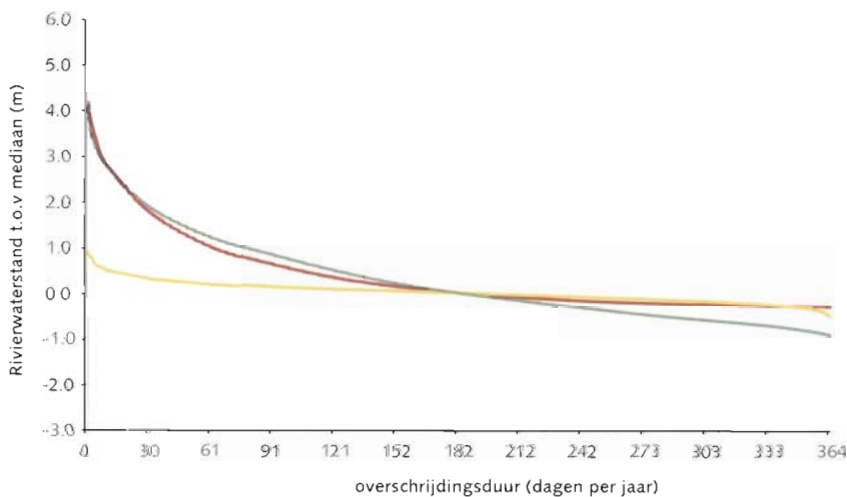
Figuur 1.4
Overschrijdingsduurlijnen van de waterstanden langs de Rijn en Waal te Lobith, Tiel en Dordrecht, en langs de IJssel te Olst; de waterpeilen zijn uitgedrukt ten opzichte van het gemiddelde rivierpeil. Duidelijk is de afname te zien van de peilverschillen in benedenstroomse richting.

— Lobith
— Tiel
— Olst
— Dordrecht

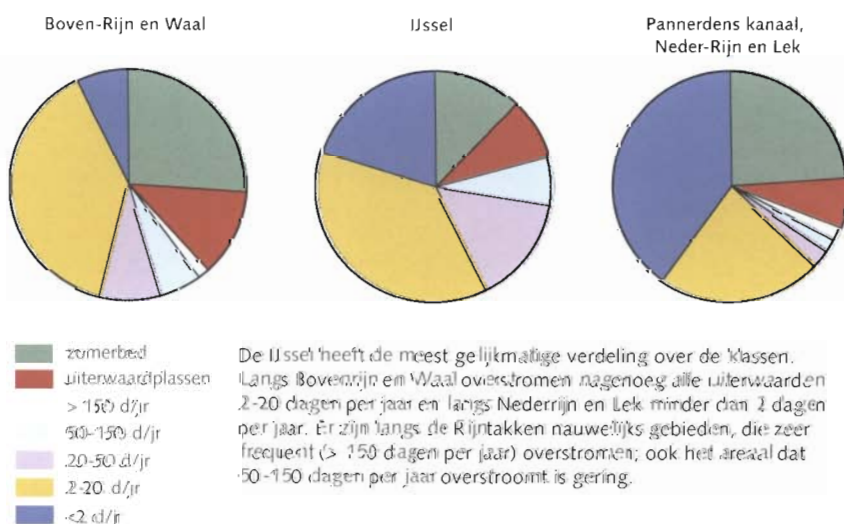


Figuur 1.5
Overschrijdingsduurlijnen van de waterstanden van de Maas te Eijsden, Gennepe en Moerdijk; de waterstanden zijn uitgedrukt ten opzichte van het gemiddelde waterpeil.

— Eijsden
— Gennepe
— Moerdijk

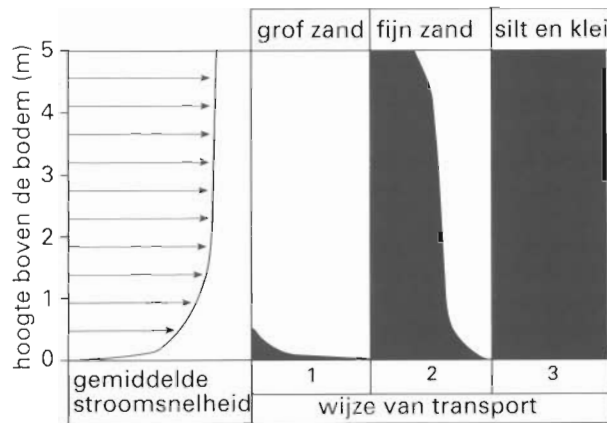


Figuur 1.6
Het relatieve aandeel van verschillende overstromingsklassen langs de Rijn-takken.



Figuur 1.7

Schematische weergave van de verticale verdeling van de gemiddelde stroomsnelheid en van het vervoerde materiaal in een rivierbedding (Berendsen 1998).



1. Rollend en salterend (bodentransportlaag),
2. Gesuspendeerd bodemmateriaal,
3. Spoeltransport

Figuur 1.8

Bij hoogwater zet de rivier zand af op de oeverwallen langs het zomerbed. Achter de zomerkade wordt slib afgezet (Middelkoop 1998).



dat er geen sedimentatie van slib in de hoofdgeul optreedt, maar alleen tijdens hoogwater op de uiterwaarden. Op jaarbasis wordt zo'n 8% van de hoeveelheid slib die bij Lobith het land binnenkomt door de uiterwaarden afgevangen. Dit komt overeen met 200.000 ton (Middelkoop 1997, ten Brinke *et al.* 2000). Voor de Maas blijft zelfs 50% van de jaarvrucht in het systeem achter, wat neerkomt op een vrucht van 160.000 ton per jaar (Asselman 2000).

De netto aanvoer van slib naar het benedenrivierengebied via de rivieren Waal, Lek en Maas is 2,2 miljoen ton per jaar. Dit slib komt voor een groot deel tot afzetting in het Hollandsch Diep en Haringvliet, omdat dit een min of meer stagnant bekken is. In de noordelijke takken van het systeem is het slibtransport dynamischer, doordat getij daar nog een rol speelt. Door de monding van de Nieuwe Waterweg wordt continu marien slib geïmporteerd, terwijl er door de Haringvlietsluizen jaarlijks 0,5 miljoen ton geëxporteerd wordt. In totaal komt er in het gehele Noordelijk Deltabekken 6 miljoen ton slib per jaar tot afzetting, wat betekent dat er op veel plaatsen, met name in het Rotterdamse havengebied, onderhoudsbaggerwerk noodzakelijk is (van Dreumel 1995).

Spiraalstroming

In een rivierbocht stroomt het water aan het oppervlak langs de oever in de buitenbocht. Als gevolg hiervan wordt het waterniveau in de buitenbocht iets verhoogd en ontstaat er een compensatiestroming waarbij water via de bodem naar de binnenbocht stroomt. Deze stroming vormt samen met de stroomafwaartse waterbeweging de spiraalstroming (figuur 1.9). De stroming over de bodem transporteert zand van de buitenbocht naar de binnenbocht (figuur 1.10). In de binnenbocht worden dan zandbanken gevormd. Dit gebeurt met name bij hoogwater. Er is dan veel zand beschikbaar voor transport, omdat nabij de bodem de hoeveelheid zand in het water (in suspensie) groot is. Hoe groter de breedte-diepteverhouding van de riviergeul, hoe beter zandbanken zich kunnen ontwikkelen.

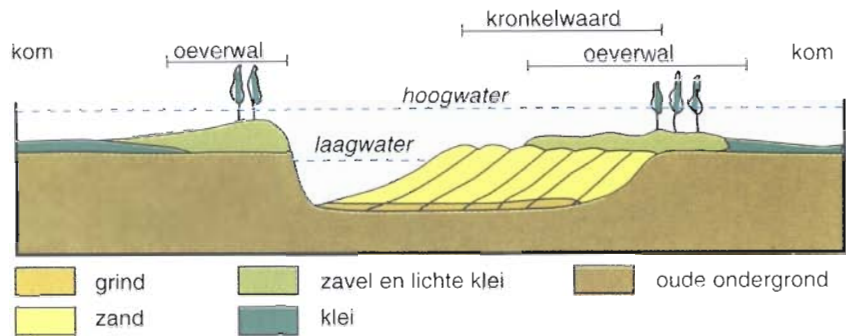
Wanneer een rivier een stuwwal, pleistoceen rivierduin, een oude stroomgordel of oude rivierterrassen aansnijdt, leidt dit tot een toename van de hoeveelheid zand en grind, die net stroomafwaarts van dit aansnijdingspunt in de uiterwaarden wordt afgezet. Een voorbeeld hiervan vormt de Maas in Limburg waar oude rivierterrassen worden aangesneden.

.....
Figuur 1.9
De spiraalstroming in een
meanderende rivier.



1998 ©

Figuur 1.10
Dwarsdoorsnede door een
meanderende riviergeul.



Slibsedimentatie op uiterwaarden

Tijdens hoogwater stroomt water vanuit het zomerbed de uiterwaarden in. Boven de uiterwaarden is de stroomsnelheid veel lager dan in het zomerbed; bij het afbuigen van de stroombanen naar de uiterwaard neemt de gemiddelde stroomsnelheid al flink af.

De transportcapaciteit van het rivierwater hangt nauw samen met de stroomsnelheid. Vandaar dat het door de rivier vervoerde grove zand en grind in de rivierbedding achterblijft. Het fijnere materiaal (fijn zand, silt en klei) wordt door het water in suspensie de uiterwaard in gevoerd. Het meeste en het grofste materiaal, zand, bezinkt vlak naast de bedding. Hier ontstaat een oeverwal, die bij elke overstroming verder wordt opgehoogd. Na een flink hoogwater heeft de rivier op sommige plaatsen op de oevers meer dan een decimeter zand achter gelaten. Naarmate de ophoging verder gaat, wordt steeds fijnkorreliger materiaal op de oeverwal afgezet. Er ontstaat een zogenaamd aflopend profiel waarbij de korrelgrootte van onder naar boven afneemt.

Behalve in verticale richting treedt ook in laterale richting selectie op naar korrelgrootte. Het grofste materiaal dat bij een overstroming buiten de rivierbedding wordt gebracht, wordt het eerst afgezet; op grotere afstand van de rivier sedimenteert het fijnere materiaal, de kleinere slibdeeltjes die langzamer bezinken.

Het sedimentatiepatroon van slib op een uiterwaard wordt sterk bepaald door de topografie van die uiterwaard. Met name de aanwezigheid van een zomerkade is van belang. Uiterwaarden zonder zomerkade kennen een twee tot drie keer zo hoge sedimentatie als uiterwaarden met zomerkade. Bovendien worden de uiterwaarden zonder kades veelal gekenmerkt door afzetting van zand op het grensvlak van zomerbed en uiterwaard (Middelkoop 1997). Het blijkt dat elke uiterwaard een maatgevende afvoer voor de sedimentatie voor slib kent, d.w.z. die afvoer waarbij de grootste sedimentatie optreedt. Dit blijken in het algemeen de middelhoge afvoeren te zijn die al wel een redelijk hoge zwevende stofconcentratie hebben, maar nog wel enige tijd duren (Asselman 1997).

Het reliëf in de uiterwaard leidt tot verschillen in inundatietijd. Verschillen in sedimentatiepatronen treden op, afhankelijk van de kracht en de recessie-eigenschappen van de overstroming. In uiterwaarden die worden begrensd door een lage zomerkade vindt de maximale sedimentatie plaats op plaatsen waar de stroming de kade oversteekt. Het afgezette materiaal bestaat voornamelijk uit klei en zavel. Stroming van het zomerbed naar de uiterwaard treedt vooral op als de uiterwaard laag is en de zomerkade

ontbreekt, of daar waar de uiterwaard breder wordt. Ook wanneer de stroming een binnenbocht afsnijdt of wordt aangetrokken door een diepe plas in de uiterwaard, is sprake van zandafzetting op oeverwallen. De bedijking en andere menselijke activiteiten zijn dus van grote invloed op de vorming van oeverwallen.

In het algemeen geldt dat hoe hoger de inundatiefrequentie is, hoe groter de sedimentatie op een locatie zal zijn. Daarnaast speelt ook de zwevende-stofconcentratie van het rivierwater een rol; deze is afhankelijk van de hoogte en het verloop van de afvoergolf. Bij toenemende afvoer zal de zwevende-stofconcentratie toenemen. De wijze waarop dat gebeurt kan echter per afvoergolf verschillen (Asselman 1997). Een en ander betekent dat sedimentatiesnelheden over een uiterwaard sterk kunnen variëren, van enkele mm tot enkele cm/jaar. Zowel velddata als modelberekeningen wijzen erop dat erosie van uiterwaardbodems tijdens hoogwater nauwelijks een rol speelt (Middelkoop 1997, Asselman 1997, van den Berg & van Wijngaarden 2000).

De verschillen in de sedimentatiesnelheid op de uiterwaarden langs de Rijntakken onderling zijn klein en liggen in de orde van tienden van mm, waarbij de hoogste sedimentatie langs de Waal gevonden wordt. Van het in totaal afgezette sediment (200.000 ton per jaar) wordt 50% door de Waal afgevangen, 30% door de IJssel en 20% door de Lek. Deze verdeling wordt mede bepaald door de uiterwaardoppervlakte van elke riviertak (Asselman 1999). Voor de Maas geldt dat de sedimentatie langs de Grensmaas beduidend hoger ligt (enkele cm/jaar) dan langs de Zandmaas (mm/jaar). Globaal vindt 70% van de totale sedimentatie plaats langs de Grensmaas en 30% langs de Zandmaas (Asselman 2000). Dit is allereerst het gevolg van de uitputting van de zwevende-stofconcentratie in benedenstroomse richting ten gevolge van sedimentatie bovenstrooms. Daarnaast speelt ook de bekading van de benedenstrooms gelegen weerden een rol, die tot gevolg heeft dat de inundatiefrequentie ter plaatse sterk beperkt wordt.

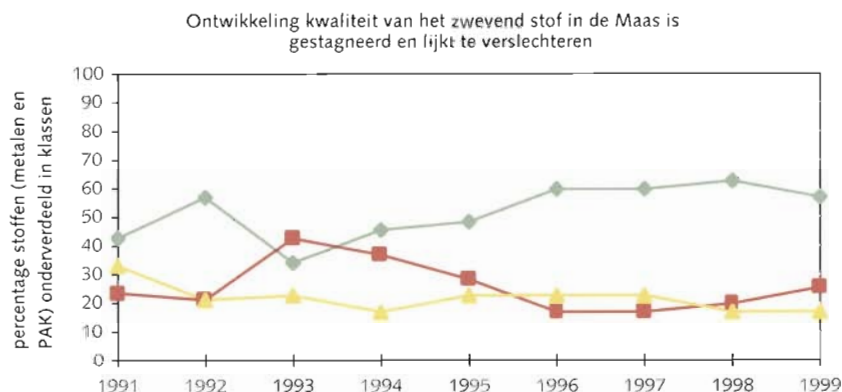
Bij de toekomstige inrichting van de rivieren worden maatregelen overwogen, waarbij de inundatiefrequentie van een uiterwaard toeneemt. Hierdoor zal tevens de hoeveelheid aangevoerd sediment toenemen. Dit zal leiden tot een toename van de sedimentatie. Hierbij moet gedacht worden aan een lokale verhoging tot zelfs enkele cm/jaar. Bij grootschalige herinrichting van het rivierensysteem kan dit belangrijke gevolgen hebben voor de sedimentvracht die afgevangen wordt. Modelberekeningen laten zien dat bij inrichting van de Rijntakken, zoals voorzien in RVR, de sedimentatie zal verdubbelen. Dit betekent dat op jaarbasis zo'n 200.000 ton slib extra afgevangen wordt door de uiterwaarden (Asselman 1999). Alhoewel een dergelijke sedimentatie van slib niet tot acute problemen zal leiden, moet er voor het onderhoud op de iets langere termijn wel degelijk rekening mee gehouden worden (verg. het "*Cyclic Rejuvenation*" project, Smits *et al.* 2000, Duel *et al.* *in prep.*).

Kwaliteit van het afgezette slib

De kwaliteit van de reeds gevormde uiterwaardbodem is bepaald door de kwaliteit van het slib ten tijde van afzetting. De kwaliteit van het slib in de Rijntakken bereikte in de jaren '60-'80 een dieptepunt, maar is sindsdien sterk verbeterd (Beurskens *et al.* 1994, Middelkoop 1997, Zwolsman 2000a). Ook voor de Maas geldt dat de zwevende stof uit die periode het sterkst vervuild is, waarbij tegelijkertijd geconstateerd moet worden dat de

Figuur 1.11
Ontwikkeling van de kwaliteit van
het zwevende stof in de Maas,
1991 t/m 1999.

—◆— klasse012
—■— klasse3
—▲— klasse4



verbetering van de kwaliteit van de zwevende stof voor deze rivier in veel beperktere mate heeft plaats gevonden (Zwolsman 2000a, van den Berg & van Wijngaarden 2000; Water in Beeld 2000). De kwaliteit van de zwevende stof is thans in de Rijn beduidend beter dan in de Maas. Globaal kan gesteld worden dat in de Rijn de zwevende stof klasse 2 nadert, terwijl de zwevende stof van de Maas nog in klasse 3 tot 4 ingedeeld moet worden (Zwolsman 2000a). Een punt van aandacht is dat er de laatste jaren steeds meer nieuwe probleemstoffen gesignaleerd worden, met name uit de hoek van de hormoonontregelende stoffen, waarvan nog niet altijd duidelijk is wat de uitwerking op de lange termijn is (Water in Beeld 2000). In het algemeen geldt dat het sediment dat tijdens hoogwater afgezet wordt van betere kwaliteit is dan de gemiddelde kwaliteit over het jaar. Dit is een gevolg van de bijmenging van relatief schoon sediment door erosie van hoger gelegen c.q. schonere sedimentpakketten bovenstrooms (van der Heijdt & Zwolsman 1997, van den Berg & van Wijngaarden 2000, Zwolsman 2000b).

Het sterk vervuilde sedimentpakket uit de periode '60-'80 is in het algemeen in de bovenste 50 tot 100 cm van de huidige uiterwaardbodems terug te vinden. De belangrijkste probleemstoffen zijn de metalen cadmium, zink, kwik en arseen en de organische microverontreinigingen PAK's, PCB's, diverse bestrijdingsmiddelen en olie. Zowel de daarop liggende toplaag, ontstaan door sedimentatie in de afgelopen decennia, als het dieper liggende pakket, dat is afgezet vóór de jaren '60, is van een betere kwaliteit dan deze tussenliggende laag.

Bij herinrichting worden veelal meters afgegraven, wat betekent dat het pakket dat afgezet is in de afgelopen 100 tot 200 jaar verwijderd wordt. Dat betekent dat de sterk verhoogde concentraties aan verontreinigingen uit de afgelopen eeuw geheel verwijderd worden of gedeeltelijk aan de oppervlakte komen, bijv. in oevertaluds van aangelegde nevengeulen. Er moet echter rekening gehouden worden met het feit dat door toekomstige sedimentatie, die ook nog fors hoger kan zijn dan de huidige, de schone bodem weer herverontreinigd zal worden, doordat deze afgedekt zal worden met zwevende stof van de huidige kwaliteit. Dit betekent dat naast het onderhoudsaspect van sedimentatie, ook de kwaliteit van het sediment en de daaraan verbonden ecotoxicologische risico's een blijvend punt van aandacht zullen vormen.

1.5 Functies van het rivierengebied

Natuur

Het rivierengebied heeft een belangrijke functie als transportas voor soorten organismen die zich actief stroomopwaarts bewegen, zoals vissen, en voor organismen en zaden die zich stroomafwaarts laten meevoeren. Daarnaast blijken ook vele soorten watergebonden vogels zich bij hun trekroutes vooral langs de grote rivieren te bewegen. De rivier als transportas is van belang bij het in stand houden van uitwisseling tussen levensgemeenschappen langs de rivier. De taak van de rivierbeheerder en van de plannenmaker is in dit verband te zorgen voor optimale bewegingsvrijheid en transportmogelijkheden voor organismen, zowel langs de longitudinale als langs de transversale as: vistrappen, in- en uitstromingsmogelijkheden in de uiterwaard en de daar aanwezige depressies. Het gehele ecologische netwerk in een rivierengebied is afhankelijk van en aangepast op de natuurlijke, fysische processen die in het gebied plaats vinden. Daarin is de laatste eeuw op enorme schaal ingegrepen (zie par. 1.2). Met deze ingrepen is een aantal natuurlijke, maar door de mens ongewenste processen gestopt of sterk in schaal teruggebracht. Het succes van de ingrepen en het nut dat ze voor de mens hebben gehad is evident. De vraag aan inrichters in het gebied is nu, of de processen die voor het ecologisch functioneren noodzakelijk zijn weer een kans kunnen krijgen, zonder de voor de mens essentiële voorwaarden van veiligheid en scheepvaart in gevaar te brengen.

Veiligheid

De eisen van veiligheid tegen overstromingen zijn sterk bepalend voor wat er in de uiterwaarden mag gebeuren. Alle elementen in de uiterwaarden die een belemmering tegen stroming vormen, zoals hoogwatervrije terreinen, toegangsdammen en bomen, zorgen ervoor dat de waterstand bovenstrooms van deze objecten hoger is dan zonder deze objecten het geval zou zijn.

De beperkingen aan het stuwende effect van uiterwaarden worden nog verergerd door de trend van steeds hogere maatgevende afvoeren, die gaande is (zie hieronder). De toename in de maatgevende afvoer die nu wordt overwogen, leidt tot een toename van de maatgevende hoogwaterstanden van 15 tot 30 cm. Dit zou een nieuwe ronde dijkverhogingen noodzakelijk maken. Het beleid is er echter op gericht om dijkverhogingen te voorkomen door in het rivierbed maatregelen te nemen die de berging vergroten en/of de doorstroming vergemakkelijken.

Maatgevende Afvoer en Maatgevende Hoogwaterstanden

De rivierdijken in Nederland langs de Rijn worden ontworpen op een afvoer die naar verwachting niet vaker dan eens in de 1250 jaar wordt overschreden. Deze afvoer heet de maatgevende afvoer. De bijbehorende waterstanden worden de Maatgevende Hoogwaterstanden (MHW) genoemd.

Het probleem bij deze benadering is dat het moeilijk is uit de beschikbare meetreeks van 100 jaar de afvoer en waterstand te bepalen met een kans op voorkomen van eens in de 1250 jaar. Daarvoor zijn statistische technieken beschikbaar, maar als een keer een extreme waterstand optreedt, zoals het geval was in 1993 en 1995, dan geeft dit al gauw aanleiding tot herberekening van de kans op die extreme waterstand. Tegelijk zal men dan

de afvoer en waterstand verhogen die bij een gekozen herhalingsjijd (hier dus 1250 jaar) verwacht worden. Zo zal ten gevolge van de hoogwaters van 1993 en 1995 de maatgevende afvoer van de Rijn takken toenemen. De nieuwe maatgevende afvoer, die in 2001 in de Wet op de Waterkering zal worden vastgelegd, zal worden vastgesteld op 16.000 m³/s (was 15.000 m³/s). De Maatgevende Afvoer van de Maas bij Eijsden bedraagt 3.800 m³/s. Verdere verhoging van de maatgevende afvoer wordt bestudeerd in diverse planstudies, maar heeft nog geen formele status. Een tweede ontwikkeling die hier van belang is, is de invloed van klimaatveranderingen op de rivierafvoer. Volgens recente onderzoeken zullen deze leiden tot een toename van de Maatgevende Afvoer van 5% voor de Rijn en 10% voor de Maas. Dit vergt speciale aandacht voor monitoring, en mogelijke verdere aanpassingen om met deze afvoeren om te gaan.

Scheepvaart

Met de functie scheepvaart moet in natuurontwikkelingsprojecten rekening worden gehouden via de eisen die aan de minimale vaardiepte worden gesteld en via het beheer van stuwen op de gestuwde riviertrajecten.

Op de Waal wordt momenteel gestreefd naar een vaargeul van tenminste 150 m breed en 2,5 m diep bij de Overeengekomen Lage Rivierstand (de rivierwaterstand die 95% van de tijd wordt overschreden). In de toekomst wil Rijkswaterstaat de vaargeul van de Waal verbreden en verdiepen zodat twee zeskaks-duwsteden en een koppelverband elkaar op iedere plek kunnen passeren. Daartoe zal de vaarweg tussen de Pannerdense Kop en Zaltbommel zodanig worden verruimd, dat de rivier straks ook bij lage waterstanden minstens 170 meter breed en 2,80 meter diep zal zijn. Tussen Zaltbommel en Rotterdam is de vaarbreedte en -diepte nu al voldoende. In de vaargeul van de Maas bedraagt de effectieve diepgang voor schepen op dit moment 3 meter. De Maasroute zal over de gehele lengte geschikt worden gemaakt voor de tweebaks-duwvaart. Daarvoor moet de diepgang van de vaarweg tenminste 3,5 meter zijn. Met minder diepgang kunnen de schepen onvoldoende worden beladen.

Een aantal typen maatregelen in de uiterwaard, zoals de aanleg van nevengeulen, het verlagen van zomerkaden of het verlagen van uiterwaarden, kunnen het stromingspatroon in de vaargeul beïnvloeden. Door onttrekking van water aan de hoofdgeul zal de stroomsnelheid in de hoofdgeul verminderen, waardoor zand en grind tot afzetting kunnen komen. Dit kan zodanige vormen aannemen, dat de bevaarbaarheid wordt beïnvloed. Per locatie en per maatregel zal moeten worden beoordeeld of de veranderingen binnen de gestelde marges blijven.

Overige functies

Recreatie is een functie die nauw verweven is met natuurontwikkeling in uiterwaarden. Natuurontwikkeling kan gebieden aantrekkelijk maken voor recreanten, terwijl andersom deze aantrekkelijkheid voor recreatie ervoor kan zorgen dat er draagvlak ontstaat voor nieuwe natuurontwikkelingsprojecten. Desondanks blijft in deze versie van het handboek recreatie buiten beschouwing. Zo mogelijk zal in een vervolgversie invulling worden gegeven aan deze functie.

Landbouw is de functie die aan een groot deel van de Nederlandse uiterwaarden is toegekend. De laatste jaren is hierin een kentering opgetreden ten gunste van natuur, maar landbouw speelt nog steeds een belangrijke

rol en zal deze voorlopig ook blijven spelen. Bij gebleken succes van het handboek zal in een vervolgversie hieraan verdere invulling worden gegeven.

Overige functies als grondstoffenwinning, drinkwatervoorziening, wonen en werken spelen een belangrijke rol in het rivierengebied, maar blijven in dit handboek buiten beschouwing.

1.6 Landschappelijke aspecten

De beleving van natuur en landschap verandert in de loop van de tijd. Dit leidt tot wisselende vraagstellingen en door de veranderende context tot eveneens veranderende ontwerpopgaven en ontwerpbenaderingen.

Als historische referentie voor het beeld en de ruimtelijke kwaliteiten van het rivierenlandschap zijn de Verkade-albums van Jac.P. Thijsse over 'De IJssel' (1916), 'Waar Wij Wonen' (1937) en 'Onze Groote Rivieren' (1938) van grote waarde. Zij roepen het beeld van het vroegere rivierenlandschap als geen ander op en laten zien hoe sterk het rivierenlandschap sindsdien veranderd, maar ook in een aantal opzichten gelijk gebleven is. Ook andere publicaties hebben een duidelijk beeld geschetst van het rivierenlandschap van vroeger en nu en van wat er aan natuur- en landschapswaarden verloren is gegaan (Sillevis *et al.* 1993, van der Woud 1987). De vele functies van de rivier hebben een belangrijk stempel op het landschap gedrukt. Duidelijk is dat de wisselwerking tussen cultuur en natuur -tussen de mens en zijn plek- het rivierenlandschap in sterke mate gevormd heeft en vormt. Daarbij is het van belang te constateren, dat de houding ten opzichte van en aandacht voor de natuur en het landschap in de loop van de tijd verandert.

Aan het eind van de negentiende eeuw ontstaat het eerste besef van de noodzaak van natuur- en landschapsbescherming. In de loop van de 20^e eeuw -vooral na de Tweede Wereldoorlog- nemen de milieuvervuiling en de verstedelijking nog aanzienlijk toe. Dit leidt er onder andere toe, dat natuurbeschermingsorganisaties over het hele land terreinen gaan verwerven en beheren. De rivieren worden tegelijkertijd tot icoon van het nationaal gevoel voor het landschap (Marsman: 'Denkend aan Holland, zie ik ...'; Nijhoff: 'Ik ging naar Bommel om de brug te zien. ...'; Antoon Coolen: 'Dorp aan de rivier').

In de eerste helft van de jaren '70 is voor het eerst een uitgebreide natuur- en milieukartering van de waarden van de uiterwaarden uitgevoerd (de Soet 1975). Doel hiervan was om planologisch zorgvuldiger om te kunnen gaan met plannen voor grootschalige zand- en kleiwinningen en voor de verstedelijking. Dezelfde gegevens zijn ook gebruikt voor de advisering met betrekking tot de dijkversterkingen, die tot dan toe vernietigende gevolgen voor het landschap hadden. Deze advisering kwam erop neer dat door 'uitgekiend ontwerpen' de uitvoering van de diverse plannen enerzijds meer rekening moest houden met de LCN-waarden (landschap, cultuurhistorie en natuur) en anderzijds met de problematiek rond maatgevende hoogwaters (Cie. Becht 1976, Cie. Boertien 1993, 1994). Tevens leidde dit werk tot handreikingen over de vormgeving van dijken (Feddes & Halenbeek 1987, TAW 1994). In een tweetal proefprojecten (Bomendijk en Gelders Rivierdijken Plan) zijn deze adviezen in praktijk gebracht. 'Integrale planvorming' en een oplossingsgerichte 'landschapsvisie' bleken goede instrumenten te zijn om een afgewogen integratie van verschillende belangen bij de inrichting van het rivierenlandschap te reali-

seren (RWS Bouwdienst 1994, Bruggenkamp & Veenenbos 1994). In het rivierdijkenplan van Gelderland zijn overwegingen rond waarden van landschap, ecologie en cultuurhistorie eveneens expliciet meegenomen (GRIP 1994).

Ondertussen was in 1987 met het 'Plan Ooievaar' (de Bruin *et al.* 1987) een ruimtelijk ontwikkelingsvoorstel voor het centrale riviergebied ontworpen, waarbij zowel binnendijs als buitendijs landbouwontwikkeling en natuurontwikkeling in gezamenlijkheid aandacht kregen. Tot nu toe lijkt alleen de buitendijs natuurontwikkeling uit het 'Plan Ooievaar' in de ruimtelijke ordenings-praktijk terecht te zijn gekomen.

Het 'Plan Ooievaar' leverde een nieuwe visie op voor de ontwikkeling van het rivierengebied en gaf mede de aanzet voor het ontwikkelen van het concept van een 'ecologische hoofdstructuur' (EHS) als bouwsteen en middel voor de ruimtelijke ordening van Nederland. De vaststelling van de grote rivieren als een van de hoofdcomponenten van de EHS werd via het Natuurbeleidsplan (LNV 1990) en de Nota Landschap (LNV 1992) en het Structuurschema Groene Ruimte (LNV 1995) in de nationale ruimtelijke ordening bevestigd. Ook in de regionale 'nadere uitwerkingen' van de Vierde Nota Ruimtelijk Ordening (VINEX) zien we de aandacht voor de natuurontwikkeling terugkomen: zoals in de Nadere Uitwerking Rivierengebied (Stuurgroep NURG 1991).

Ook de natuurontwikkelingskoers is inmiddels ingezet met een reeks onderzoeken en studies voor riviertakken en riviertrajecten ofwel afzonderlijke uiterwaarden. De eerste reeks concrete projecten bij de rivieren wordt al vroeg in de jaren '90 voortvarend in uitvoering genomen door middel van aankoop en terreininrichting, ander gebruik en beheer. Voorbeelden hiervan zijn de Blauwe Kamer langs de Nederrijn en de Duursche Waarden langs de IJssel (Grontmij en Staatsbosbeheer 1996). In dezelfde periode vestigde het Wereld Natuur Fonds met de publicatie 'Levende rivieren' de aandacht op de mogelijke koppeling van de natuurontwikkeling met het proces van de delfstofwinning in de uiterwaarden (WNF 1992).

1.7 Trajectindelingen van Rijn en Maas

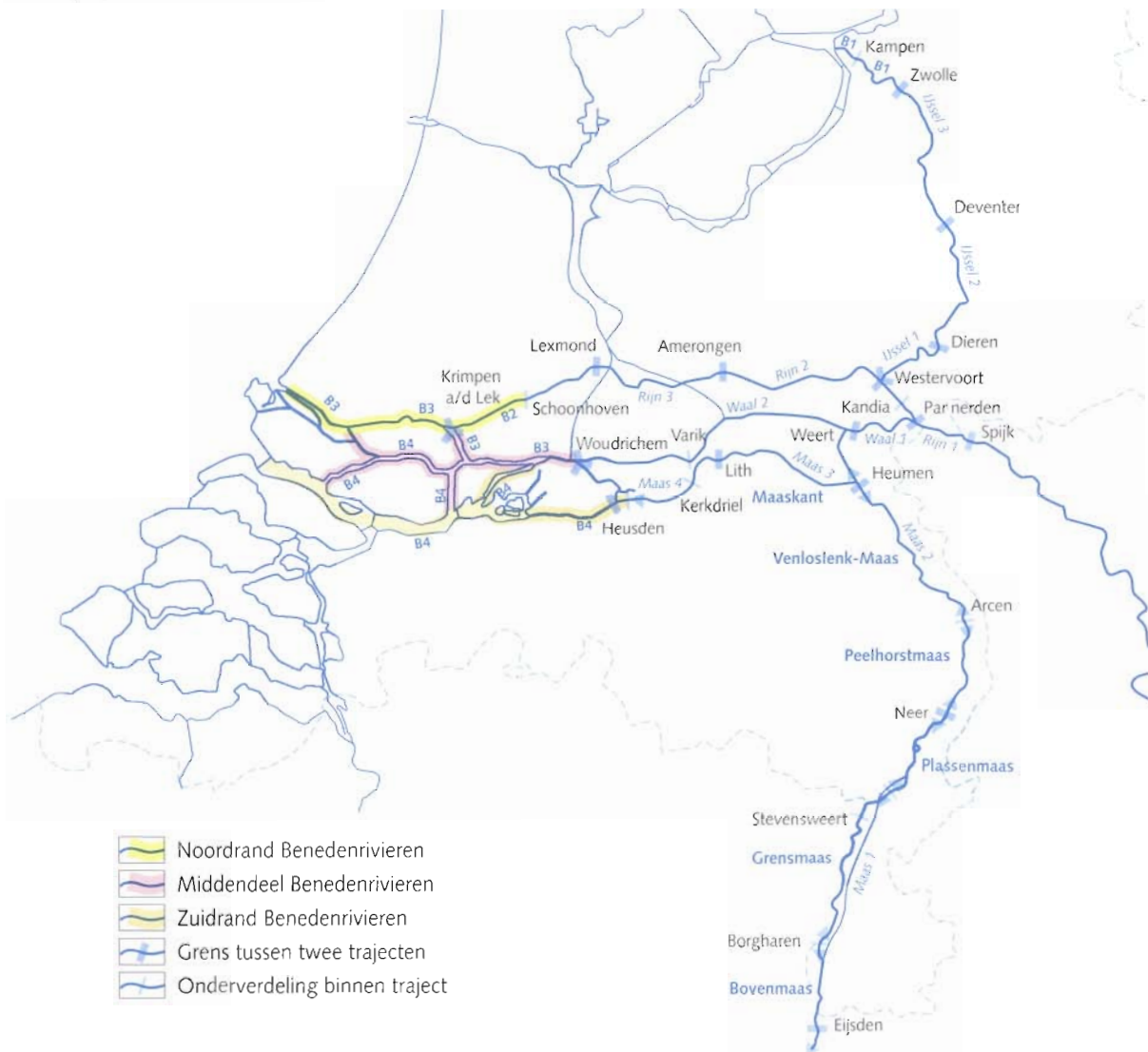
Bij het ontwikkelen van inrichtingsplannen in het rivierengebied is de vraag van belang waar bepaalde maatregelen wel of juist niet opportuun zijn en waarom. Een goede karakterisering van de eigenschappen van de te onderscheiden riviertrajecten is dan ook noodzakelijk. In deze paragraaf wordt zo'n indeling gepresenteerd, gebaseerd op zowel geo- en hydro-morfologische als op ecologische en landschappelijke criteria (o.a. Jansen & Rademakers 1993, Londo 1997, Maas *et al.* 1997, Stegewerns 1999, Maas 2000).

Op stroomgebiedniveau zijn de in Nederland gelegen delen van de Rijn en de Maas grotendeels te typeren als laaglandrivieren. Alleen het bovenstroomse deel van de Maas in Limburg is een 'heuvellandrivier' (Stegewerns 1999). Bij het huidige rivierenlandschap in Nederland zijn de volgende delen te onderscheiden: het Maasdal in Limburg, de 'centrale riviervlakte' met daarin de vertakkingen van de Rijn en de Maas, de IJsselvallei en de benedenrivieren met de kustzone in Holland. De huidige loop van de grote rivieren ligt min of meer vast. In het midden van het rivierengebied

stroomt de Waal, als brede doorgaande hoofdstroom. Ten zuiden van de Waal stroomt de gekanaliseerde Maas, eenzijdig begrensd door de hogere Brabantse zandgronden. Ten noorden van de Waal ligt de grotendeels gestuwde Nederrijn/Lek, begrensd door onder meer het markante Veluwemassief en de Utrechtse Heuvelrug. Tussen de stuwwal van de Veluwe en de hogere zandgronden van Salland stroomt de smalle IJssel sterk slingerend noordwaarts om tenslotte in het IJsselmeer uit te monden.

Op meer gedetailleerd schaalniveau blijkt dat de diverse delen van de rivier grote verschillen vertonen in hun kenmerkende eigenschappen. Daarom zijn de grote rivieren ingedeeld in een aantal deelgebieden, die weer kunnen worden opgedeeld in trajecten, met min of meer constante eigenschappen. De Rijn komt Nederland binnen als Bovenrijn en splitst zich vervolgens in Waal en Pannerdens Kanaal. Aan het einde van het Pannerdens Kanaal splitst de rivier zich in de Nederrijn en de IJssel. In dit handboek wordt de trajectindeling overgenomen die is voorgesteld in

Figuur 1.12
Onderscheiden trajecten van Rijn en Maas in Nederland, alsmede locaties van stuwen en indicatieve begrenzing van de getijde-invloed.



'Ruimte voor Rijntakken', bouwsteen Natuur. Hierin zijn de Rijntakken opgedeeld in 14 trajecten. Daarnaast worden voor de Maas 9 trajecten onderscheiden (Rademakers *et al.* 1996), volgens figuur 1.12. Het benedenrivierengebied is in drie delen onderverdeeld. De indeling is gebaseerd op hydro- en morfodynamische kenmerken, geomorfologie van het aangrenzende gebied, aanwezigheid van stuwen en de intensiteit van de beroepsscheepvaart.

De Grensmaas is niet gestuwd. Hierop vindt geen scheepvaart plaats, omdat die zich beweegt op het parallel lopende Julianakanaal. De minimum afvoer is enkele m³/s, de hoogst gemeten afvoer is 3120 m³/s. De stroomsnelheden in de Grensmaas zijn relatief hoog en sterk variabel. Dit hangt samen met het grote verhang van 43 cm/km. De fluctuaties die in het waterpeil optreden gaan tot maximaal 10 à 12 meter, bij een afvoer van 3380 m³/s, met een herhalingstijd van 250 jaar.

Tabel 1.4
Onderscheiden trajecten met enkele kenmerken van de Rijn en Maas in Nederland.

traject	lengte	opp. uiterw. (km)	stuw/vrij afstr. (ha)	overige kenmerken
Rijn en takken				
Bovenrijn	11	1000	v	enige traject van de Rijntakken dat insnijdt kwel vanuit Montferland hoge rivierdynamiek, zand- en grindoevers dit traject is, samen met de Waaltrajecten, het drukst bevaren
Bovenwaal	16	1900	v	sterke meandering kwel vanuit stuwwal Nijmegen hoge dynamiek, zandduinen en -platen
Middenwaal	44	3000	v	zwakslingerend dynamische zandrivier
Oostelijke Benedenwaal	17	1900	v	bochtiger dan Middenwaal dynamische zandrivier
Westelijke Benedenwaal	12	1400	v	laagwaterpeil stabiel, oeverwallen lager, uiterwaarden smaller en komgebieden groter dan bovenstrooms overgang van boven- naar benedenrivier
Pannerdens Kanaal	7	800	v	gedeeltelijk gegraven, niet natuurlijk bij lage afvoer invloed stuw Driel merkbaar
Rijn rond Arnhem	14	1000	v/s	grote invloed stad Arnhem invloed stuw Driel bij lage peilen zwakslingerende zandrivier
Doorwerthse Rijn	15	1000	s	aan de voet van Veluwe-uitlopers kwel vanuit Veluwe stuwen vooral bij lage afvoer goed merkbaar dynamiek beperkt tot bedding en oevers uiterwaarden rel. hoog gelegen
Gestuwde Nederrijn en Lek	45	4000	s	grote invloed stuwen kwel vanuit Utrechtse Heuvelrug
Boven-Lek	24	1200	v	overgang van boven- naar benedenrivier uiterwaarden smaller, dijken hoger, rietgorzen in oostelijk deel nog zanddynamiek in westelijk deel getij-invloed
Boven-IJssel	26	2700	v	kwel vanuit Veluwe grote meanders en kronkelwaarden zijn overblijfsel van vroeger, huidige rivier kan die niet meer vormen. kleinschalige zandrivier

traject	lengte	opp. uiterw. (km)	stuw/vrij afstr. (ha)	overige kenmerken
Midden-IJssel	33	3200	v	kwel vanuit Veluwe rivieroevers bijna overal verdedigd
Sallandse IJssel	34	3100	v	relatief recht traject uiterwaarden stromen niet mee morfodynamiek hoog, hydrodynamiek gering kwel vanuit Veluwe
Beneden-IJssel	23	1100	v	sommige delen dynamisch, met oeverwallen invloed windopwaaiing
Maas				
Boven-Maas	14	350	s	sterk verhang, sterk wisselende afvoer in breed, diep dal in krijtafzettingen
Grensmaas	36	2400	v	sterk verhang, sterk wisselende afvoer in breed, diep dal in tertiaire afzettingen gem. stroomsnelheid tot hier hoger dan 1 m/s geen beroepsvaart
Plassenmaas	43	5900	s	breed meanderende zand- en grindrivier gem. stroomsnelheid vanaf hier lager dan 0.5 m/s
Peelhorstmaas	35	3500	s	stroomt langs hogere Peelhorst stabiele, rechte zandrivier, smal en recht dal
Venloslenkmaas	32	6100	s	weer meer ruimte, overstroming van laagterrassen mogelijk, breed en recht dal
Maaskantmaas	54	3300	s	gestuwd, rechtgetrokken
Beneden-Maas	34	3000	v	benedenrivier, geringe getijdedynamiek bedijkte riviervlakte, vrij brede zandige oeverwallen, kleiige kommen, brede hoge uiterwaarden
Afgedamde Maas	11	1500	v	voormalige benedenloop, eenzijdig verbonden
Bergse Maas	24	500	v	vlakke benedenrivier met duidelijke getijdestroming bedding en reliëf geheel aangelegd
Benedenrivieren				
Noordrand Nieuwe Maas; Nieuwe Waterweg (Hollandsche IJssel en Lek)	nvt	nvt	v	benedenrivieren met getijde-invloed recht-stabiel zandtraject rechteroever veenvlakte en/of klei-op-veengebied; linker-oever getijdenafzettingengebied (zeekleigebied)
Middendeel Noord; Boven Merwede; Beneden Merwede; Oude Maas; Spui; Dordtse Kil	nvt	nvt	v	benedenrivieren met getijde-invloed slingerend-vlechtend zandtraject tot verbreed-stabiel kleitraject getijdenrivier ligt in zeekleigebied
Zuidrand Nieuwe Merwede; Biesbosch; Hollandsch Diep; Haringvliet; Bergsche Maas; Amer	nvt	nvt	v/s	benedenrivier en estuarium (voorheen getijde-invloed) overwegend verbreed-stabiel kleitraject ligt in vlakte van getijdeafzettingen zeekleigebied

Literatuur

- Asselman, N.E.M. 1997. Suspended sediment transport in the river Rhine. The impact of climate change on erosion, transport and deposition. Proefschrift Universiteit Utrecht.
- Asselman, N.E.M. 1999. Slibmodellering in RVR. Fase 2. WL Delft Hydraulics, Rapport R337.
- Asselman, N.E.M. 2000. Slibmodellering in VVM. WL Delft Hydraulics, Rapport Q2749.
- Beurskens, J.E.M., H.J. Winkels, J. de Wolf & C.G.C. Dekker 1994. Trends of priority pollutants in the Rhine during the last fifty years. *Water Science and Technology* 29: 77-85.
- Berendsen, H.J.A. 1996. De vorming van het land. Inleiding in de geologie en de geomorfologie. Van Gorcum, Assen.
- Berg, G.A. van den en Van Wijngaarden, M. 2000. Sedimentatie langs de Grensmaas. RIZA rapport 2000.046.
- Brinke, W. ten, E. Snippen & L. Bolwidt 2000. Sedimentbalans Rijntakken 2000. RIZA rapport 2000.
- Brink, F.W.B. van den 1994. Impact of hydrology on floodplain lake ecosystems along the lower Rhine and Meuse. University of Nijmegen. Ph.D.-thesis. IX + 196 p.
- Bruggenkamp, J.W.C. & H. Veenbos 1994. Bomendijk
- Bruin, D. de, D. Hamhuis, L. van Nieuwenhuijze, W. Overmars, D. Sijmons & F. Vera 1987. Ooievaar: de toekomst van het rivierengebied. Stichting Gelderse Milieufederatie. Arnhem. 128 p.
- Cie. Becht 1976. Advies dijkversterking.
- Cie. Boertien 1993. *Advies Dijkversterkingen*.
- Cie. Boertien 1994. *Advies Maas*.
- Dreumel, P.F. van 1995. Slib en zandbeweging in het Noordelijk Deltabekken in de periode 1982-1992. Rijkswaterstaat, Directie Zuid Holland.
- Feddes, Y.C. & F.L. Halenbeek 1987. De scherpe grens. IKC- LNV Baeil nr.26.
- GRIP 1994. Gelders Rivierdijken Plan. Provincie Gelderland, Arnhem
- Heijdt, L.M. van der & Zwolsman 1997. Influence of flooding events on suspended matter quality of the Meuse river (The Netherlands). In: *Destructive water: Water caused natural disasters, their abatement and control*, IAHS publication no 239, p.p. 285-294.
- Jansen, S. & J. Rademakers 1993. Natuurontwikkeling langs rivieren - Over toepassing van natuuroeltypen en dynamische rivierecosystemen. *Landschap*: 1993-3; pp.49-68.
- Junk, W.J. 1999. The flood pulse concept of large rivers: learning from the tropics. *Archiv für Hydrobiologie Supplement*, 115 (Large Rivers 11), 261-280.
- Junk, W.J., P. B. Bayley & R.E. Sparks 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. in: D.P. Dodge [ed.] *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)*. Canadian Special Publications of Fisheries and Aquatic Sciences 106. pp. 110-127.
- LNv (Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij) 1990. Natuurbeleidsplan. Regeringsbeslissing. Sdu, 's-Gravenhage.
- LNv (Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij) 1992. Nota Landschap. Regeringsbeslissing Visie Landschap. Sdu, 's-Gravenhage.
- LNv (Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij) 1995. Structuurschema Groene Ruimte. Regeringsbeslissing Planologische Kernbeslissing. Sdu, 's Gravenhage.
- Londo, G. 1997. *Natuurontwikkeling*. Uitg. Backhuys Leiden.
- Lorenz C.M. 1999. Indicators for sustainable management of rivers. Ph.D.-thesis VU Amsterdam.
- Maas, G.J. 2000. Historische geomorfologie Maas en Benedenrivieren; Oude Maas, Merwede-Hollandse Biesbosch, Afgedamde Maas en Maaskant. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport nr. 075.

Maas, G.J., H.P. Wolfert, M.M. Schoor & H. Middelkoop 1997. Classificatie van riviertrajecten en kansrijkdom voor ecotopen. Een voorbeeldstudie vanuit historisch-geomorfologisch en rivierkundig perspectief. DLO Staring Centrum en RIZA; Rapport 552, Wageningen.

Middelkoop, H. 1997. Embanked floodplains in the Netherlands. Proefschrift Universiteit Utrecht.

Middelkoop, H. (red.) 1998. Twee rivieren, Rijn en Maas in Nederland. RIZA rapport 98.041. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Arnhem.

Rademakers, J.G.M., G.B.M. Pedrolí & L.H.M. van Herk 1996. Een stroom natuur: natuurstreefbeelden voor Rijn en Maas, Achtergronddocument A. Lelystad, RIZA, Werkdocument 95.172X.

Rooij, S.A.M. van, F. Klijn & L.W.G. Higler 2000. Ruimte voor de rivier, ruimte voor de natuur? Alterra rapport 190. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen. 62 pp.

RWS (Rijkswaterstaat) Bouwdienst 1994. Projectnota/MER voor de verbetering van de Bommendijk.

Stuurgroep Rivierengebied 1991. Nadere Uitwerking Rivierengebied; eindrapport. 's-Gravenhage.

Schoor, M.M. & A.M. Sorber 1998. Morfologie Natuurlijk. ISBN 903695231x, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Arnhem.

Schoor, M.M., H.P. Wolfert, G.J. Maas, H. Middelkoop & J.J.P. Lambeek 1999. Potential for floodplain rehabilitation based on historical maps and present-day processes along the River Rhine, the Netherlands. in: S.B. Marriott & J. Alexander [eds.] Floodplains: interdisciplinary approaches: pp. 123-137. Special Publications 163, Geological Society, London.

Sillevis, J. *et al.* 1993. Licht, lucht en water: de verloren idylle van het riviergezicht. ISBN 90-6630-415-4.

Soet, F. de 1975. De waarden van de uiterwaarden. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.

Stegewerns, C. 1999. Stromend landschap - een landschapsarchitectonisch onderzoek naar de verhouding tussen vorm en dynamiek bij de vormgeving aan een dynamisch Nederlands rivierenlandschap. Werkdocument: Concept-dissertatie oktober 1999 TUD Delft.

TAW (Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen) 1994. Handreikingen Dijkversterking.

Thijssse, J.P. 1914. De Usel. Verkade Album, Zaandam.

Thijssse, J.P. 1937. Waar Wij Wonen. Verkade Album, Zaandam.

Thijssse, J.P. 1938. Onze Groote Rivieren. Verkade Album, Zaandam.

Tockner, K., F. Malard & J.V. Ward 2000. An extension of the flood pulse concept. Hydrological Processes 14:2861-2883.

Urk, G. van & H. Smit 1989. The lower Rhine geomorphological changes. in: G.E. Petts, H. Moller & A.L. Roux [eds.] Historical change of large alluvial rivers: western Europe: pp. 167-182. John Wiley & Sons Ltd, Chichester.

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

Ver, G.P. van de (red.) 1993. Leefbaar Laagland: geschiedenis van de waterbeheersing en landaanwinning in Nederland. Utrecht, Matrijs. ISBN 90-5345-031-9.

Ward, J.V. & J.A. Stanford 1989. Riverine ecosystems: the influence of man on catchment dynamics and fish ecology. in: D.P. Dodge [ed.] Proceedings of the International Large River Symposium (LARS) Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106: pp. 56-64.

Ward, J.V. & J.A. Stanford 1995. The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. Regulated Rivers: Research and Management 10: 159-168.

Water in Beeld 2000. Voortgangsrapportage over het waterbeheer in Nederland. 's-Gravenhage.

WL/Delft Hydraulics 1998. De Rijn op termijn. 31 p.

WNF 1992. Levende rivieren. Wereld Natuur Fonds, Zeist. 28 p.

Woud, A. van der 1987. Het lege land: de ruimtelijke orde van Nederland 1798-1848. Amsterdam, Contact. ISBN 90-254-1681-0.

Zwolsman, J.J.G. 2000a. Waterkwaliteit van de Rijn en Maas: nog steeds een reden tot zorg? Bijdrage IRC Jaarsymposium, November 2000, Rotterdam.

Zwolsman, J.J.G. 2000b. Environmental impacts of floods in the Netherlands. Bijdrage aan de conferentie 'Gewässerlanden', Oktober 2000, Berlijn.

2 Landschapsbeleid

Jan Wouter C. Bruggenkamp

Inhoud

- 2.1 Rijksniveau
- 2.2 Provinciaal niveau
- 2.3 Conclusies

Literatuur

De planvorming voor herinrichting van uiterwaarden vindt altijd plaats binnen de bredere context van het landelijke, provinciale en gemeentelijke ruimtelijke beleid. In dit hoofdstuk is een overzicht gemaakt van de relevante beleidsnota's op rijksniveau en de vertaling ervan in landelijke plannen en voornemens. Daarna komt aan de orde hoe deze nota's en plannen op provinciaal niveau hun weerslag vinden.

Het gemeentelijke niveau blijft hier buiten beschouwing, omdat voor een goede behandeling daarvan teveel in detail moet worden getreden. Bij de uitwerking van plannen voor een concreet uiterwaardproject kan dit niveau echter wel degelijk van richtinggevend belang zijn.

2 Landschapsbeleid

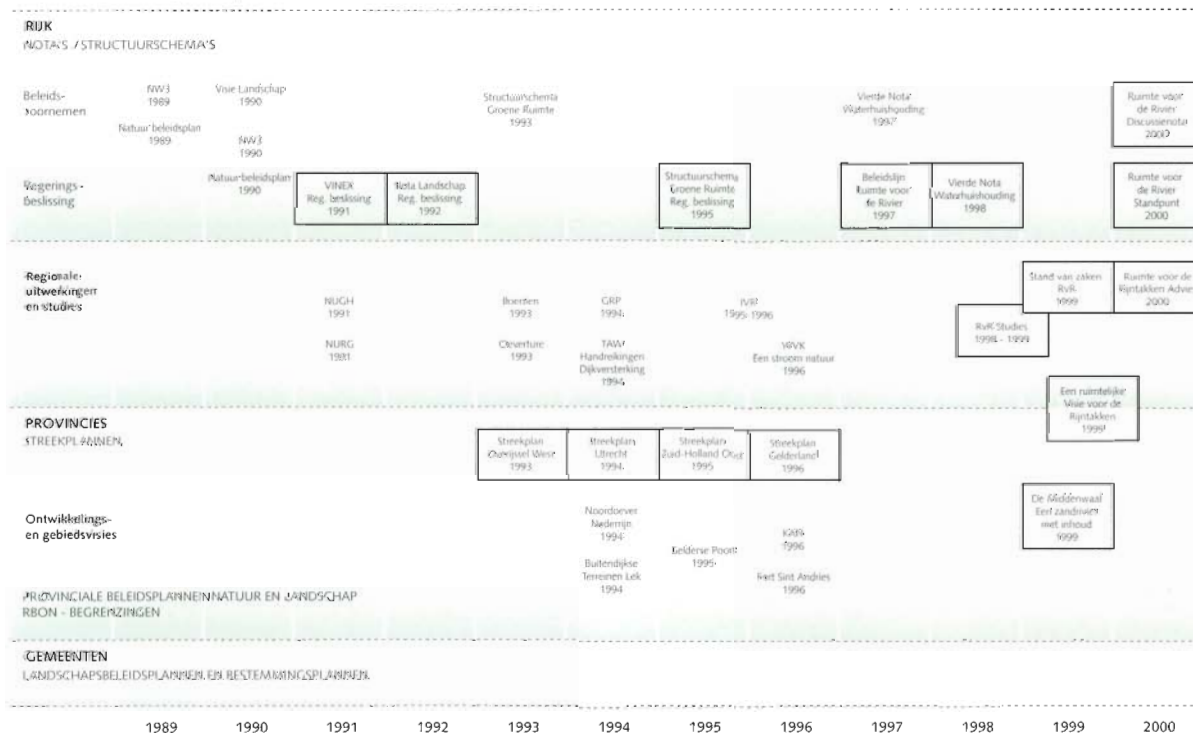
Een analyse van het beleid in het rivierengebied is gebaseerd op de bestaande beleidsnotities. Deze zijn onder te verdelen in notities op rijksniveau, op provinciaal niveau en op gemeentelijk niveau. In deze paragraaf zal alleen worden ingegaan op de eerste twee niveaus. Hierbij moet wel worden bedacht dat bij de concretisering van inrichtingsplannen ook de (inter)gemeentelijke 'beleidsplannen voor natuur en landschap' richtinggevend zijn. Bovendien moeten herinrichtingsplannen die landelijk of provinciaal beleid uitvoeren ook worden getoetst aan of geïncorporeerd in de gemeentelijke bestemmingsplannen.

Figuur 2.1 geeft voor het rijks- en het provinciaal niveau een overzicht van de belangrijkste beleidsplannen, beleidsvoornemens, verkenningen en uitwerkingen, die betrekking hebben op het rivierengebied. Op rijksniveau zijn drie typen documenten te onderscheiden: beleidsvoornemens, regeringsbeslissingen en regionale uitwerkingen en studies. Op provinciaal niveau gaat het om streekplannen, ontwikkelings- en gebiedsvisies en provinciale beleidsplannen natuur en landschap.

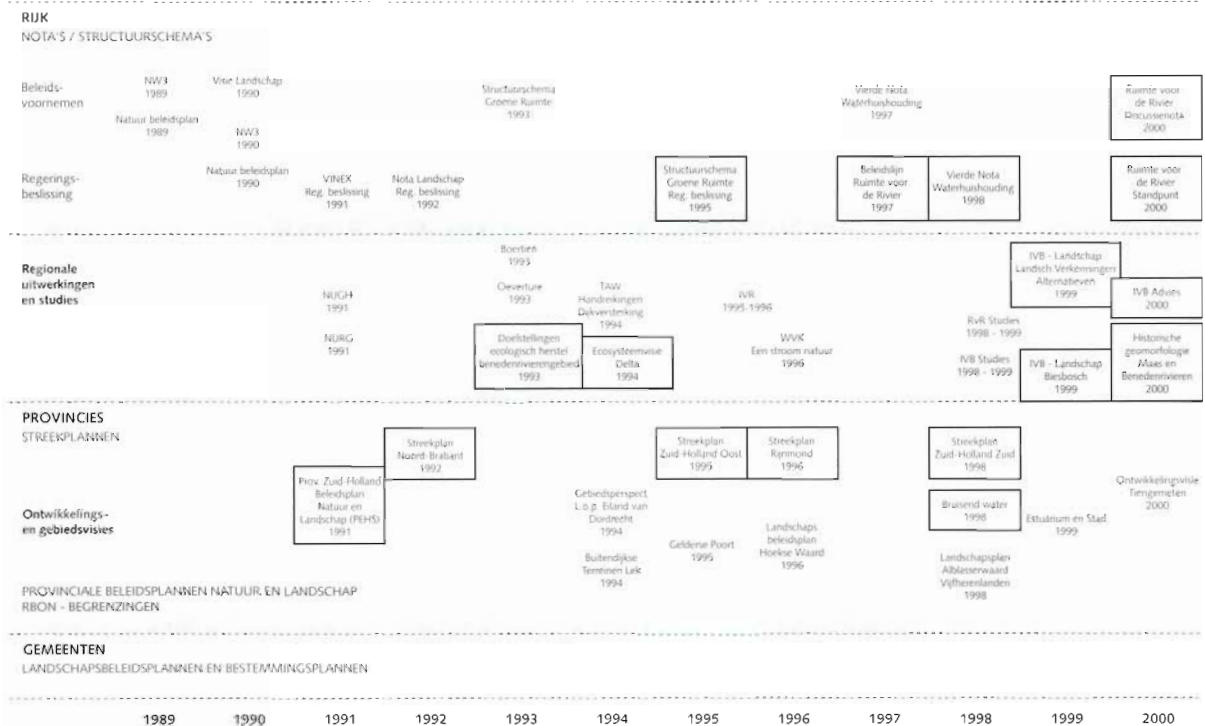
Figuur 2.1

Overzicht van de belangrijkste beleidsdocumenten betreffende het rivierengebied, op rijks- en provinciaal niveau. Een opsplitsing is gemaakt naar Rijnakken, Maas en Benedenrivieren en naar beleidsvoornemens, regeringsbeslissingen en regionale uitwerkingen en studies (rijksniveau) en naar streekplannen en ontwikkelings- en gebiedsvisies (provinciaal niveau).

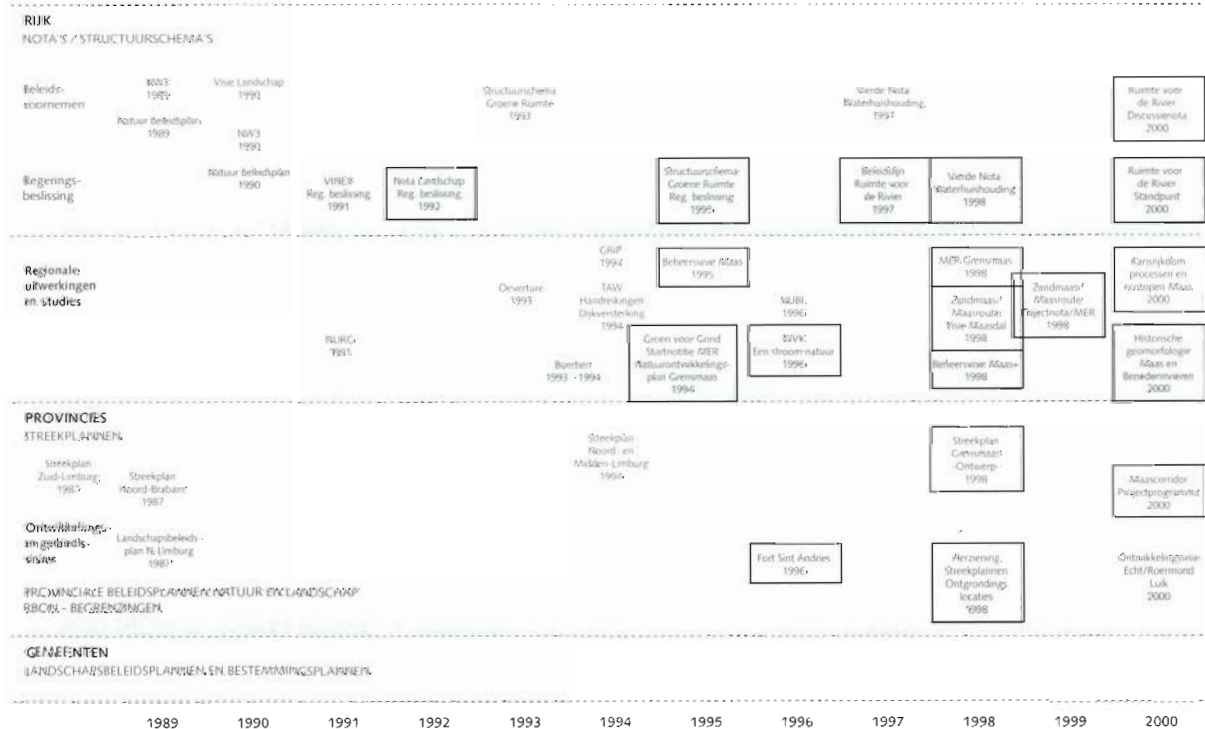
RVR - LANDSCHAP: BRONNEN ANALYSE VAN HET BELEID (bronnen in zwart kader zijn direct gebruikt bij de analyse/structuurbeleid)



IVB - LANDSCHAP: BRONNEN ANALYSE VAN HET BELEID (bronnen in zwart kader zijn direct gebruikt bij de analyse/structuurbeleid)



MAAS - LANDSCHAP: BRONNEN ANALYSE VAN HET BELEID (bronnen in zwart kader zijn direct gebruikt bij de analyse/structuurbeleid)



2.1 Rijksniveau

Beleidsvoornemens en regeringsbeslissingen

Op het niveau van beleidsvoornemens en regeringsbeslissingen zijn voor het gehele rivierengebied de belangrijkste vigerende nota's:

- de vierde Nota Ruimtelijke Ordening (VINEX) (VROM 1991);
- het eerste Natuurbeleidsplan (LNV 1990);
- het tweede Natuurbeleidsplan 'Natuur voor Mensen – Mensen voor Natuur' (LNV 2000);
- de Nota Landschap (LNV 1992);
- het Structuurschema Groene Ruimte (LNV 1995);
- de Beleidslijn Ruimte voor de Rivier (VROM en VenW 1997);
- de Vierde Nota Waterhuishouding (NW4) (VenW 1998);
- de Ruimte voor de Rivier resp. Discussienota en Standpunt (VenW 2000).

De actualisering van het ruimtelijk ordeningsbeleid via de Vijfde Nota Ruimtelijke Ordening (VROM 2001) is in voorbereiding.

In het onderstaande wordt in het kort weergegeven wat voor het rivierengebied de hoofdlijnen van deze nota's zijn.

Vierde Nota Ruimtelijke Ordening Extra (VINEX)

In de VINEX (1991) is de ontwikkelingsrichting voor het landelijk gebied in hoofdlijnen aangegeven in een viertal koersen:

- groen: 'natuur richtinggevend';
- geel: 'geconcentreerde landbouw richtinggevend';
- blauw: 'verbrede plattelandsontwikkeling';
- bruin: 'mozaïek van landbouw en andere functies'.

Voor het winterbed van de Rijntakken wordt in de VINEX de 'groene koers' aangegeven. Ecologische kwaliteiten dienen daar richtinggevend voor de ruimtelijke ontwikkeling te zijn. Dat betekent dat het beleid voor de Rijntakken gericht is op:

- Behoud en de ontwikkeling van natuurlijke ecosystemen.
- Herstel van ecologische relaties met andere gebieden.

Andere functies dan natuur, zoals verstedelijking, recreatie, infrastructuur, landbouw, bosbouw en oppervlaktedelfstofwinning zijn slechts toelaatbaar als deze de natuurfuncties binnen het gebied niet aantasten. Voor zover oppervlaktedelfstofwinning wordt toegestaan, dient bij locatiekeuze, wijze van uitvoering en eindbestemming rekening te worden gehouden met de mogelijkheden voor natuurontwikkeling (VROM 1991 Deel III). Voor het herstel van de ecologische relaties wordt voor de Rijntakken aangesloten op de complexen van de Veluwe, de Utrechtse Heuvelrug, de Gelderse Poort en het Duitse Rijngebied.

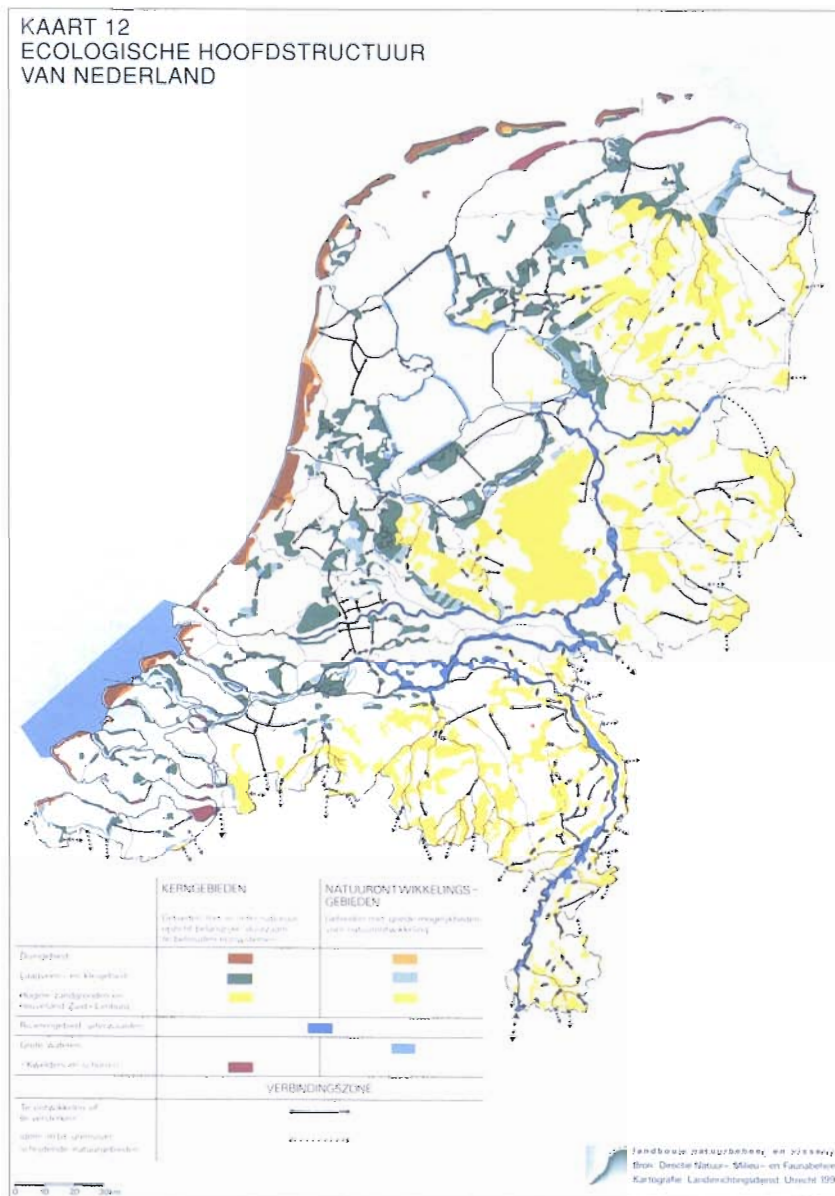
Natuurbeleidsplan

In het eerste Natuurbeleidsplan is de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) als na te streven concept neergezet. Voor de grote rivieren in ons land is in deze nota een belangrijke functie als levensaderen van deze EHS neergezet.

Nota Landschap

De Nota Landschap geeft als hoofddoelstelling van het landschapsbeleid: Het bevorderen van de instandhouding, het herstel en de ontwikkeling van een kwalitatief hoogwaardig landschap, dat wil zeggen een landschap waar identiteit en duurzaamheid centraal staan. Om deze doelstelling te

Figuur 2.2
Ecologische hoofdstructuur van
Nederland (Min. LNV 1992 Kaart 12).



realiseren moet het landschap voldoen aan esthetische, ecologische en functioneel-economische eisen (LNV 1992).

Volgens de Nota Landschap wordt de landschapsontwikkeling in het rivierengebied vooral aangestuurd door de volgende ontwikkelingen:

- realisatie van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS; vgl. LNV 2000);
- realisatie van de Stedenring Centraal Nederland;
- aanpassing c.q. vernieuwing van de hoofdinfrastructuur.

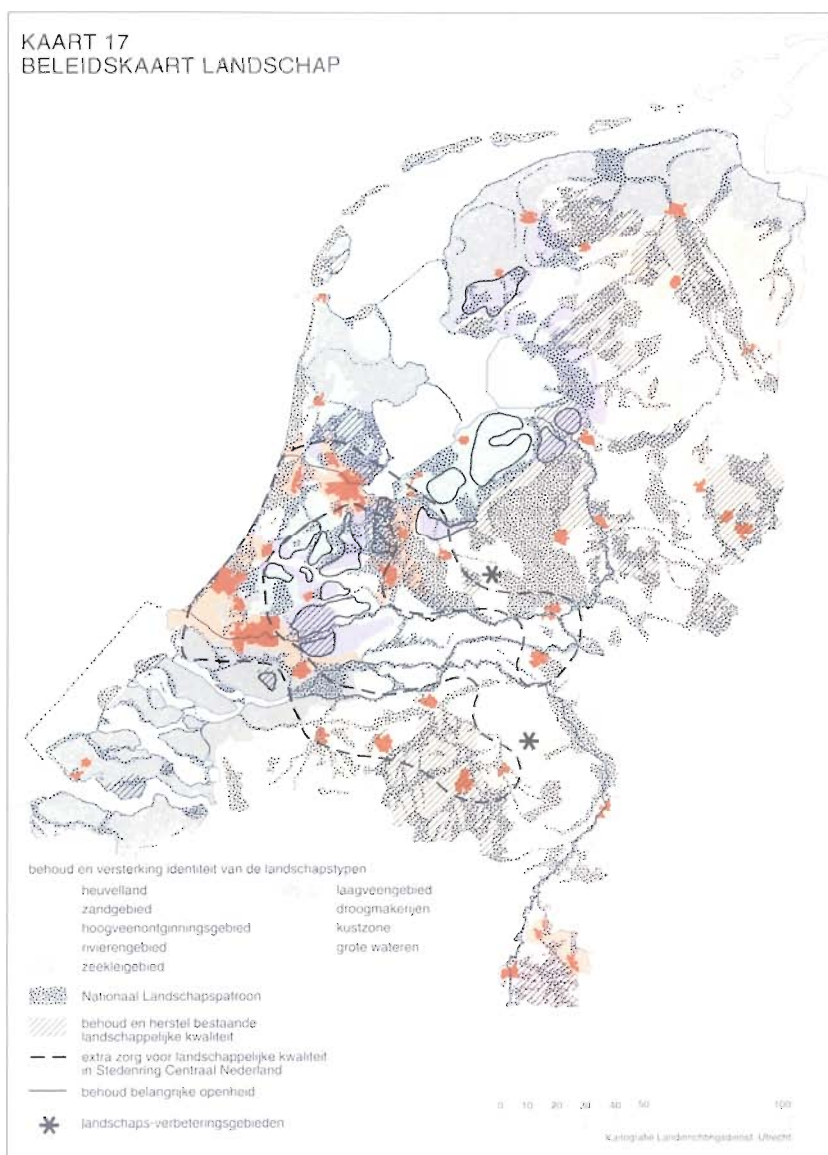
Expliciet wordt bovendien gesteld dat de in en aansluitend aan de uiterwaarden te situeren natuurontwikkelingsgebieden de mogelijkheden bieden voor een nieuwe identiteit van de rivieren.

In de Nota Landschap zijn de aandachtspunten van het rijkslandschapsbeleid voor de Rijntakken als volgt aangegeven:

- in het rivierengebied en de aanliggende zandgebieden dient de identiteit van de landschapstypen behouden en versterkt te worden;
- de ontwikkeling van de rivieren, als onderdeel van het Nationaal Landschapspatroon, vindt plaats door mee te koppelen met het sectoraal bos-, natuur- en recreatiebeleid;
- de IJsselvallei en het Kampereiland worden aangegeven als 'landschapsverbeteringsgebieden' waarvan de bestaande landschapskwaliteit behouden en hersteld dient te worden;
- de Nederrijn-Lek en het vertakkingsgebied van de Rijn in de verstedelijkende conglomeraat Arnhem-Nijmegen, maken deel uit van het gebied van de Stedenring Centraal Nederland waar extra zorg voor de landschapskwaliteit gewenst is;
- in het IJsselmondingsgebied is behoud van de openheid belangrijk.

Op de Beleidskaart Landschap in de Nota Landschap (figuur 2.3) zijn deze aandachtspunten van het rijks-landschapsbeleid voor de Rijnakken aangegeven.

Figuur 2.3
Beleidskaart Landschap uit de nota Landschap.



Structuurschema Groene Ruimte (SGR)

In het Structuurschema Groene Ruimte (SGR) wordt het landschapsbeleid zoals geformuleerd in de Nota Landschap bevestigd. Het beleid wordt geconcretiseerd in een streefbeeld en een serie strategieën, die leiden tot uitwerking in beleidsprogramma's. Voor details wordt verwezen naar Bruggenkamp (*in prep.*).

Vierde Nota Waterhuishouding (NW4)

In de Vierde Nota Waterhuishouding wordt als uitdagende ontwerpopgave voor de grote rivieren aangegeven: het handhaven van de veiligheid, ook bij hogere maatgevende afvoeren, in combinatie met het behoud van LNC-waarden, het bevorderen van de scheepvaartfunctie en de ontwikkeling van nieuwe natuur (VenW 1997).

Vervolgens wordt in NW4, in aansluiting op de eerder opgestelde integrale visie voor het rivierengebied (Stuurgroep Rivierengebied 1991), een streefbeeld geschetst waarbij het landschap van de grote rivieren in de komende decennia drastisch zal veranderen. Met name door de verbreding en verdieping van het winterbed krijgt de rivier ruimte voor een veilige afvoer van water en ijs, terwijl ook de realisering van enkele binnendijkse retentiebekkens en bandijkverleggingen aan de orde zijn (zie Beleidslijn Ruimte voor de Rivier 1997). Daarnaast en in samenhang daarmee vinden sterke functiewijzigingen plaats. Niet-riviergebonden functies verdwijnen uit het winterbed, de landbouw verliest terrein en natuur en recreatie krijgen nieuwe kansen. Riviergebonden ecotopen kunnen zich ruim ontwikkelen. Uit oogpunt van duurzaamheid van populaties worden grote eenheden van natuurgebieden gerealiseerd. De 'riviernatuur' vraagt wel onderhoud, opdat de nevengeulen niet dichtslibben en de begroeiing bij hoogwater geen hydrologisch obstakel vormt. Een deel van de bij de verbreding en verdieping uit het rivierbed vrijkomende verontreinigde specie kan verplaatst worden binnen het riviersysteem, zoals door berging in bestaande putten in de uiterwaarden of door verwerking op een bepaalde manier in natuurontwikkelingsprojecten en dijken (Beleidsnotitie Actief Bodembeheer Rivierbed, VenW *et al.* 1997).

Ruimte voor de Rivier: Beleidslijn, Discussienota en Standpunt

De Beleidslijn, de Discussienota en tenslotte het Standpunt Ruimte voor de Rivier stellen dat omwille van de veiligheid weer meer ruimte voor de rivier gecreëerd zal moeten worden. In deze notities wordt aan deze doelstelling een zeer hoge prioriteit gegeven. Het feit dat dit tot fikse veranderingen kan leiden in het rivierenlandschap wordt daarbij ondergeschikt geacht aan het hogere belang van de veiligheid.

Regionale uitwerkingen en studies

De volgende regionale uitwerkingen van de VINEX en een aantal regionale beeldvormende en beleidsvoorbereidende studies van rijk en provincies zijn voor het rivierenlandschap relevant:

- de Nadere Uitwerking voor het Rivierengebied (NURG 1991) en de Nadere Uitwerking voor het Groene Hart (NUGH 1991); een actualisering van de NURG is gaande;
- de Beheersvisie Maas Plus (RWS-DLI 1998);
- de resultaten van De Maaswerken (2000);
- de resultaten van de Ruimte voor de Rijntakken (RWS-DON 1998-2000);
- de Integrale Verkenning Benedenrivieren (RWS-DZH 2000);
- de Spankrachtstudie (loopt);
- de Integrale Verkenning Maas is in gang gezet.

In het literatuuroverzicht zijn nog diverse andere rapporten en studies opgenomen die voor de mogelijke of gewenste natuur- en landschapswikkelingskoersen in het rivierengebied en in het bijzonder het winterbed beeldbepalend zijn.

Conclusies en aandachtspunten van het beleid op Rijksniveau

In het beleidsprogramma gericht op 'behoud en herstel bestaande landschapskwaliteit' (zoals vastgelegd in het SGR) worden ruimtelijke ingrepen en ontwikkelingen die de cultuurhistorische waarden, de ruimtelijke samenhang, de schoonheid en/of de aardkundige waarden van landschappelijk waardevolle gebieden aantasten niet toegestaan. Het recente beleid zoals geformuleerd in de Vierde Nota Waterhuishouding (NW4) en de Beleidslijn 'Ruimte voor de Rivier' (1997) houdt echter een koerswijziging in. De benodigde maatregelen voor verruiming van het rivierbed ten behoeve van de veiligheid tegen overstromingen impliceren ingrijpende veranderingen in het rivierlandschap. De Beleidslijn RVR leidt daarmee tot wijzigingen in het landschapsbeleid. Een nadere interpretatie en mogelijke herbeschouwing in het licht van de RVR van de in de Nota Landschap en het Structuurschema Groene Ruimte aangegeven aandachtspunten lijken gewenst. De ingrijpende veranderingen die nodig zijn om de benodigde rivierverruiming, zoals geformuleerd in de NW4, te realiseren kunnen in conflict komen met de doelstellingen en wensen uit de SGR en de Nota Landschap. Het zal dan ook nodig zijn om de diverse aandachtspunten uit de Nota Landschap en uit het SGR (zie Bruggenkamp *in prep.* voor een volledig overzicht) in het nieuwe licht van NW4 en Ruimte voor de Rivier te bezien.

Het Rijk hanteert aandachtspunten voor planvorming en advisering, zoals weergegeven in de regeringsbeslissing Nota Landschap, als uitgangspunten voor planvorming waarbij het Rijk betrokken is (Nota Landschap p. 100-105). De grote belangstelling voor de cultuurhistorische waarden van ons land die zich sinds de Nota Belvédère (Min. VenW, OCenW, VROM en LNV 1999) breed manifesteert, is al in deze aandachtspunten voor planvorming en advisering in de Nota Landschap praktisch aangegeven.

2.2 Provinciaal niveau

In het provinciaal beleid spelen de streekplannen de centrale rol. In de streekplannen is uitgegaan van het vigerende rijksbeleid, zoals dat in de nota's hierboven aangegeven is. De zorg om de kwaliteit van natuur en landschap springt in alle streekplannen naar voren; behoud en versterking van natuur en landschap staat voorop.

Naarmate een streekplan actueler is, is meer van het meest recent geformuleerde rijksbeleid erin meegenomen. Zo is in het Streekplan Gelderland (1996) onder meer de strekking van de Beleidslijn 'Ruimte voor de Rivier' (1997) al opgenomen.

De streekplannen variëren - in verband met de omvang en aard van het plangebied en de betreffende ontwikkelingsproblematiek - veelal naar inhoud, methodiek en gedetailleerdheid.

De verschillen in inhoud en methodiek van de streekplannen maken een gedeeltelijke interpretatie van de streekplaninformatie noodzakelijk om voor gebieden van de omvang van het gehele rivierengebied (het geheel van Maastrajecten, Rijntakken en Benedenrivieren) tot een totaalbeeld van het voorgenomen beleid te komen.

In het kader van de RVR-landschapsstudie zijn voor de Rijntakken de relevante provinciale beleidsgegevens uitgezocht aan de hand van de streekplankaarten en de bijbehorende toelichtingen (zie intermezzo en figuren 2.4 en 2.5 voor een samenvatting). Voor de Maas en de Benedenrivieren is een dergelijke analyse van het beleid op provinciaal niveau nog niet uitgevoerd.

Intermezzo Beleidsanalyse provinciaal niveau Rijntakken (naar RVR-Landschapsstudie)

Om aan de gewenste ontwikkelingskoers uitvoering te geven wordt in de streekplannen een onderscheid gemaakt in een drietal landschapsstrategieën:

- landschapsbehoud;
- landschapsaanpassing;
- landschapsvernieuwing.

Onder *landschapsbehoud* wordt verstaan: behoud (en herstel) van de ruimtelijke landschappelijke structuur.

Onder *landschapsaanpassing* wordt verstaan: aanpassingen mogelijk en soms gewenst maar ingepast in de landschappelijke structuur. Ook functieveranderingen zijn hier mogelijk. Versterking van deze structuur door grotere ingrepen valt hier ook onder.

Onder *landschapsvernieuwing* wordt verstaan: er vindt een grote mate van functieverandering plaats, waarbij de ruimtelijke karakteristiek ook verandert.

De **Gelderse uiterwaarden** vallen in een functiecategorie met het hoofdaccent op de natuur. In de gebieden met landgoederen is de natuurfunctie sterk verweven met bos en landbouw. In het streekplan wordt namelijk de landbouw gezien als belangrijke economische drager van het landschap en daarmee de verschijningsvorm. Voor de RVR is tevens van belang dat diverse delen van de uiterwaarden in het bijzonder aangemerkt zijn als 'aardwetenschappelijk, d.w.z. geomorfologisch en/of bodemkundig waardevolle gebieden' en als 'essen en andere bouwlanden' die zorgvuldige omgang c.q. bescherming behoeven. Daarnaast vragen de in het streekplan aangegeven weidevogelgebieden in en nabij de uiterwaarden om handhaving van de openheid van het landschap.

De landschapsstrategie voor de Gelderse uiterwaarden is in hoofdzaak *aanpassing*. Uitzondering is het Rhederlaag en omstreken waar als strategie *vernieuwing* geldt.

In de in het streekplan aangegeven 'strategische' actiegebieden wordt nagestreefd de natuurwaarden te verhogen met name ook door verbetering van de relatie met de onder de categorie A vallende natuur- en bosgebieden van het stuwwalcomplex van de Veluwe.

De **Overijsselse uiterwaarden** vallen grotendeels in twee functiecategorieën. In de eerste geldt als hoofdaccent landschap en natuur met daarnaast medegebruik door landbouw en recreatie. Actieve handhaving en aanpassing van het (open en kleinschalig) landschap en natuur worden bevorderd. Kenmerkend reliëf mag niet worden aangetast. Ontwikkeling van natuurwaarden wordt bevorderd. In de tweede categorie gaat het om natuurgebieden. Herstel, behoud en ontwikkeling van natuur- en landschapswaarden worden bevorderd. Van belang is dat rust en stilte in deze gebieden worden gewaarborgd. Het aanwezige reliëf mag niet aangetast worden.

Aanpassing is de overheersende landschapsstrategie voor de Overijsselse uiterwaarden. Natuurontwikkeling is aangegeven direct ten noorden van Deventer, in de Duursche Waarden bij Fortmond, aan de IJssel bij Zwolle, bij Zalk en in de IJsselmonding.

De **Utrechtse uiterwaarden** vallen grotendeels onder functiecategorieën met de nadruk op natuur en landschap (al dan niet met een blijvende rol voor de landbouw). Enkele plekken zijn aangegeven met als hoofdfunctie landbouw of zelfs verstedelijking (bij Stuw Hagestein, bij Tull en 't Waal). Het gaat om verweving van natuurwaarden met het grondgebruik. De relatie met de Utrechtse Heuvelrug wordt bevorderd.

Aanpassing is de overheersende strategie voor de Utrechtse uiterwaarden, alleen bij Hagestein gaat het om *vernieuwing*. Natuurontwikkelingsplannen zijn prominent ten oosten van Wijk bij Duurstede in het Project Noordoever Nederrijn, dat ook de Gelderse Nederrijn-uitwaarden tot Arnhem omvat.

De **Zuid-Hollandse uiterwaarden** vallen in functiecategorieën met nadruk op natuur en landschap, soms met een blijvende rol voor de landbouw. In alle gevallen worden de natuur- en landschapswaarden beschermd, waarbij de landbouw een belangrijke drager is. De uiterwaarden zijn ook aangegeven als bodembeschermingsgebied. Op enkele plekken is een indicatie voor natuurontwikkelingsgebied.

De strategie voor de Zuid-Hollandse uiterwaarden is in verband met de LNC-waarden uitdrukkelijk gericht op landschaps*behoud*, niettegenstaande de al genoemde indicaties voor natuurontwikkeling.

2.3 Conclusies

Rijksbeleid

Het rijkslandschapsbeleid is ~~met name~~ vastgelegd in de Nota Landschap (1992) en het Structuurschema Groene Ruimte (1995). De Nota Landschap ~~geeft~~ onder andere een reeks met belangrijke aandachtspunten voor de plan*vorming*. Het Structuurschema Groene Ruimte volgt de Nota Landschap ~~hierin~~.

Het landschapsbeleid blijkt met betrekking tot het rivierengebied vooral gericht op:

- het *landschapsbehoud*: behoud en herstel van bestaande landschapskwaliteit.
- *behoud, herstel en ontwikkeling* van de rivieren als deel van het Nationaal Landschapspatroon.
- de *realisatie van de Ecologische Hoofdstructuur* en de ontwikkeling van *dynamische natuur* in het rivierengebied.
- het belang van goede plan*vorming*, niet alleen voor het rivierengebied c.q. het winterbed op zich maar in het bijzonder ook waar de verstedelijking het rivierengebied raakt.

Figuur 2.4

Kaart 10 uit de Landschapsstudie van de RVR.



Figuur 2.5

Kaart 11 uit de Landschapsstudie van de RVR.



De Vierde Nota Waterhuishouding (1998) geeft voor het rivierbed aan:

- de wens van *veiligheid* middels RVR-maatregelen;
- de ontwikkeling van (begeleide) *dynamische natuur*, met terugtreden-
de landbouw;
- behoud en inpassing van de *bestaande LNC-waarden*.

De expliciete wens van veiligheid en de nadruk hierop in de NW4 heeft gevolgen voor het landschapsbeleid voor de rivieren. Het accent in het landschapsbeleid dat nu betreffende het rivierengebied vooral gericht is op 'behoud en herstel van de *bestaande* landschapskwaliteit' zal meer in de richting van 'ontwikkeling en vernieuwing' moeten schuiven. De aandachtspunten voor planvorming en advisering zoals die eerder in de Nota Landschap aangegeven zijn, behoeven in dit licht een herbeschouwing en nadere interpretatie.

Provinciaal beleid

Het provinciale beleid zoals vastgelegd in de streekplannen laat zien, dat het ene streekplan meer ruimte biedt voor de voorgestelde RVR-maatregelen dan het andere. Veelal wordt in de streekplannen ruimte gegeven voor aanpassing naar *nieuwe* natuur. Rivierverruimende maatregelen zoals uiterwaardverlaging zullen over het algemeen tot een mindere geschiktheid voor agrarisch gebruik leiden en juist meer voor de ontwikkeling van (dynamische) '*Nieuwe Natuur*'.

Vergelijking provinciaal en rijksbeleid

De mogelijkheden die de streekplannen geven voor natuurontwikkeling in de uiterwaarden sluiten over het algemeen aan bij de door het landelijk beleid beoogde koppeling tussen natuurontwikkeling en rivierverruiming. Op een aantal plekken geldt dit echter niet; daar waar de streekplannen de nadruk leggen op behoud van het *agrarische* karakter, met name langs de IJssel en de Lek. Hier wordt vanuit streekplannen minder ruimte geboden voor rivierverruimende maatregelen.

Vergelijking van het provinciale en het rijkslandschapsbeleid laat hiermee ook zien dat op provinciaal niveau een grotere aandacht uitgaat naar de landbouw als drager en leverancier van wezenlijke bouwstenen voor het landschap.

Literatuur

Bruggenkamp, J.W.C. *in prep.* Landschap en Planvorming van het Rivierenlandschap. RIZA werkdokument. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.

de Jong, S.A. *et al.* 2000. Vergroting van de afvoercapaciteit in de benedenloop van Rijn en Maas. Bestuurlijk advies aangeboden aan de staatssecretaris van Verkeer en Waterstaat door de Stuurgroep Integrale Verkenning Benedenrivieren. Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland, Rotterdam, februari 2000; Hoofdrapport en bijlage.

Liefveld, W.M., G.J. Maas, H.P. Wolfert, A.J. Koomen & S.A.M. van Rooij 2000. Richtlijnen voor de ruimtelijke verdeling van ecotopen langs de Maas op basis van ecologische netwerken en geomorfologische kansrijkdom. Reports of the project "Ecological Rehabilitation of the River Meuse" (with a summary in English and French). Report no. 35-2000. Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment (RIZA) and the Directorate Limburg.

LNV (Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij) 1990. Natuurbeleidsplan. Regeringsbeslissing. Sdu, Den Haag.

LNV (Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij) 1992. Nota Landschap. Regeringsbeslissing Visie Landschap. Den Haag.

LNV (Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij) 1995. Structuurschema Groene Ruimte. Regeringsbeslissing planologische kernbeslissing. Den Haag.

LNV (Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij) 2000. Natuur voor mensen, mensen voor natuur. Nota Natuur, Bos en Landschap in de 21^e eeuw. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag.

De Maaswerken 1998. Trajectnota/MER Zandmaas Maasroute.

Provincie Gelderland 1996. Streekplan Gelderland. Provincie Gelderland, Arnhem.

RWS-DLI (Rijkswaterstaat-Directie Limburg) 1995. Concept Beheersvisie Maas. RWS-DLI en GRONTMIJ 1995.

RWS-DLI (Rijkswaterstaat-Directie Limburg) 1998. Beheersvisie Maas +. Ontwikkeling in het beheer en gebruik van de Maas, haar winterbed en aansluitende kanalen in het Maasdal. Concept – hoofdrapport (Actualisatie maart 1998).

RWS-DON (Rijkswaterstaat-Directie Oost-Nederland) 1995. Integrale Verkenning Rijntakken. Hoofdrapport. Arnhem

RWS-DON (Rijkswaterstaat-Directie Oost-Nederland) / VISTA 1998. RvR – Bouwsteen Natuur. Deelrapport RvR-98.09

RWS-DON (Rijkswaterstaat-Directie Oost-Nederland) / VISTA 1998. RvR – Natuurbeleidskader. Deelrapport RvR-98.10

RWS-DON (Rijkswaterstaat-Directie Oost-Nederland) / RIZA 1998. RvR – Deelstudie Landschap. Deelrapport RvR-99.10A en 99-10B

RWS-DZH (Rijkswaterstaat-Directie Zuid-Holland) 1999. Integrale Verkenning Benedenrivieren – Biesbosch

RWS-DZH (Rijkswaterstaat-Directie Zuid-Holland) 1999. Integrale Verkenning Benedenrivieren – Alternatieve Maatregelen

RWS-RIZA (Rijkswaterstaat-RIZA) 1996. Integrale Verkenning Rijntakken: Deelrapport Landschap

RvR 2000. Advies Ruimte voor Rijntakken. Advies van Verkeer en Waterstaat door de Bestuurlijke Begeleidingsgroep Ruimte voor Rijntakken de voorzitter van de Stuurgroep Deltaplan Grote Rivieren, mevrouw J.M. de Vries, staatssecretaris van Verkeer en Waterstaat. Arnhem, februari 2000; Advies met bijlagen.

Stuurgroep Maascorridor 2000. Projectprogramma Maascorridor – Een integrale visie op de Maas van Belfeld tot Broekhuizen. Uitgave Stadsgewest Venlo c.a.

Stuurgroep Nadere Uitwerking Groene Hart 1991. Nadere Uitwerking Groene Hart (NUGH). Den Haag.

Stuurgroep Rivierengebied 1991. Nadere uitwerking rivierengebied (NURG): eindrapport. Den Haag.

Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen 1994. Handreikingen Dijkversterking. Delft.

VenW (Ministerie van Verkeer en Waterstaat) 1997. Vierde nota waterhuishouding, Waterkader. Regeringsvoornemen.

VenW, OCenW, VROM en LNV (Ministeries van Verkeer en Waterstaat, Onderwijs, Cultuur en Wetenschappen, Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne en Landbouw, Natuurbeheer en Visserij), 1999. Nota Belvedere: beleidsnota over de relatie tussen cultuurhistorie en ruimtelijke inrichting.

VenW, VROM, LNV (Ministeries van Verkeer en Waterstaat, Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne, Landbouw, Natuurbeheer en Visserij) 1997. Actief Bodembeheer rivierbed. Omgaan met verontreinigd sediment in de grote rivieren. Beleidsnotitie.

VROM (Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne) 1991. Vierde Nota Ruimtelijke Ordening Extra - Regeringsbeslissing. Den Haag.

VROM en VenW (Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne en van Verkeer en Waterstaat) 1997. Beleidslijn Ruimte voor de Rivier. Den Haag.

3 Inrichtingsmaatregelen

Maarten Platteeuw, Noël (E.F.M.) Geilen, Jolande de Jonge,
Max H.I. Schropp

Inhoud

- 3.1 Inleiding
- 3.2 Ecologische samenhang bij inrichting van uiterwaarden
- 3.3 MHW-effecten van uiterwaardprojecten
- 3.4 Problematiek van vervuilde bodems

Literatuur

Dit handboek steekt bij de behandeling van de inrichting van uiterwaarden in principe in per maatregel. Elke maatregel maakt echter deel uit van een meeromvattend plan en past in benaderingen vanuit meerdere invalshoeken. Dit hoofdstuk legt een verbinding tussen benaderingen vanuit netwerkanalyses en ecotopen enerzijds en de maatregelen anderzijds. Daarbij wordt een beeld gegeven van de wenselijkheid van diverse maatregelen per riviertraject. Voor de effecten van de maatregelen op de Maatgevende Hoogwaterstanden worden enkele vuistregels gegeven. Dit hoofdstuk vormt daarmee de brug tussen de voorgaande twee breed georiënteerde hoofdstukken en de volgende hoofdstukken die ingaan op specifieke maatregelen.

De problematiek van vervuilde bodems komt in de laatste paragraaf aan de orde. Relaties tussen maatregelen en bodemverontreiniging zijn moeilijk te specificeren; de relatie loopt vooral via de aard en wijze van grondverzet. Een algemene vierstappenbenadering wordt voorgesteld om deze problematiek aan te pakken.

3 Inrichtingsmaatregelen

3.1 Inleiding

Op dit moment is de hoofdfunctie van de meeste uiterwaarden landbouwkundig gebruik. Voorts is de omvang van de uiterwaarden, functionerend als vloedvlakte, beperkt ten opzichte van die in de natuurlijke situatie, terwijl ook de inrichting ervan, veelal met zomerkades, en het zeer geringe reliëf, ervoor zorgen dat de overstromingspatronen zeer onnatuurlijk zijn.

Bij hoge waterstanden stroomt de uiterwaard in één keer vol en dan gelijk met enkele meters water. Geleidelijke water-land overgangen zijn er vrijwel niet en bovendien is er sprake van een constante sedimentatie van klei, waardoor de uiterwaarden steeds hoger komen te liggen (vgl. Klijn & Duel 2001).

Herinrichting van de uiterwaarden dient zich dan ook te richten op het opnieuw ruimte bieden aan de natuurlijke dynamiek van de rivier. Dat betekent dat seizoensmatige en jaarlijkse variaties in de rivierwaterstanden directer moeten doorwerken in de uiterwaarden, om meer gradiënten in ruimte en tijd te laten ontstaan. Dit heeft weer tot doel om een gevarieerder landschap te laten ontstaan, met een grotere diversiteit aan riviergebonden planten en dieren, die dan bovendien voldoende ruimte moeten krijgen om in duurzame populaties voor te komen.

Voor de herinrichting van individuele uiterwaarden is een breed scala aan maatregelen denkbaar. Het is echter niet zo dat in elke uiterwaard alle mogelijke maatregelen gerealiseerd kunnen of moeten worden. Ook is niet elke maatregel in iedere uiterwaard even zinvol. In de eerste plaats zou per uiterwaard, in afhankelijkheid van de situering ervan in zijn omgeving, bekeken moeten worden welke bijdrage hij zou moeten of kunnen leveren aan de ecologische samenhang binnen het gehele rivierengebied en binnen de EHS. Vervolgens moet dan worden nagegaan welke inrichtingsmaatregelen kansrijk zijn om in die uiterwaard de gewenste ecotopen tot ontwikkeling te laten komen. Tenslotte, *last but not least*, moet worden onderzocht of deze inrichting ook voldoet aan de toekomstige wensen ten aanzien van de veiligheid.

De inrichtingsmaatregelen die de laatste jaren vaak worden gepland en uitgevoerd zijn veelal in de eerste plaats gericht op het vergroten van de veiligheid tegen overstromingen. De bedoeling van die maatregelen is meestal om het doorstroomprofiel van de rivier te vergroten, zodat de maatgevende hoogwaterstanden (MHW) verlaagd worden. Daarnaast zijn er ook maatregelen, gericht op het stimuleren van een meer natuurlijke vegetatie langs de rivieren, die juist leiden tot verhogingen van de MHW. In dit hoofdstuk worden enkele algemene vuistregels aangereikt waarmee men voor de verschillende riviertrajecten van de Rijntakken een snelle inschatting kan maken van de effecten van inrichtingsmaatregelen op de te verwachten MHW-standen. In principe moeten alle plannen voor ecologisch herstel van de uiterwaarden voldoen aan de gestelde eisen voor veiligheid.

Een ander algemeen probleem bij de herinrichting van uiterwaarden is het voorkomen van verontreinigde sedimenten (zie par. 1.4.2). Omdat herin-

richting vaak gepaard gaat met grootschalig grondverzet, dreigen deze verontreinigingen opnieuw in het milieu in omloop te komen. Bij ieder plan voor herinrichting dient men zich de omvang van dit probleem op de betreffende locatie goed te realiseren om een zorgvuldige afwikkeling van de herinrichting mogelijk te maken.

In dit hoofdstuk wordt eerst ingegaan op het vraagstuk van ecologische samenhang en wat die voor consequenties heeft voor de gewenste ecotopensamenstelling van een in te richten uiterwaard. Vervolgens wordt per riviertraject aangegeven welke inrichtingsmaatregelen voor de realisatie van de natuurdoelen wel en niet in aanmerking lijken te komen. Daarna volgen enkele vuistregels voor het schatten van de effecten van de maatregelen op de MHW. Tenslotte wordt in algemene termen ingegaan op het vraagstuk hoe men bij herinrichtingen om kan gaan met verontreinigde sedimenten.

3.2 Ecologische samenhang bij inrichting van uiterwaarden

Uit de ervaringen met ecologisch herstel in het riviereengebied is gebleken dat het niet voldoende is om alleen maar nieuwe natuurgebieden te creëren. De nieuwe natuurgebieden moeten ook voldoende omvang hebben. Vaak ontbreekt echter de ruimte voor grote aaneengesloten gebieden. Bovendien wordt de resterende ruimte tevens geclaimd door andere gebruiksfuncties als landbouw en veiligheid. Een mogelijke oplossing om toch aan de ruimtebehoefte van organismen als grote vogels en zoogdieren te voldoen, is een stelsel van kleinere gebieden op overbrugbare afstand van elkaar tot stand te brengen, zogenaamde ecologische netwerken. Daarom is aandacht voor de ruimtelijke en ecologische samenhang van wezenlijk belang bij de inrichting van uiterwaarden. Een dergelijke samenhang dient men zowel tussen de verschillende riviertrajecten onderling als tussen de rivier en de binnendijks gelegen terreinen na te streven.

Het concept "ecologische netwerken" voor rivieren is de afgelopen jaren uitgewerkt in het model LARCH-rivier. Dit model is opgesteld door het RIZA in samenwerking met Alterra. Het model voert zijn analyses uit op het niveau van soorten. Hiertoe zijn zogenaamde gidssoorten geselecteerd, die model staan voor bepaalde typen natuur. Binnen het model LARCH-rivier wordt de ecologische samenhang van het landschap beschouwd als de mate waarin het landschap door zijn ruimtelijke karakteristieken plaats biedt aan levensvatbare populaties van soorten die gevoelig zijn voor versnippering. Aangezien soorten verschillende ruimtebehoeften kennen om een duurzame populatie te kunnen vormen, wordt een aantal schaalniveaus onderscheiden op basis van de afstand die binnen een netwerk overbrugd kan worden. Deze schaalniveaus zijn: lokaal, regionaal en nationaal/internationaal (zie tabel 3.1).

Tabel 3.1
Beschrijving schaalniveaus (o.a. Foppen *et al.* 1998) en richtgetal voor minimale afstandsmaat voor diergroepen van deze schaalniveaus in een riviersituatie (Liefveld *et al.* 2000).

Schaalniveau	Netwerkfusie-afstand (dispersie Vermogen)	Richtgetal afstandsmaat
lokaal (uiterwaard)	< 3 km	-
regionaal (riviertraject)	3 - 30 km	10 km
nationaal (riviertak)	30 - 100 km	40 km
internationaal (stroomgebied)	> 100 km	100 km

Wanneer toepassen in de planvorming

Het is gewenst reeds in de ontwerpfase rekening te houden met de meerwaarde van een ecologisch samenhangend ontwerp aan de hand van het concept van ecologische netwerken. Daarnaast kan een ecologische-netwerkanalyse als toets worden uitgevoerd om in beeld te brengen of een voorgenomen inrichtingsvariant voldoet aan de ruimtelijke eisen van samenhang van ecotopen die voor levensvatbare populaties nodig zijn.

Het concept van ecologische netwerken kan op een aantal momenten worden ingepast bij de inrichting van uiterwaarden. Dit gaat in de eerste plaats op bij het opstellen van visies of het genereren van plannen voor riviertrajecten of uiterwaarden. In deze fase dient de ecologische samenhang tussen het studiegebied en de omgeving en binnen het studiegebied als invoer meegenomen worden. Op deze wijze wordt voorkomen dat geïsoleerde gebieden ontstaan en wordt aandacht besteed aan het verbindende karakter van de rivier. Tezamen met de abiotische randvoorwaarden geeft de ruimtelijk ecologische samenhang de speelruimte aan die bij de planvorming kan worden meegenomen. In een volgende fase kunnen met een ecologische-netwerkevaluatie de scenario's beoordeeld en geoptimaliseerd worden.

Tot nu toe is de ecologische-netwerkbepaling vooral toetsend toegepast bij de effectbepaling. Recent is voor de Maas een concrete uitwerking tot stand gekomen waarin de principes van ecologische netwerken zijn verwerkt in richtlijnen voor eerdere fasen in de ruimtelijke planvorming (Liefveld *et al.* 2000).

Hoe toepassen

Het eerste uitgangspunt is dat de ruimtelijke samenhang op een hoger schaalniveau moet worden beschouwd dan het niveau van het plangebied. Bij de inrichting van een uiterwaard moet eerst de functie van deze uiterwaard binnen het betreffende riviertraject bepaald worden, zowel wat betreft gewenst type natuur als wat betreft arealen. De inschatting is dat over het algemeen voor de soorten van het lokale schaalniveau binnen een uiterwaard voldoende ruimte voorhanden is. De ruimtelijke samenhang op het hogere schaalniveau dan de in te richten uiterwaard is dan ook vooral van belang voor soorten van het regionale en het (inter)nationale schaalniveau.

Bij toepassing in de planvorming dient het vertrekpunt te zijn dat men gebieden gaat creëren van zo groot mogelijke oppervlakte, teneinde de randverliezen als gevolg van versnippering te voorkomen. Een mogelijke eerste richtlijn kan dan ook zijn: het minimaal creëren van een sleutelgebied. Dit komt voort uit het feit dat een netwerk eerder duurzaam is als het één of meerdere sleutelgebieden bevat (Verboom *et al.* 1997). Het oppervlak dat hierbij hoort is soortsafhankelijk. Met het oog op de toepassing in de planvorming is het echter nodig een maat te vinden die gekoppeld is aan een ecotoop of een cluster van ecotopen. Op basis van 114 geselecteerde gidssoorten, potentiële bewoners van rivierecotopen en met specifieke en bekende ecologische eisen voor wat betreft habitat, maatvoering en samenhang van ecotopen, hebben Liefveld *et al.* (2000) voor de Maas negen groepen onderscheiden met duidelijk verschillende schaalessen aan hun leefgebied (tabel 3.2). Voor de Rijnakken is dezelfde soortenselectie bruikbaar. Per ecotoopcluster is nagegaan wat de omvang zou moeten zijn voor het huisvesten van een sleutelpopulatie van elk van deze negen soortgroepen (tabel 3.3; Liefveld *et al.* 2000).

Als eenmaal een sleutelgebied tot stand gebracht is, moet men vervolgens gaan kijken naar de maximale afstanden waarbinnen aanvullende kleine gebieden met vergelijkbare ecotopen gewenst zijn om tot een echt netwerk te komen. Hiervoor geeft tabel 3.1 richtgetallen voor soort(groep)en van verschillende schaalniveau's.

Het tweede uitgangspunt is aandacht voor kritische natuurwaarden. Sommige ecotopen zijn gemakkelijker of over een groter areaal te realiseren dan andere. Voor het goed inpassen van een inrichtingsproject in een uiterwaard binnen een ecologisch netwerk is het dan ook van belang de aandacht in eerste instantie te richten op de zg. 'kritische' ecotopen:

Tabel 3.2
Onderscheiden functionele groepen en hun karakteristieken in de ontwikkelde systematiek voor de analyse van ecologische netwerken (o.a. Buit et al. 1998, Liefveld et al. 2000).

Onderscheiden soortgroepen	Grondgebondenheid voor dispersie	Aantal gidsoorten voor Maas en Rijn
Kleine vogels	Niet grondgebonden	40
Middelgrote vogels	Niet grondgebonden	32
Grote vogels	Niet grondgebonden	26
Kleine zoogdieren	Grondgebonden	4
Grote zoogdieren	Grondgebonden	3
Reptielen	Grondgebonden	1
Amfibieën	Grond- en watergebonden	2
Vissen	Watergebonden	3
Insecten, macrofauna	Niet/beperkt grondgebonden	3

Tabel 3.3
Benodigd areaal per cluster van ecotopen (aangegeven in de eerste rij) voor het herbergen van een sleutelpopulatie voor elk van de negen onderscheiden groepen van gidsoorten voor rivierecotopen (naar Liefveld et al. 2000).

Oppervlakte (ha)	Ondiep water	Stranden, slikken, platen	Moeras	Grasland	Ruigte	Bos
5	Insecten	Insecten				
50	Vissen		Kleine zoogdieren			
200		Amfibieën				Kleine zoogdieren
500				Reptielen		
1000		Kleine, middelgrote en grote vogels	Kleine vogels	Insecten	Amfibieën	
1500	Middelgrote en grote vogels		Middelgrote en grote vogels			Middelgrote en grote vogels
5000				Kleine vogels	Kleine vogels	Kleine vogels
10000				Middelgrote vogels	Middelgrote en grote vogels	
25000			Grote zoogdieren	Grote vogels		Grote zoogdieren

Tabel 3.4

Een overzicht van een aantal 'kritische' ecotopen, de wijze van analyse in ecologische netwerkanalyses, de processen die deze ecotopen vormen of waarvan ze afhankelijk zijn en de inrichtings- of beheersmaatregelen die deze processen stimuleren dan wel mogelijk maken.

Zone	Kritische ecotopen	Mogelijke gidssoorten	Minimumareaal voor sleutelgebied	Natuurlijke ontstaansprocessen/factoren	Inrichtings/beheersmaatregel
permanent water (stromend)	• nevengeul • ondiep zomerbed	barbeel	50 ha	• verval en verhang • vrij afstromen • alternerende bankvorming • pointbar- en scrollbar vorming • meanderafsnijding • getijdewerking	• aanleg nevengeulen • natuurvriendelijke oevers • verwijderen oeverbescherming • vooroeverdammen
permanent water (stagnant)	• geïsoleerde strang • plas	snoek	50 ha	• lage ligging in winterbed en (bijna) nooit in contact met rivier • voeding via grondwater (kwel) uit rivier of uit stuwwal • meanderafsnijding • dichtslibben geulen en grindgaten	• aanleg stagnante uiterwaardplassen • uiterwaardverlaging
oever	• natuurlijke oevers • oeverwal-ecotopen • rivierduin	ijsvogel, oeverloper	1000 ha	• oeverafkalving • rivierstrandvorming • terugschrijdende erosie beekmonden • hoge breedte/diepte verhouding → veel gradiënten op oever • lage breedte/diepte verhouding → steilranden • positie in bocht • bodemgesteldheid • hoge stream power → meer zand op oeverwal • hoogteligging • expositie op de wind	• herstel oevergradiënt • natuurvriendelijke oevers • verwijderen oeverbescherming
lage uiterwaard	• zachthoutoobos • dyn. ruigte • grasland	middelste bonte specht, kwartelkoning, grauwe gors	1500 ha (bos) 10000 ha (gras/ruigte)	• recente afzettingen met regelmatige inundatie • op zandstranden zonder kribben • op lagere uiterwaarden kansrijker • opslibbing uiterwaard	• uiterwaardverlaging • doorsteken/verwijderen zomerkaden • beheersaanpassingen (toestaan successie vs. begrazing)
moeras	• moeras • moerasbos	bever, otter, roerdomp, kwak	1500 ha (roerdomp en kwak) 25000 ha (bever, otter)	• lage ligging in winterbed en (bijna) nooit in contact met rivier • voeding via grondwater (kwel) uit rivier of uit stuwwal • meanderafsnijding • dichtslibben geulen en grindgaten • opslibbing uiterwaard	• uiterwaardverlaging • doorsteken/verwijderen zomerkaden • beheersaanpassingen • verondieping klei/zandputten
hoogwater vrij	• hardhoutoobos • stroomdalgrasland	middelste bonte specht, das	1500 ha (specht) 25000 ha (das)	• rustig milieu niet te vaak inundaties	• beheersaanpassingen (successie toestaan vs. begrazing)

Tabel 3.5

Relatie tussen inrichtings- en beheersmaatregelen en de te realiseren ecotopen. De maatregelen waarop in de hoofdstukken van dit handboek in meer detail wordt ingegaan zijn gemarkeerd en eveneens is aangegeven in welke hoofdstukken deze maatregelen worden besproken.

		MAATREGEL													
		INRICHTING							BEHEER						
		Ontkleining met natuurgerichte oplevering	Aanleg nevengeul/kreek	Aanleg klei-put/strang	Verondieping zandwinplas/put	Stimuleren rivierduinontwikkeling	Zomerbed-verbreiding	Aanleg vistrap/visritool	Kribvakafsluiting	Plaats-ontwikkeling door zand	Moerasontwikkeling	Vooroeversdam	Sanering waterbodembodem	Herstel ecologische verbindingsschakels	Realisatie stromingsluwe bergende terreindelen
		6	5	4	9	5	10	3	3	6, 7	5, 6, 7	6, 7	5, 6, 7	11	11
ECOTOOP	hoofdstuk code*														
Hardhoutooibos	BH													X	X
Zachthoutooibos	BZ	X			X				X	X	X	X		X	X
Stroomdalgrasland	GO				X				X	X	X	X	X	X	X
Uiterwaardgrasland	GU	X							X	X	X	X	X	X	X
Moeras	M	X			X				X	X	X	X	X	X	X
Natuurlijke oever	ON					X			X	X	X	X	X	X	X
Rivierduin/Oeverwalruigte	RO			X	X				X	X	X	X	X	X	X
Uiterwaardruigte	RU	X							X	X	X	X	X	X	X
Dynamische strang	WD	X	X	X			X	X			X	X	X	X	X
Nevengeul/kreek	WN		X				X				X	X	X	X	X
Plas	WP						X				X	X	X	X	X
Geïsoleerde strang	WS	X		X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X
Diep zomerbed	ZD					X	X				X	X	X	X	X
Ondiep zomerbed	ZO					X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

* codering volgens Postma *et al.* 1996: "Een stroom natuur".

ecotopen die wat moeilijker te realiseren zijn of die niet overal tot ontwikkeling kunnen komen. Voorbeelden van moeilijk inpasbare ecotopen zijn hardhoutooibos, moeras en nevengeulen. De abiotische kansrijkdom van de ontwikkeling van deze ecotopen levert een inschatting op van de kansen op de ontwikkeling van de daarbij horende natuurwaarden. Vanuit andere functies, bijvoorbeeld veiligheid, kunnen extra randvoorwaarden worden opgelegd. Dit alles leidt tot zoekgebieden voor de ontwikkeling van kansrijke ecotopen. Gecombineerd met de wensen vanuit de ecologische samenhang voor bepaalde natuurwaarden, kan dit ontwerpers en planvormers het raamwerk gaan bieden waarbinnen scenario's uitgewerkt kunnen worden. Deze scenario's kunnen vervolgens weer middels een ecologische netwerkanalyse op hun ruimtelijke ecologische samenhang getoetst worden en geoptimaliseerd.

Bij alle uitgevoerde en nog in uitvoering verkerende netwerkstudies is uitgangspunt geweest dat de te realiseren ecotopen optimaal van kwaliteit zijn. De analyse hoeft zich dan alleen te richten op de omvang en ligging van de ecotopen. In tabel 3.4 wordt voor een aantal kritische, vaak moeilijk te realiseren ecotopen aangegeven hoe een ecologische netwerkanalyse eruit zou kunnen zien, welke processen sturend zijn voor ontstaan van die ecotopen en welke inrichtings- en beheersmaatregelen kunnen leiden tot hun ontwikkeling. In de volgende hoofdstukken wordt dan per maatregel in meer detail ingegaan op hoe ze zouden moeten worden uitgevoerd. De detaillering van de maatregelen (bijv. de dimensionering

van een nevengeul of de exacte diepte en het reliëf van een ontgraving) kan namelijk mede sturend zijn voor de kwaliteit van de daar te verwachten ecotopen.

Maatregelen en ecotopen

Een nog wat vollediger overzicht van de relatie tussen de rivierecotopen uit Rademakers & Wolfert (1994) en maatregelen wordt gegeven in tabel 3.5. Deze relatie is niet één op één; een maatregel kan de ontwikkeling van diverse ecotopen helpen bevorderen en omgekeerd kan een ecotoop tot ontwikkeling komen dankzij verschillende maatregelen. Inmiddels is langs de diverse riviertrajecten van Maas en Rijn takken een grote hoeveelheid maatregelen in uitvoering of in planning, die gericht zijn op het vergroten van zowel de natuurwaarden als de veiligheid. Deze maatregelen zijn in tabel 3.5 geformuleerd, onderverdeeld in inrichtings- en beheersmaatregelen.

Tabel 3.6
Overzicht van welke maatregelen per riviertraject gewenst kunnen zijn vanuit overwegingen van natuurwaarden.

	Bovenrijn	Bovenwaal	Middenwaal	O Benedenwaal	W Benedenwaal	Pannerdse Kanaal	Rijn rond Arnhem	Doorwerthse Rijn	gestuwde Nederrijn-Lek	Boven-IJssel	Midden-IJssel	Sallandse IJssel	Beneden-IJssel	Boven-Maas	Grensmaas	Plassenmaas	Peelhorstmaas	Venloslenkmaas	Maaskantmaas	Beneden-Maas	Afgedamde Maas	Bergse Maas	Getijdenmaas	Benedenrivieren
Ontkleding met natuurgerichte oplevering	++	++	++	++	++	++	+	+	+	++	++	+	+	++	++	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Aanleg nevengeul/kreek	++	++	+	++	++	++	++	0	-	+	+	+	+	++	0	0	0	0	+	+	+	0	+	0 = lokaal
Aanleg kleiuit/strang	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Verondieping zandwinplas/put	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Stimuleren rivierduinontwikkeling	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Zomerbed-verbreding	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Aanleg vistrap/visrioel	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Kribvakafsluiting	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Plaat-ontwikkeling door zand	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	0	+	+	+	+	+	+	+	+	0 = grind bedden
Moerasontwikkeling	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	0 = binnendijks
Vooroeverdam	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sanering waterbodembodem	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Herstel ecologische verbindingzones	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Realisatie stromingsluwe bergende terreindelen	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Realisatie meefluchende terreindelen	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Realisatie meestromende terreindelen	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Herstel getijdewerking	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Herstel zoutgradient	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aanleg kwelschem	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Toelaten spontane successie	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Extensieve natuurlijke begrazing	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Natuurgericht hooilandbeheer	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Natuurgericht moeras- en rietlandbeheer	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	0 = binnendijks
Bosontwikkeling	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++ = kansen voor hardhout

Maatregelen per riviertraject

Voor de Maas en de Rijn takken ontstaat nu een beeld van de inrichtings- en beheersmaatregelen die per traject ecologisch gewenst zijn. Zowel de per riviertraject verschillende kansrijkdom voor verschillende typen van ecotopen als de wens tot het realiseren van ecologische netwerken dragen bij aan dat beeld. Tabel 3.6 geeft een samenvatting van de herstelmaatregelen en van de riviertrajecten waar deze in aanmerking komen. Hierop wordt per traject nog genuanceerder ingegaan door Bruggenkamp (*in prep.*) die tevens de eerder in beleidsstudies aangegeven suggesties samenvat.

3.3 MHW-effecten van uiterwaardprojecten

De herinrichting van een uiterwaard gaat meestal gepaard met veranderingen in de MHW. De MHW-standen nemen af bij verruimende maatregelen als uiterwaardverlaging, het aanleggen van nevengeulen en plassen,

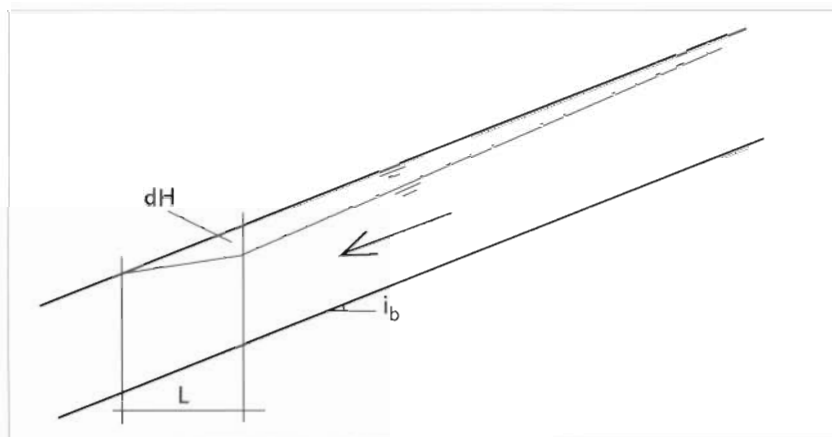
Figuur 3.1

Principeschets MHW-effect
rivierverruiming.

dH = maximale MHW-daling aan de
bovenstroomse begrenzing van
de ingreep;

L = lengte van de ingreep;

i_b = bodemverhang.



of het verwijderen van zomerkaden. Een toename van de MHW treedt op bij een grotere hydraulische ruwheid als gevolg van het ruiger worden van de vegetatie.

In figuur 3.1 is in een langsprofiel het effect van rivierverruiming op de MHW weergegeven. Zonder rivierverruiming is het bodemverhang (i_b) gelijk aan het waterspiegelverhang. Door rivierverruiming (over een lengte L) neemt het waterspiegelverhang ter plaatse van de verruiming af. Bij laaglandrivieren als de Rijn en de Maas is het effect van een maatregel op de waterstanden altijd nihil aan de benedenstroomse begrenzing van de ingreep, en maximaal aan de bovenstroomse begrenzing. De maximale MHW-daling is gelijk aan $dH = (i_{oud} - i_{nieuw}) \cdot L$. Hieruit valt af te leiden dat de theoretisch maximaal haalbare MHW-reductie van een individueel uiterwaardproject bereikt wordt als $i_{nieuw} = 0$. Deze maximale reductie is in de praktijk niet te realiseren, omdat de waterspiegel ter plaatse van de ingreep dan horizontaal zou moeten lopen, hetgeen betekent dat de stroomsnelheden gelijk aan nul zijn.

Bovenstrooms van de ingreep neemt het effect met een negatieve e-macht asymptotisch af tot nul. De halveringslengte van de MHW-daling bovenstrooms van de ingreep is omgekeerd evenredig met het verhang en de waterdiepte. Met andere woorden: hoe steiler het verhang en hoe ondieper het water, hoe sterker de damping en dus hoe korter de halveringslengte. Voor de Rijn en de Maas ligt de halveringslengte bij MHW in de orde van 10 km, met uitzondering van de Grensmaas waar de halveringslengte vanwege het steile verhang slechts enkele kilometers is. Daar staat tegenover dat de maximale MHW-verlaging (dH) groter is naarmate de halveringslengte kleiner is.

Wanneer op een traject in verschillende uiterwaarden inrichtingsmaatregelen worden getroffen, dan hebben die allemaal een MHW-effect in bovenstroomse richting. Aan de bovenstroomse begrenzing van het traject heeft men dan te maken met het gesommeerde, gedeeltelijk gedempte MHW-effect van al deze ingrepen.

Vuistregels ter bepaling van het MHW-effect

De veranderingen in Maatgevende Hoogwaterstanden als gevolg van een ingreep zijn over het algemeen gering (enkele cm) ten opzichte van de waterdiepte bij MHW. Dit heeft tot gevolg dat de ingreep-effectrelatie in hoge mate lineair is: een twee keer zo grote ontgraving heeft een twee

keer zo groot effect. Deze lineariteit is niet meer van toepassing bij grote ontgravingsdiepten (> 5 m), of grote ontgravingslengten (> 5 km). Binnen deze grenzen is het effect alleen een functie van het ontgraven volume, en niet van de vorm van de ontgraving. Een diepe ontgraving over een klein oppervlak heeft hetzelfde effect als een ondiepe ontgraving over een groot oppervlak, mits het ontgraven volume maar gelijk is. Dit betekent dat de aanleg van een nevengeul, afgezien van ruwheidseffecten, nagevoelbaar een even groot MHW-effect heeft als een integrale uiterwaardverlaging met hetzelfde volume.

Van deze lineaire eigenschappen kan gebruik worden gemaakt door voor afzonderlijke riviertrajecten relaties af te leiden tussen het ontgraven volume en de MHW-daling. Let wel: het gaat hierbij om ontgravingen in stroomvoerende delen van uiterwaarden. Ontgravingen in bergende delen hebben geen effect op de MHW. Daarbij is de volgende aanpak gevolgd. De Rijntakken zijn onderverdeeld in een aantal deeltrajecten en elk deeltraject is gekarakteriseerd door een kenmerkend dwarsprofiel. De parameters van dit dwarsprofiel, zoals breedtes en hydraulische ruwheden van de secties, zijn ontleend aan een berekening met het SOBEK-Rijntakkenmodel bij een stationaire afvoer van 16.000 m³/s. Vervolgens is in ieder dwarsprofiel een verruiming en/of een verandering in de hydraulische ruwheid doorgevoerd en is het verschil in waterstand berekend. In tabel 3.7 is voor alle deeltrajecten het resultaat weergegeven. De tabel is alleen van toepassing op het bovenrivierengebied van de Rijn. Voor de Maas en het Benedenrivierengebied zijn dergelijke gegevens momenteel niet beschikbaar. In het Benedenrivierengebied doet zich bovendien de complicatie voor dat de MHW-standen deels bepaald worden door hoge waterstanden op zee. Uiterwaardmaatregelen dragen dan nauwelijks bij aan verlaging van de MHW-standen.

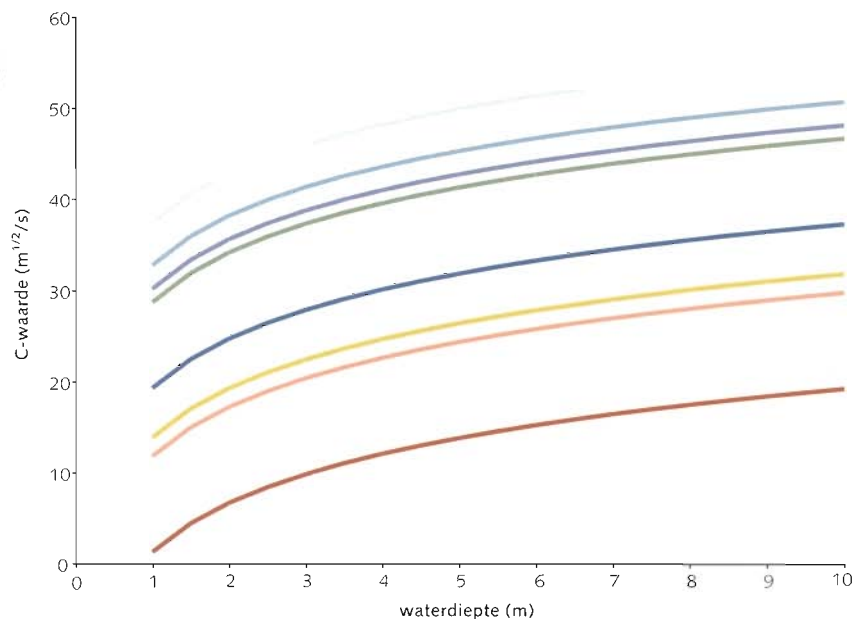
Uit tabel 3.7 is de conclusie te trekken dat de MHW-effecten van ontgraving en verandering in ruwheid voor alle deeltrajecten in een vergelijkbare orde van grootte liggen, met uitzondering van de trajecten IJsselkop – Driel en IJsselkop – Dieren. Het effect van ingrepen op de MHW-stand is hier relatief groot, omdat bij MHW het verhang op deze trajecten vrij groot is. Daar staat wel tegenover dat het effect in bovenstroomse richting vrij snel uitdempt.

Tabel 3.7
MHW-effect per eenheid ontgraving en/of verandering ruwheid in stroomvoerende delen van uiterwaarden. Het effect van een ontgraving op de MHW bij gelijkblijvende hydraulische ruwheid staat weergegeven in de derde kolom en is uitgedrukt in mm per miljoen m³ ontgraving. De vierde kolom geeft het effect aan van een verandering in hydraulische ruwheid zonder ontgraving. Dit is uitgedrukt als afname per eenheid Chézywaarde, in mm per km² uiterwaard met veranderde ruwheid.

Riviertak	Deeltraject	Effect ontgraving (mm / Mm ³)	Effect ruwheid mm / (km ² · m ^{1/2} /s)
Bovenrijn	Lobith – Panterdense Kop	-48	+3
Waal	Panterdense Kop – Nijmegen	-45	+3
Waal	Nijmegen – Tiel	-39	+3
Waal	Tiel – Zaltbommel	-47	+4
Waal	Zaltbommel – Gorinchem	-66	+5
Panterdens Kanaal	Panterdense Kop – IJsselkop	-91	+6
Nederrijn	IJsselkop – Driel	-168	+9
Nederrijn	Driel – Amerongen	-91	+5
Nederrijn	Amerongen – Hagestein	-75	+4
Lek	Hagestein – Schoonhoven	-78	+5
Lek	Schoonhoven – Krumpen	-89	+3
IJssel	IJsselkop – Dieren	-158	+7
IJssel	Dieren – Deventer	-84	+4
IJssel	Deventer – Wijhe	-77	+4
IJssel	Wijhe – Zwolle	-95	+5

Figuur 3.2
Veranderingen in hydraulische ruwheid
(C-waarde in $m^{1/2}/s$) in afhankelijkheid
van waterdiepte bij verschillende
ecotoopclusters.

— grasland
— bos
— ruigte
— open water
— bebouwd
— water / moeras (80:20)
— water / gras (50:50)
— bos / ruigte (10:90)



Om tabel 3.7 met succes te kunnen gebruiken moet iets bekend zijn over de te verwachten veranderingen in vegetatie en de daarmee samenhangende verandering in ruwheid. De ruwheid wordt uitgedrukt in de Chózywaarde (C-waarde) en is een functie van de ruwheidswaarde van Nikuradse (k-waarde) en de waterdiepte. In figuur 3.2 is voor een aantal ecotoopclusters de C-waarde gegeven, gebaseerd op de k-waarden zoals toegepast in het IVR-DSS, zie o.a. RWS/RIZA *et al.* 1999b.

Tabel 3.7 en figuur 3.2 kunnen worden gebruikt om snel een schatting te maken van de MHW-effecten van een uiterwaardproject. Stel dat langs de Middenwaal (Nijmegen – Tiel) een uiterwaard met 2 meter wordt verdiept over een oppervlak van 100 ha. Door verandering in vegetatie neemt de C-waarde bij MHW af van 40 (grasland) naar $25 m^{1/2}/s$ (ruigte). De maximale verandering in MHW-stand is dan:

Afname door ontgraving:

$$100 \text{ ha} \times 10.000 \text{ m}^2/\text{ha} \times 2 \text{ m} / 1.000.000 \times -39 \text{ mm} = -78 \text{ mm}$$

Toename door verruwing:

$$100 \text{ ha} \times 0,01 \text{ km}^2/\text{ha} \times (40 - 25) m^{1/2}/s \times +3 \text{ mm} = +45 \text{ mm}$$

Netto effect:

$$= -33 \text{ mm}$$

Zoals hierboven aangegeven zijn ontgravingsdiepte en ontgraven oppervlak binnen zekere grenzen uitwisselbaar. Uit het voorbeeld blijkt dan, dat het omwille van MHW-verlaging voordelig is om een twee keer zo diepe ontgraving (4 m) uit te voeren over de helft van het oppervlak (50 ha). De afname in MHW-stand door de ontgraving is dan hetzelfde, maar de toename door de verruwing is nog maar de helft.

Een tweede invalshoek voor het afleiden van vuistregels voor de MHW-effecten is gebruik te maken van de resultaten van de planstudie Ruimte voor Rijntakken (RvR). In het kader van RvR is het MHW-effect bepaald van een groot aantal (fictieve) uiterwaardplannen. Per uiterwaardplan zijn

de volgende 5 planvarianten in ogenschouw genomen:

1. *Verlaging*. De oorspronkelijke uiterwaard wordt zo ver verlaagd als de gewenste ecotopen toelaten.
2. *Extra verlaging*. Verdere verlaging binnen planvariant 1, meer open water en natte natuur.
3. *Verlaging en vegetatiebeheer*. Planvariant 1 met een intensiever vegetatiebeheer en dus een lagere hydraulische ruwheid.
4. *Verlaging/landbouw*. Per uiterwaard wordt het resterende landbouwgebied in planvariant 1 verlaagd zodat 60% van de landbouwgebruiks-waarde overblijft.
5. *Extra verlaging/natuur*. Ten opzichte van planvariant 2 wordt het gebied in de uiterwaard buiten het plangebied verlaagd en omgezet in natuur.

In totaal zijn ca. 130 plannen met elk 5 varianten doorgerekend (RWS/RIZA *et al.* 1999a). Aan de hand van deze berekeningen kan een aantal kengetallen afgeleid worden over de effectiviteit van uiterwaardverlaging. In tabel 3.8 is aangegeven welk volume ontgraven moet worden om 0,10 m MHW-verlaging te bereiken, uitgaande van een lineair verband tussen ontgravingsvolume en MHW-verlaging. Uit deze tabel blijkt dat uiterwaardverlaging het meest effectief is langs de IJssel en het minst effectief langs de Bovenrijn/Waal. De reden hiervoor is dat bij de IJssel bij MHW een relatief groter deel van de afvoer (40-70%) door het winterbed stroomt dan in de Waal (20-50%). Ook valt uit tabel 3.8 af te leiden dat voor de meeste deeltrajecten het effect per kubieke meter ontgraving op de IJssel groter is dan op de Waal.

Tabel 3.8
Benodigde uiterwaardverlaging per
0,10 m MHW-verlaging.

Riviertak	Ontgraving (miljoen m ³)
Bovenrijn	3,5 – 4,0
Waal	3,5 – 4,0
Pannerdens Kanaal	2,0 – 2,5
Nederrijn / Lek	2,5 – 3,0
IJssel	1,5 – 2,0

In bovengenoemde planvarianten is niet alleen sprake van een verlaging, maar ook van een verandering in de vegetatie en dus meestal van een toename van de hydraulische ruwheid. Het afzonderlijke effect van deze twee parameters is op basis van de ter beschikking staande gegevens niet te bepalen. De volumina in tabel 3.8 bevatten dus impliciet de extra ver-ruiming die gepleegd moet worden om te compenseren voor de toegenomen ruwheid.

MHW-effect per maatregel

Hoewel het in veel opzichten zinvol is om onderscheid te maken tussen de verschillende inrichtingsmaatregelen, is dat met het oog op reductie van de MHW maar in beperkte mate het geval. Stagnante wateren en meestromende nevengeulen zijn te zien als speciale vormen van uiterwaardverlaging en het MHW-effect is te schatten aan de hand van tabel 3.7 of tabel 3.8. Wel mag verwacht worden dat het effect van een nevengeul iets groter zal zijn dan van een gewone uiterwaardverlaging, omdat nevengeulen over het algemeen parallel aan de stroomrichting georiënteerd zijn.

Het MHW-effect van het doorsteken of verwijderen van zomerkaden kan niet met bovenstaande vuistregels voor grondverzet worden geschat. Zomerkaden zorgen voor een lokaal energieverlies en dus voor een toename van de MHW-standen. Het doorsteken van zomerkaden heeft dan ook nauwelijks effect op de MHW-standen, omdat het energieverlies op plaatsen waar de kade intact blijft gewoon doorgaat. Bij het verwijderen van zomerkaden is het voorts van belang onderscheid te maken tussen kaden parallel aan, en dwars op de stroomrichting. De opstuwende werking bij MHW van kaden parallel aan de stroomrichting is te verwaarlozen, maar deze kaden hebben wel een functie bij de stroomgeleiding van lagere hoogwaters. Het verwijderen van kaden parallel aan de stroomrichting is dan ook af te raden. Het MHW-effect is het grootst bij het verwijderen kaden dwars op de stroomrichting. In tabel 3.9 is de mate van het effect van de verschillende kademaatregelen aangegeven.

Tabel 3.9
Mate van effect van kademaatregelen op de MHW-standen.

Oriëntatie van de kade	Doorsteken	Verwijderen
Parallel aan de stroomrichting	geen	klein
Dwars op de stroomrichting	geen	groot

Ruimtelijke optimalisatie

In het bovenstaande is er steeds van uitgegaan dat de maatregelen worden getroffen in het stroomvoerende deel van de uiterwaard. Een optimalisatie is te bereiken door bij de ruimtelijke verdeling onderscheid te maken tussen stroomvoerende en stroomluwe delen van de uiterwaard. Ooibos heeft in principe een opstuwende werking, behalve als het in een stroomluw deel van de uiterwaard staat. Omgekeerd heeft uiterwaardverlaging het grootste effect op de MHW-standen daar waar de stroomsnelheden relatief hoog zijn. Hoewel de grens niet scherp is te trekken, kan aan de hand van de stroomsnelheden uit WAQUA een indruk worden gekregen of een bepaald deel van de uiterwaard stroomvoerend of stroombergend is. Een systematische uitwerking van de geschiktheid van delen van uiterwaarden voor verruimende, dan wel opstuwende maatregelen op basis van stroomvoering is te vinden in WL/Delft Hydraulics (1999). In deze studie is met WAQUA voor alle uiterwaarden langs de Rijntakken gekeken waar bij MHW de specifieke afvoer (m^2/s) relatief het kleinst is (q-criterium). In deze gebieden heeft een toename van de hydraulische ruwheid het minste effect. In een tweede berekening zijn alle uiterwaarden integraal met 1 meter verlaagd, met uitzondering van plassen, hoogwatervrije terreinen en zomerkaden, en is gekeken waar de specifieke afvoer relatief het meest toenam (dq-criterium). Deze locaties komen voor verruiming in aanmerking. De algemene conclusie die uit deze berekeningen is te trekken, is dat verruimende maatregelen vooral effectief zijn in de nabijheid van het zomerbed en dat een toename van de hydraulische ruwheid nabij de bandijk de minste opstuwung veroorzaakt. Natuurlijk zijn hierop talloze, locatiespecifieke uitzonderingen. Zo heeft verruiming in de stroomschaaduw van hoogwatervrije terreinen langs het zomerbed weinig zin en zorgt ooibos aan de voet van een schaadijk voor een relatief grote opstuwung. Naar analogie met de oriëntatie van kaden op de stroomrichting hangt ook de opstuwung van een rechthoekig areaal ooibos af van de ligging ten opzichte van de stroomrichting. Met de lange zijde parallel aan de stroomrichting geeft een ooibos een kleinere opstuwung dan met de lange zijde loodrecht op de stroomrichting.

Bovenstaande vuistregels zijn bedoeld als eerste schatting van het MHW-effect bij ingrepen op de Rijntakken. Naarmate het herinrichtingsplan gedetailleerder wordt, is het gewenst om nauwkeuriger modellen in te zetten. Afhankelijk van de fase van het project is dit SOBEK voor een iets betere berekening dan met de vuistregels en WAQUA voor de detaillering en de uiteindelijke toetsing.

3.4 Problematiek van vervuilde bodems

In de uiterwaarden langs de Maas en Rijntakken zijn forse hoeveelheden microverontreinigingen aanwezig (zie paragraaf 1.4.2). Bij de inrichting van de uiterwaarden en het daarbij behorende grondverzet krijgt de planmaker hiermee te maken. Ten eerste vanuit de regelgeving ('wat mag niet en wat mag wel'), ten tweede vanuit de ecologische risico's ('hoe kun je slim omgaan met de verontreinigde bodem zodat de risico's optimaal gereduceerd worden'). Dit laatste is minder hard in regels neergelegd; het is in sterkere mate aan de planvormers om er verantwoord mee om te gaan.

Het is de bedoeling de kwaliteit van het gehele riviereengebied vast te leggen in zogenaamde Bodemkwaliteitskaarten.

Actief Bodembeheer Riverbed

Het beleid ('wat mag wel en wat mag niet') is neergelegd in de Wet Bodembescherming (Wbb), waarin staat aangegeven dat bij ernstige bodemverontreiniging moet worden gesaneerd. Bij herinrichtingswerkzaamheden in het rivierbed is vrijwel altijd sprake van 'ernstige bodemverontreiniging', zodat de initiatiefnemer een saneringsplan moet opstellen, waarin beschreven staat op welke wijze en wanneer wordt gesaneerd en welke bodemkwaliteit zal worden gerealiseerd.

Dit stringente beleid staat echter ter discussie, met name ingegeven vanuit het probleem dat saneren van alle zwaar verontreinigde locaties financieel onhaalbaar is. Daarnaast kan het ook zijn dat het middel erger is dan de kwaal. Dit kan bijv. het geval zijn als ten gevolge van de sanering onherstelbare schade wordt toegebracht aan de beslaande natuur, geomorfologische of archeologische waarden. Ook kan het saneren gaan lijken op dweilen met de kraan open, als herverontreiniging optreedt door sedimentatie met verontreinigd slib, door lozingen uit de procesindustrie, door verontreinigd grondwater, etc.

Er wordt dus gezocht naar een pragmatischer aanpak die toch verantwoord is. Deze meer functiegerichte en kosteneffectieve benadering, waarbij de toekomstige bestemming van een bodem betrokken wordt bij de beoordeling hoe met vervuilde bodems op een bepaalde locatie moet worden omgegaan, is beschreven in de 'Beleidslijn Actief Bodembeheer Rivierbed (ABR)'. Deze beleidslijn wordt verder uitgevoerd in beleidsregels voor de uiterwaarden.

De basis voor de ABR-beleidsregels ziet er als volgt uit:

1. een voorkeursvolgorde van gebiedsgerichte verwerkingsopties (*bodem blijft bodem; bodem wordt bouwstof; hergebruik na bewerking; bergen in zandwinputten; afvoeren naar stortplaatsen*);
2. een functiegerichte benadering op basis van risico's (zie hieronder);
3. een kosten-batenanalyse op projectniveau.

Functiegerichte benadering

Bij maatregelen in het rivierengebied waarin de functie natuur centraal staat, is het van essentieel belang dat aanwezige verontreinigingen zo min mogelijk risico op ecologische effecten vormen. Er is een drietal ecologische effecten te onderscheiden:

- Directe effecten:* stoffen hebben een direct toxische werking, wat leidt tot sterfte dan wel verstoring van groei, reproductie of gedrag. Dit vindt laag in de voedselketen plaats en kan leiden tot het verdwijnen van soorten of een lagere productie in het gebied.
- Indirecte effecten:* bijvoorbeeld door het verdwijnen van soorten (door toxische stoffen) is er minder voedsel beschikbaar of door verminderde afbraak vindt er ophoping van detritus plaats
- Secundaire effecten:* door ophoping en doorgifte van stoffen in de voedselketen komen er hoge concentraties in top predatoren terecht. Dit is bijv. het geval voor PCB's via vissen naar aalscholvers en otters en voor cadmium via regenwormen naar wormetende steenuilen en dassen.

Het is dus zaak de inrichting van een gebied zodanig te plannen dat de kans dat organismen direct of indirect via de voedselketen aan de aanwezige stoffen blootgesteld worden minimaal is. 'Risico-reducerende maatregel' is hierbij een sleutelbegrip. Daar de huidige normering, waar de klasse-indeling voor waterbodems op gebaseerd is, vaak geen één op één relatie heeft met de risico's voor het ecosysteem, is hiervoor een specifiekere benadering nodig. Deze benadering is aangegeven in "Actief Bodembeheer Rivierbed: Natuurrisico's". Bij deze benadering wordt uitgegaan van een viertal stappen, waarbij elke stap dieper ingaat op de betekenis van de verontreinigingen voor de functie natuur; van algemeen niveau naar gebied- of soortspecifiek niveau.

De onderscheiden stappen zijn:

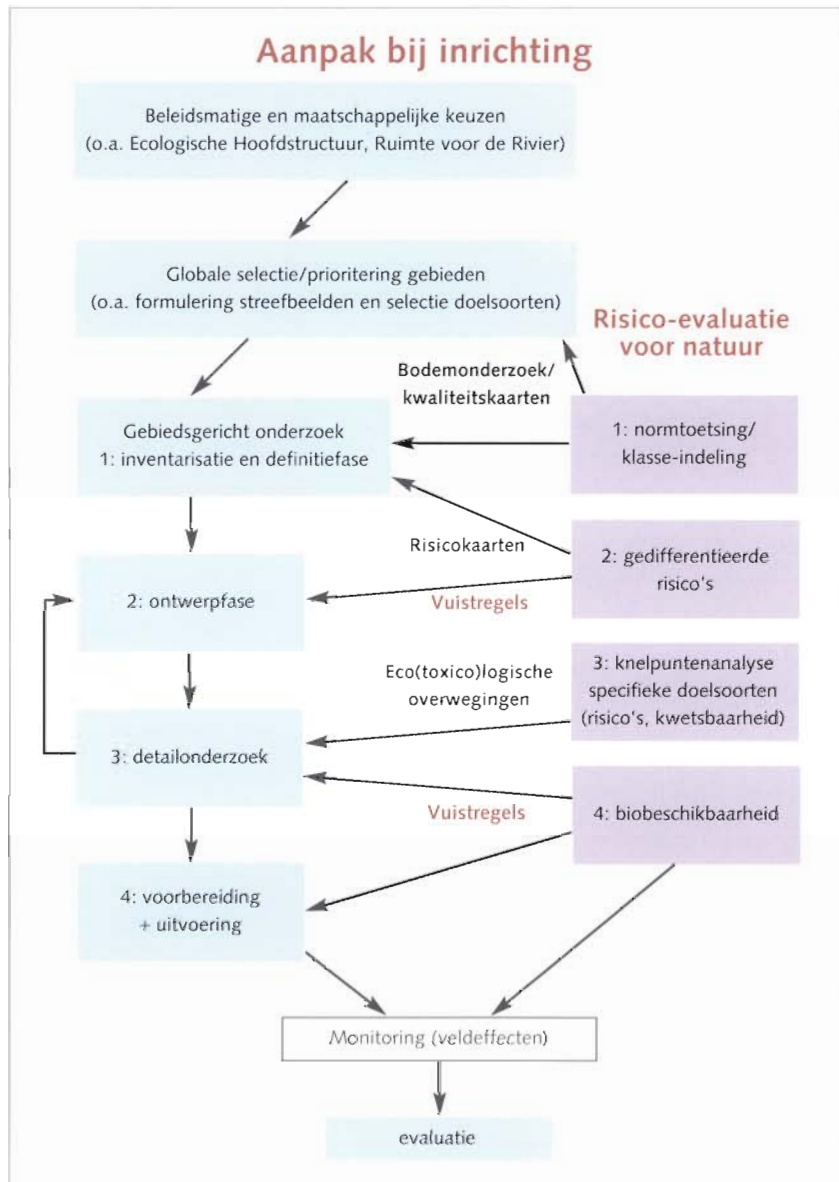
- Stap 1: Huidige normering: Toetsen van gemeten gehalten aan de huidige normen en klasse-indeling. Dit levert een signaal op dat nadere diagnose vraagt.
- Stap 2: Vaststellen van risicogrenzen: Toetsen van gemeten gehalten aan soortspecifieke toxiciteitsgegevens. Dit levert inzicht in risico's gedefinieerd als 'de kans op nadelig effect bij langdurige blootstelling'.
- Stap 3: Specifieke natuurdoelen: In beeld brengen van risico's voor de natuurdoelsoorten aan de hand van toxiciteitsgegevens (vaak niet aanwezig) of middels een kwetsbaarheidanalyse. Multistress speelt hierbij een belangrijke rol.
- Stap 4: Biologische beschikbaarheid: diverse omstandigheden (ouderdom, verplaatsen grond, verandering van grondgebruik) kunnen ertoe leiden dat stoffen meer of juist minder beschikbaar komen voor organismen en daarmee een groter of kleiner risico vormen.

Hoe deze stappen ingepast kunnen worden bij het inrichtingsproces, is aangegeven in het schema in figuur 3.3.

Behoort deze vierstapsbenadering niet tot de mogelijkheden, dan biedt het toepassen van een aantal vuistregels (zie kader) al een handvat.

Figuur 3.3

Inpassing van de stappen uit 'ABR-Natuurrisico's' in het inrichtingsproces (bron: van de Guchte et al. 1999).



Maatregelen

Bij diverse maatregelen in het rivierengebied kunnen er situaties ontstaan, waarbij verontreinigingen kunnen leiden tot ecologische risico's:

- het aansnijden van oude, sterk verontreinigde lagen;
- veranderd grondgebruik (droge grond wordt nat of andersom); dit kan leiden tot mobiliteit en daarmee verhoogde beschikbaarheid van stoffen;
- waterstanddynamiek; ook dit kan leiden tot mobiliteit en daarmee tot verhoogde beschikbaarheid van stoffen;
- grondverzet; het in beweging brengen van grond kan leiden tot (tijdelijke) verhoogde mobiliteit van stoffen.

Maatregelen waarbij dit een rol kan spelen zijn: aanleg van nevengeulen, krekken, kleiputten, strangen, moerasontwikkeling (bij gebruik van verontreinigd materiaal), etc.

Vuistregels voor de vermindering van de risico's door blootstelling aan stoffen bij de inrichting van een gebied.

Metalen:

- risico's minder bij toepassing onder water dan op het droge
- lokale condities (pH, kalk) van invloed op opneembaarheid door organismen

PAK:

- risico's verminderen op termijn door afbraak in droge omgeving met zuurstof
- beschikbaarheid meestal lager dan verwacht op basis van totaal gehalten (dus niet alle klasse 4 geeft risico)

PCB:

- zowel in natte als droge bestemming nauwelijks afbraak

Afdekking met schone toplagen vermindert contactkans voor organismen

Concentreren naar kleiner oppervlak (bijvoorbeeld de diepte in) verkleint contactkansen voor organismen

Kalkhoudend uiterwaardmateriaal werkt bufferend zodat verzuring nauwelijks tot verhoogde beschikbaarheid van metalen leidt

Oppakken en op droge zetten van natte bodem leidt tot een (tijdelijke) verhoging van de beschikbaarheid van metalen

Een algemene indruk van **risico's voor natuur** wordt verkregen door probleemstoffen te vergelijken met ARN-waarden (Acceptabele Risico Niveaus voor Natuur)

Bron: ABR-Natuurrisico's

Literatuur

Bodem; themanummer rivierengebied. Jaargang 11, nr.2, april 2001.

Bruggenkamp, J.W.C. *in prep.* Landschap en planvorming van het rivierenlandschap. RIZA werkdokument. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.

Buit, A.M.C.F., H. Bussink, J. Dirksen, R.P.H. Snep, J. Simons & W.M. Liefveld 1998. Maasplassen-econet. Ecologische netwerkstudie van het Maasplassengebied. Intern rapport IBN-DLO.

Edelman, T. (ed.) 1999. Van Trechter naar Zeef – afwegingsproces sameringsdoelstelling. Sdu Uitgevers, Den Haag.

Foppen, R., J. Graveland, M. de Jong & A. Beintema 1998. Naar levensvatbare populaties moerasvogels, vertaling van ruimtelijke samenhang en kwaliteit van moerassen in duurzaamheidsnormen voor moerasvogels. Achtergronddocument voor "Beschermingsplan moerasvogels" van Vogelbescherming Nederland. IBN rapport 393. IBN-DLO, Wageningen.

Guchte, C. van de, R.A.E. Knoben, J.H. Faber & J. Harmsen 1999. Actief Bodembeheer Rivierbed - Natuurrisico's. Akwa-rapport 99.006.

Hin, J. E. van de Laar & U. Menke. Definitiestudie bodemkwaliteitskaarten Rijntakken –concept 31 aug 2001. RIZA-werkdoc. 2001.xxx.

Klijn, F. & H. Ducloux 2001. Nature rehabilitation along Rhine river branches: dilemmas and strategies for the long term. In: H.J. Nijland & M.J.R. Cals (eds) River restoration in Europe. Practical approaches. Proceedings Conference on River Restoration, Wageningen, The Netherlands 2000.

LNV 2000. Natuur voor mensen, mensen voor natuur. Natuur, Bos en Landschap in de 21^e eeuw. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag.

Liefveld, W.M., G.J. Maas, H.P. Wolfert, A.J.M. Koomen & S.A.M. van Rooij 2000. Richtlijnen voor de ruimtelijke verdeling van ecotopen langs de Maas op basis van ecologische netwerken en geomorfologische kansrijkdom. Reports of the project: "Ecological Rehabilitation of the River Meuse". ERM no. 35, December 2000. RIZA, Arnhem, Alterra, Wageningen.

Postma, R., M.J.J. Kerkhofs, G.B. Pedrolí & J.G.M. Rademakers 1996. Een stroom natuur: Natuurstreefbeelden voor Rijn en Maas.

Watersysteemverkenningen 1996. RIZA rapport 95.060. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Arnhem.

Rademakers, J.G.M. & H.P. Wolfert 1994. Het Rivieren-Ecotopen-Stelsel. Rijkswaterstaat RIZA. Ecologisch Herstel Rijn en Maas, rapport nr. 61-1994.

RWS/RIZA, RWS/DON, WL I Delft: Hydraulics 1999a. Screening van maatregelen'. RvR-rapport 99.04.

RWS/RIZA, RWS/DON, WL I Delft: Hydraulics 1999b. 'Aanvullende analyses RvR: WAQUA-analyses'. RvR-rapport 99.13.

V&W, VROM, LNV en IPO 1997. Actief Bodembeheer rivierbed. Omgaan met verontreinigd sediment in de grote rivieren. Beleidsnotitie.

VROM, IPO en VNC. Grond grondig bekeken – verantwoord omgaan met schone en verontreinigde grond. 1999

Verboom, J., P.C. Luttikhuisen & J.T.R. Kalkhoven 1997. Minimumarealen voor dieren in duurzame populatienetwerken. IBN rapport 259. IBN-DLO, Wageningen.

WL I Delft: Hydraulics (1999) 'WAQUA-GIS analyse voor de herinrichting van uiterwaardten'. Rapport Q2476.

4 Stagnante wateren

Tom (A.D.) Buijse, Gerben J. van Geest, Rob E. Grift en
Frank C.J.M. Roozen

Inhoud

- 4.1 Definities en natuurlijke ontstaanswijzen
- 4.2 Hydrologie, morfologie en ecologie
 - 4.2.1 Hydrologisch functioneren
 - 4.2.2 Morfologisch functioneren
 - 4.2.3 Ecologisch functioneren
- 4.3 Relaties met de omgeving
- 4.4 Aanleg van stagnante wateren
 - 4.4.1 Waar kunnen stagnante wateren worden aangelegd en waar niet
 - 4.4.2 Aanbevolen dimensies
 - 4.4.3 Beheer en onderhoud

Literatuur

Stagnante wateren in uiterwaarden zijn waterpartijen die met elkaar gemeen hebben dat er geen stroming van betekenis in optreedt. Deze wateren vormen belangrijke elementen in de uiterwaarden, vanuit landschappelijk, cultuurhistorisch en ecologisch oogpunt.

Dit hoofdstuk laat zien hoe divers de stagnante wateren kunnen zijn, afhankelijk van hun verschijningsvorm en mate van dynamiek. Juist deze diversiteit, en de dynamiek van ontwikkeling via verschillende ontwikkelingsstadia, vormen waardevolle elementen voor het natuurlijk functioneren van uiterwaarden.

Het hoofdstuk besluit met een aantal handreikingen voor de aanleg en het beheer van nieuwe stagnante wateren.

4 Stagnante wateren

4.1 Definities en natuurlijke ontstaanswijzen

In de ecotopenstelsels voor de rivieren worden twee soorten stagnante wateren onderscheiden: 'strang/kleiput' en 'plas' (Rademakers & Wolfert 1994). De ecotoop 'strang/kleiput' is op basis van de hydrodynamiek nader onderverdeeld in aangekoppelde, afgesloten en stagnante strang, en voorts in kwelgeul en beekstrang indien er sprake is van invloed van grondwater respectievelijk beken. Binnen het ecotoop 'plas' worden op basis van de mate van hydrodynamiek aangekoppelde en afgesloten zand- en grindgaten onderscheiden; op basis van de grootte worden kolken of wielen onderscheiden. Van der Molen *et al.* (2000) geven in het aquatische ecotopenstelsel geen namen aan stagnante wateren, maar onderscheiden ze op basis van diepte, overstromingsfrequentie, bodemtype en aanwezigheid van water- en oeverplanten. Dit is gedaan omdat zij veronderstellen dat vooral deze factoren bepalend zijn voor de ecologische ontwikkeling en niet zozeer de ontstaanswijze. De getijderekreek houdt het midden tussen een stromend en stilstaand water en wordt hier ook besproken. In het navolgende wordt ingegaan op uiterwaardwateren, die van nature kunnen ontstaan: strangen, kolken en getijderekreeken. Daarnaast worden ondiepe plassen onderscheiden. De verschijningsvorm van stagnante wateren is het gevolg van leeftijd, locatie, vorm, grootte en biotische interacties.

Strangen vormen fasen in een successiereeks van het geïsoleerd raken van de hoofdstroom. Een nevengeul raakt afgesloten tot een strang, is aanvankelijk nog eenzijdig aangekoppeld aan de hoofdstroom en staat daar later alleen tijdens hoge afvoeren mee in verbinding. Dan komt er een ontwikkeling op gang maar steeds verder verlanden, waarbij de wateren zelfs tijdelijk droog kunnen vallen.

Figuur 4.1

De strang bij Ewijk langs de Waal. Strangen zijn langgestrekte stagnante wateren ontstaan doordat oude rivierlopen afgesneden werden van de hoofdstroom (foto: Tom Buijse).



Kolken ontstaan tijdens hoge afvoeren bij doorbraken van oeverwallen of dijken en zijn diep met steile oevers.

Figuur 4.2

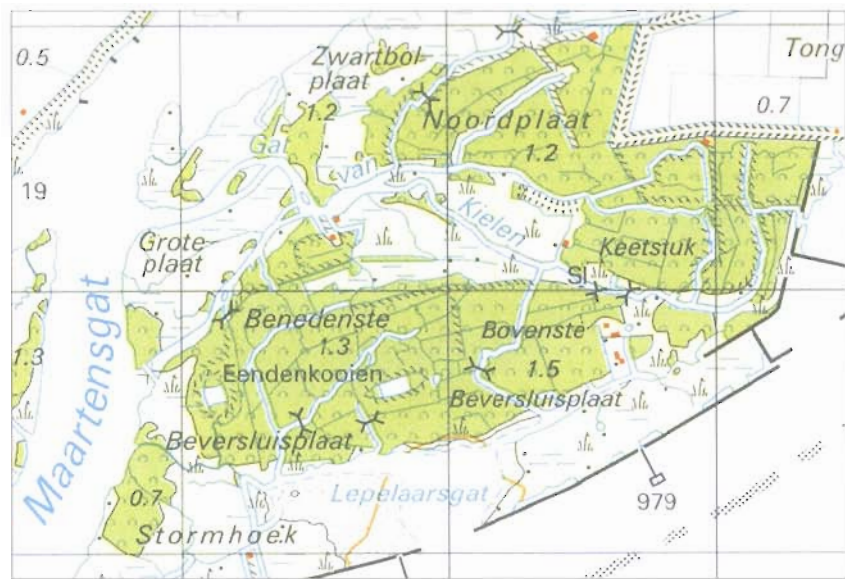
Kolken ontstaan op plaatsen waar het hoogwater met grote kracht de uiterwaarden instroomt. Het zijn kleine ronde diepe wateren. Ze zijn hier binnendijks gelegen als gevolg van dijkdoorbraken in vroeger eeuwen (bron: Wolters-Noordhoff 1998).



Getijdekreken zijn vertakte krekensystemen in slikken en schorren. Ze vormen de scherpe en steile dynamische overgangszones tussen land en water onder invloed van de getijdeslag.

Figuur 4.3

Getijdekreken, zoals hier in de Biesbosch, zijn doorgaans sterk vertakt (bron: Wolters-Noordhoff 1998).



Ondiepe plassen zijn veelvormig (rond tot langwerpig) en ontstaan in komgebieden achter oeverwallen en in kronkelwaarden.

De stagnante wateren in de uiterwaarden kennen een grote mate van verscheidenheid. Naast elkaar bestaan er heldere en troebele wateren met of zonder vegetatie, die in permanente verbinding staan met de hoofdstroom of tijdens lage afvoeren geïsoleerd raken. De volgende hoofdtypen kunnen daarbij onderscheiden worden: helder met of zonder waterplanten en troebel door algen en/of slib. Afhankelijk van grootte en vormgeving kunnen binnen een water ook combinaties voorkomen: troebel open water omgeven door een heldere oeverzone met waterplanten. Deze diversiteit is een belangrijk kenmerk van het referentiebeeld van een natuurlijk rivierlandschap. Behalve door de langjarige successie wordt de huidige

verschijningsvorm van de stagnante wateren bepaald door de ruimtelijke opbouw en de ligging ervan en door de biologische processen die zich in het water afspelen.

Afhankelijk van de ligging beïnvloeden kwel en wegzijging, tezamen met de herkomst van het water, de hydrodynamiek en de voedselrijkdom in de uiterwaardplassen. Er is sprake van een zonering als functie van de afstand tot de hoofdstroom. Daarnaast speelt er de invloed van de bredere omgeving, zoals bijvoorbeeld de aanwezigheid van stuwwallen van waaruit kwel kan optreden. Gezien de geringe grootte van uiterwaardwateren, uiteenlopend van minder dan 0,1 tot enkele tientallen hectares, kunnen biotische processen een dominante rol spelen. Zo kunnen bodemwoelende vissen, vooral als er fijn sediment aanwezig is dat tijdens hoogwaters wordt aangevoerd, de vegetatieontwikkeling belemmeren. Dit zijn allemaal natuurlijke processen die tezamen resulteren in een grote verscheidenheid aan wateren in de overstromingsvlakten van laaglandrivieren. Alhoewel vaak verguisd behoren hiertoe ook troebele wateren, waarin in sommige gevallen blauwalgen bloeien.

4.2 Hydrologie, morfologie en ecologie

4.2.1 Hydrologisch functioneren

Stagnante wateren in uiterwaarden onderscheiden zich van binnendijks gelegen wateren door de onregelmatige, seizoensgebonden overstromingen, de zogenaamde 'flood pulse' (zie hoofdstuk 1).

Voor stagnante wateren zijn de volgende hydrologische begrippen van belang: overstromingsfrequentie, peilfluctuaties, gestuwde of vrijafstromende rivier, aanwezigheid van voedselarm grondwater en getijslag.

De frequentie en duur van overstromingen bepalen hoe vaak en hoe lang de waterkwaliteit gelijk gesteld wordt aan die van de rivier. Overstromingen maken de inoculatie van plantenzaden, plankton, en macrofauna mogelijk, evenals het in- en uittrekken van vissen. Indien de overstroming met kracht plaatsvindt kan de bodem schoongeschoord worden en het aanwezige slib weggespoeld worden. Bovenstroomse overstromingen voeren grover sediment mee dan benedenstroomse.

Peilfluctuaties in de rivier veroorzaken waterstandsschommelingen in de stagnante wateren, ook zonder dat overstromingen optreden. De peilfluctuaties bepalen samen met de helling van het oevertalud de omvang van de dynamische land-water overgangszones waar pioniersgemeenschappen kunnen domineren. Peilfluctuaties in stagnante wateren zijn indicatief voor de interactie met het grondwater. Alhoewel de ecologische effecten hiervan nog niet goed in kaart gebracht zijn, mag aangenomen worden dat peilfluctuaties consequenties hebben voor de waterkwaliteit, aangezien anaërobe en aërobe omstandigheden elkaar in de tijd afwisselen. Indien dit zelfs tot droogval leidt, kunnen vissen en andere watergebonden organismen zich natuurlijk niet handhaven.

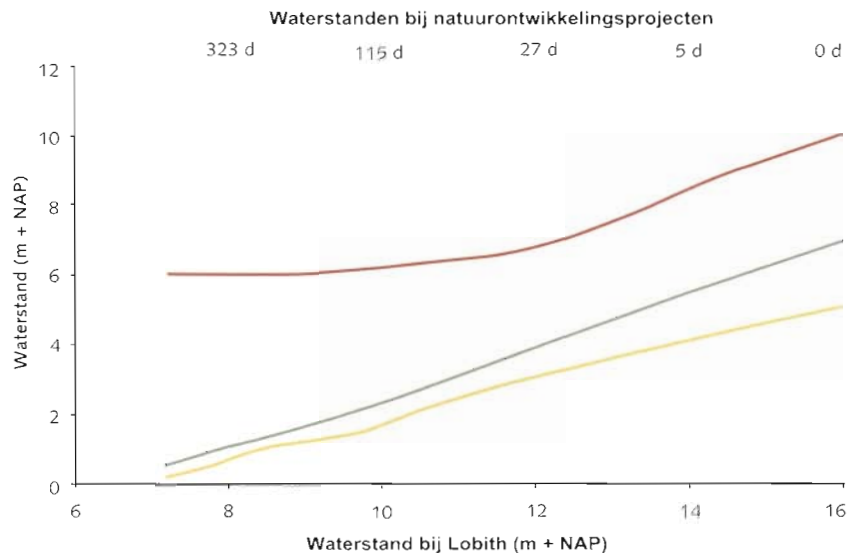
Het al dan niet gestuwd zijn van riviertrajecten heeft vergaande consequenties voor de waterstand. Zo resulteert bijv. een waterpeilstijging bij Lobith van 4 m (van 8 naar 12 m NAP) slechts in een stijging van 80 cm in de Blauwe Kamer (figuur 4.4), terwijl de stijgingen in de Duursche Waarden (2.3 m) en Gameren (2.7 m) langs respectievelijk de vrijafstro-

mende IJssel en Waal veel sterker op die van Lobith reageren. Stroomafwaarts nemen de peilfluctuaties af en worden ze meer en meer beïnvloed door de getijslag in het benedenrivierengebied of de peilschommelingen in het IJssel- en Ketelmeer.

Figuur 4.4

De gevolgen van de waterstand bij Lobith voor de waterstand in de buurt van drie natuurontwikkelingsprojecten (Gameren - Zaltbommel; Blauwe Kamer - Grebbeberg; Duursche Waarden - Wijhe). De getallen boven de figuur geven het aantal dagen per jaar weer dat deze waterstand overschreden wordt.

— Wijhe
— Zaltbommel
— Grebbeberg



De rivier zorgt behalve voor overstromingen ook voor kwel of wegzijging. Dit wordt versterkt wanneer er in de uiterwaard diepe zand- of grindwinputten aanwezig zijn. Kwel en wegzijging beïnvloeden de hydrodynamiek en waterkwaliteit. De hydrologie van een uiterwaardplas beïnvloedt zeer nadrukkelijk de kansen voor waterplanten vanwege peilfluctuaties (overstroming, grondwater), troebeling (zwevende stof) en chemie (chloride, fosfaat, nitraat).

Er is sprake van een gradiënt onder invloed van de rivier. Nutriëntengehalten en chloridegehalten nemen ruwweg af bij toenemende afstand tot de rivier, evenals de peilfluctuaties. Als gevolg van met name nutriëntgehalten worden troebele wateren doorgaans dicht bij de rivier en heldere wateren verder van de rivier aangetroffen. Daarnaast kunnen verhoogde chloridegehalten de ontwikkeling van waterplanten remmen, terwijl peilfluctuaties de mogelijkheden daartoe sturen. Zo kan watergentiaan zich bij de grootste peilverschillen handhaven.

Figuur 4.5

Watergentiaan kan goed omgaan met de grote peilfluctuaties langs de Waal (foto's: Tom Buijse).



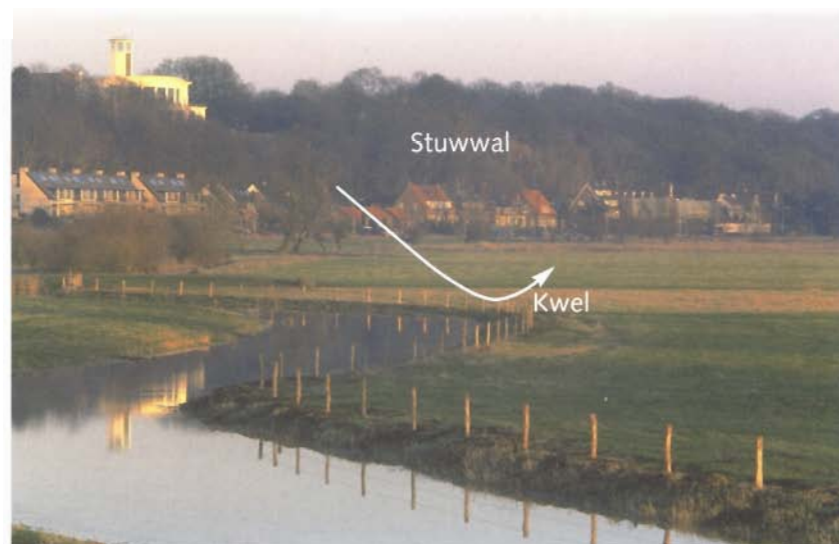
De invloed van rivierwater neemt af op grotere afstand en lokaal ook door kwelstromen van de stuwwallen die grenzen aan delen van het rivierengebied. Voorbeelden van dit laatste zijn te vinden in de Gelderse Poort, langs de noordoever van de Nederrijn en langs delen van de IJssel. Langs de Maas bovenstrooms van Nijmegen stroomt op eenzelfde wijze kwelwater van de hoger gelegen terrassen. Diepe grondwaterstromen vanaf de stuwwallen en terrassen zorgen voor kwel met voedselarm water. Dit vergroot de kans op helder water en specifieke soorten waterplanten.

Een sterke hydrodynamiek resulteert in relatief brede overgangszones tussen land en water, zeker in combinatie met een flauw talud van de oevers. Natte en droge jaren leiden tot verschuivingen in de vegetatie, waardoor ruimte ontstaat voor pioniersgemeenschappen, zowel aquatisch als terrestrisch.

De winterdijken hebben de oorspronkelijke overstromingsvlakten al in een ver verleden sterk ingeperkt. Hierdoor zijn de wateren met zwakste hydrodynamiek verdwenen. Mogelijk vervullen binnendijkse wateren, die alleen via grondwaterstromen in contact staan met de rivier, deze functie. Vergelijking met laag-dynamische wateren langs andere Europese rivieren kan uitwijzen of deze rol inderdaad binnendijs wordt opgevangen.

Figuur 4.6

Kwel vanaf de Wageningse Berg voedt de uiterwaarden plaatselijk met relatief voedselarm grondwater (foto: Tom Buijse).



4.2.2 Morfologisch functioneren

De stagnante wateren in overstromingsvlakten van rivieren zullen overwegend opslibben, nauwelijks eroderen en op den duur zelfs verlanden. Dit is een natuurlijk proces vanwege de lage stroomsnelheid van het water dat over de uiterwaard stroomt (zie hoofdstuk 1). De overstromingen zorgen voor een netto toevoer van sediment, dat fijner is naarmate de stroomsnelheid lager is. Meestal zal dus verder van de rivier en dichterbij de winterdijk fijnkorreliger materiaal tot bezinking komen. Erosie komt in stagnante wateren nauwelijks voor, behalve op plaatsen waar het water tijdens een overstroming met veel kracht binnenstroomt. Nieuw gegraven wateren kunnen in eerste instantie een zandige bodem hebben, maar op den duur zal door overstromingen de bodem opslibben. Dit heeft gevolgen voor de peilfluctuaties via het grondwater: een kleipakket is minder doorlatend dan een zandbodem en zal daardoor peilfluctuaties dempen.

Hydro- en morfodynamiek zorgen tezamen voor verjonging van stagnante wateren en de oeverzone. Tijdens het groeiseizoen kunnen verschillen in waterstanden tussen jaren enkele meters bedragen. In natte jaren kan de aquatische levensgemeenschap zich uitbreiden; in droge de terrestrische. De dynamische overgangszone vormt het domein van pioniersoorten. Dit kan bij het ontwerp betrokken worden door oeverzones met flauwe taluds aan te leggen. De aanvoer van sediment kan, met name tijdens het groeiseizoen, de vegetatieontwikkeling belemmeren. Aan de andere kant kan dit het verlandingsproces versnellen: in ondiepe plassen zijn de kansen voor plantenontwikkeling groter. De netto sedimentatie van de gehele uiterwaard en de daarin gelegen plassen betekent dat de bijdrage aan het verlagen van de MHW geleidelijk afneemt.

Resuspensie van sediment heeft gevolgen voor het lichtklimaat en de kansen voor de ontwikkeling van waterplanten. Er zijn drie belangrijke factoren die resuspensie kunnen veroorzaken: wind, scheepvaart en in de bodem woelende vissen. Wind speelt vooral een rol in grote wateren, scheepvaart uitsluitend in aangetakte wateren. De invloed van wind en scheepvaart is daarom te sturen via de inrichting, hetzij door de oppervlakte van de plas te beperken hetzij door de plas niet aan te takken. De invloed van bodemwoelende vis is veel moeilijker te sturen. Duidelijk is dat vissen hun plek kiezen tijdens overstromingen, want ze zijn niet willekeurig verdeeld na een hoogwater. Of een plas al dan niet troebel wordt, lijkt de uitkomst van een krachtenspel tussen waterplantontwikkeling, die een plas onaantrekkelijk maakt voor bodemwoelende vis, en bodemwoeling, die het doorzicht verkleint en ontwikkeling van waterplanten remt. De ontwikkeling van waterplanten kan wel beïnvloed worden door de vormgeving. Vormgevingsfactoren die de ontwikkeling van waterplanten bevorderen zijn flauwe oevers, periodieke droogval en een grote oeverlengte/oppervlakte-verhouding.

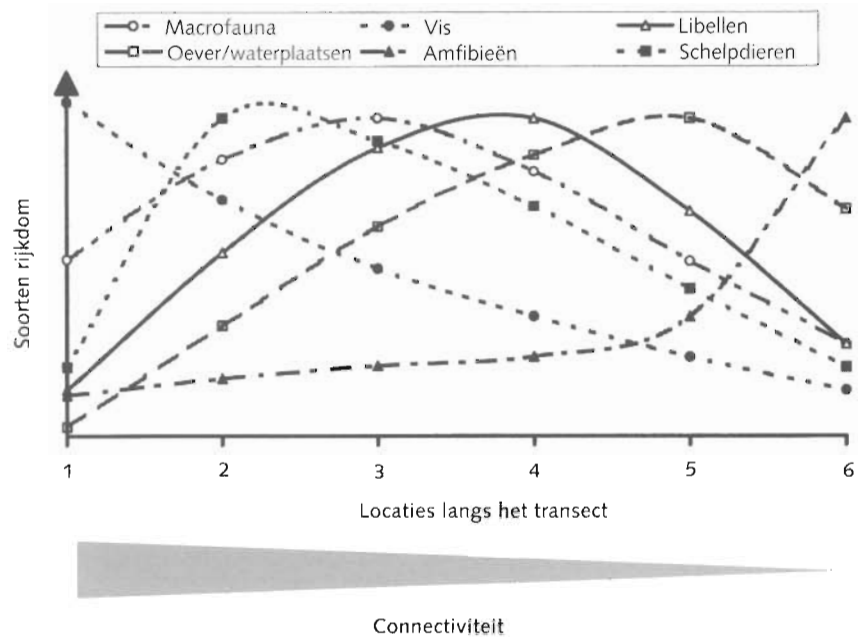
4.2.3 Ecologisch functioneren

Net als ieder ander biotoop in het rivierengebied hebben stagnante wateren hun karakteristieke levensgemeenschappen en functies. Ze herbergen een grote diversiteit aan (semi-)aquatische fauna en flora, die afhankelijk is van stilstaand water. Daar waar vissen de grootste diversiteit in de hoofdstroom hebben, is dit voor bijv. libellen, amfibieën en waterplanten juist tegenovergesteld (figuur 4.7). Vissoorten als brasem en kolblei hebben voor het vervullen van hun levenscyclus zowel de hoofdstroom met haar stromende karakter nodig als de stagnante plassen in de uiterwaarden. Andere soorten, zoals zeelt en kroeskarper, vervullen hun gehele levenscyclus in stagnante wateren. Amfibieën trekken in het voorjaar vanuit hun overwinteringsgebieden naar de uiterwaarden om hun eieren af te zetten. Soortafhankelijk blijven ze er voor kortere of langere tijd en stellen ze specifieke eisen aan vegetatie en waterkwaliteit (Creemers 1994). Waterplanten worden nauwelijks in de hoofdstroom van grote rivieren, zoals de Rijn en de Maas, aangetroffen. Hun voorkomen staat of valt met de aanwezigheid van stagnante wateren.

Per saldo zijn riviergebonden wateren ten opzichte van andere wateren, die niet onder rivierinvloed staan, in ongestoorde toestand rijker aan soorten. Dit komt doordat overstromingen perioden creëren waarin verspreiding en (re)kolonisatie mogelijk zijn. Dit geldt met name voor dieren, die hun gehele levenscyclus aan het water gebonden zijn, zoals vissen en schelpdieren alsmede voor planten, waarvan de zaadverspreiding (ook) via het water plaatsvindt. Daarnaast treedt overstroming op in gradaties van

hydro- en morfodynamiek (zwakker met toenemende afstand vanaf de rivier) hetgeen de variatie in de verschijningsvormen en ontwikkeling van stagnante wateren beïnvloedt.

Figuur 4.7
De diversiteit van verschillende plant- en diergroepen langs een gradiënt van connectiviteit (bron: Tockner *et al.* 1998).



Stagnante wateren verschillen in biodiversiteit afhankelijk van de hydrologische afstand tot de rivier. Dit scala aan wateren, die deels soortenarm en deels soortenrijk zijn, vormt tezamen een diversiteit aan biotopen typerend voor de overstromingsvlakten van rivieren. Wateren dichtbij de rivier, maar niet in permanent contact met de hoofdstroom, blijken de laagste biodiversiteit te kennen. Stagnante wateren, die in permanente verbinding met de hoofdstroom staan, blijken zowel vertegenwoordigers te hebben van (zwak-)stromend als stilstaand water. Stagnante wateren, die zeer frequent, gemiddeld meer dan 20 dagen per jaar, in contact staan met de rivier hebben dezelfde soorten typerend voor stilstaand water, maar de soorten die afhankelijk zijn van stroming kunnen zich niet handhaven. Wanneer de invloed van de rivier verder afneemt, waarbij de uiterwaard gemiddeld minder dan 20 dagen per jaar wordt overstroomd, dan blijkt de biodiversiteit toe te nemen, deels doordat waterplanten tot ontwikkeling kunnen komen en deels door een andere, merendeels voedselarme waterkwaliteit.

Door de zogenaamde 'flood pulse' (hoofdstuk 1) zijn wateren in uiterwaarden rijker aan kiezelwieren dan binnendijs gelegen wateren. Kiezelwieren kunnen zich namelijk beter dan andere groepen algen handhaven in een stromende omgeving. De algensamenstelling omvat weinig blauwalgen. Het zoöplankton wordt in heldere plassen gedomineerd door andere soortgroepen dan in troebele of met de rivier in verbinding staande wateren. De overstromingen betekenen ook toevoer van plankton, plantenzaden en macrofauna. Voor vissen bieden ze de mogelijkheid in en uit de wateren te trekken.

Wateren die niet permanent met de rivier in verbinding staan, maar wel een hoge overstromingsfrequentie kennen, hebben de laagste soorten diversiteit

aan vissen. Na een lange periode van isolatie worden minder soorten aangetroffen dan kort na een overstroming: niet alle soorten blijken zich te kunnen handhaven. In laag-dynamische wateren, die helder en rijk aan waterplanten zijn, komen de daarbij behorende vissoorten voor. Vissen zijn mogelijk een belangrijke factor bij de vertroebeling van wateren via resuspensie van slib en gesedimenteerde algen. Dit geldt met name als grote aantallen bodemwoelende brasems achtergebleven zijn na een overstroming. In combinatie met de frequente aanvoer van sediment tijdens overstromingen zou dit de ontwikkeling van waterplanten lang kunnen tegenhouden. Vogels maken gebruik van de wateren vanwege de aanwezige voedselbronnen: waterplanten, uitvliegende insecten, vissen, droogvallende oevers met bodemdieren. Deze voedselbronnen komen vooral beschikbaar in perioden met dalende waterstanden. Vanwege de geringe omvang van de wateren kunnen vogels lokaal hun voedselaanbod in belangrijke mate uitputten.

Uiterwaardplassen zijn van nature rijk aan fosfaat en nitraat. Op basis van de gehalten zou op veel plaatsen een bloei van blauwalgen verwacht worden, maar deze wordt nauwelijks aangetroffen. De extra verrijking door vermesting lijkt niet geleid te hebben tot het verdwijnen van bepaalde levensgemeenschappen in stagnante wateren. Waarschijnlijk heeft deze echter wel een afname tot gevolg gehad van het aandeel heldere door waterplanten gedomineerde wateren. Vergelijking met vegetatiekarteringen in de jaren 50 laat zien dat het aandeel uiterwaardwateren met waterplanten is afgenomen.

4.3 Relaties met de omgeving

Verlaging van uiterwaarden middels de aanleg van stagnante wateren heeft een positieve invloed op de verlaging van de MHW. Tijdens hoge afvoeren kan de doorstromingssnelheid door de aanwezigheid van dergelijke diepere plekken worden bevorderd. De precieze omvang van dit effect is afhankelijk van de vormgeving van de plassen en van de situering binnen een uiterwaard in relatie tot de stroombanen van het water. Bij de berekeningen wordt aangenomen dat van uiterwaardwateren de bovenste 5 m een bijdrage leveren aan de verlaging van de MHW. Een grotere diepte levert geen extra voordeel op.

In uiterwaarden vindt netto sedimentatie plaats en dus ook in de stagnante wateren. Hierdoor zullen deze wateren geleidelijk verondiepen, waardoor de bijdrage aan de MHW-verlaging op termijn vermindert.

Voor de ontwikkeling van stagnante wateren zijn zowel de directe als de ruimere omgeving van belang. De directe omgeving behelst de oeverzone en de omliggende uiterwaard, de ruimere omgeving stuwwallen en terrassen, waarvan kwelstromen de waterkwaliteit beïnvloeden, en naburige stagnante wateren van waaruit rekolonisatie op kan treden.

Ooibos direct rond de plassen leidt via bladval tot organische bodems met doorgaans troebel water. Aan de andere kant biedt begroeiing beschutting, waardoor minder sprake is van opwerveling van bodemmateriaal door wind. Begrazing is een natuurlijk fenomeen in uiterwaarden. Begrazing en intensieve betreding van de oevers kunnen echter de ontwikkeling van oevervegetatie belemmeren. Steile oevers geven minder begroeiing en minder afwisseling van aquatische en terrestrische ontwik-

kelingen. Vooralsnog lijkt er geen relatie tussen bemesting van het omliggende land en het ecologisch functioneren te zijn. Toch ligt zo'n relatie wel voor de hand.

Uiterwaardwateren vormen tezamen een ecologisch netwerk. Alhoewel hier weinig kwantitatiefs over bekend is, wordt aangenomen dat ze met elkaar beter in staat zijn om levensgemeenschappen in stand te houden. Nabijgelegen wateren kunnen een belangrijke bronpopulatie herbergen voor rekolonisatie. Zo zouden levensgemeenschappen in wateren die slechts verschillen in hoogteligging, hydrologische variatie het hoofd kunnen bieden doordat dan in het ene en dan in het andere water de omstandigheden gunstig zijn. Modelmatige exercities met ecologische netwerken laten zien dat enkele grote leefgebieden veerkrachtiger zijn dan vele kleine. Nu is het niet zo dat stagnante wateren daarom groter aangelegd zouden moeten worden, want dan krijgen ze een andere verhouding tussen oever en open water, maar veelal meer dat meerdere wateren dicht bij elkaar gesitueerd zouden moeten zijn. Oftewel: liever in één uiterwaard meerdere wateren en in andere geen dan in iedere uiterwaard één of enkele wateren. Voor vissen zijn inmiddels soorten geselecteerd voor netwerkstudies, maar er zijn tot op heden nog geen daadwerkelijke berekeningen uitgevoerd (Klein Breteler & Kranenborg 2000). Als eerste indicatie geven Liefveld *et al.* (2000) voor de Maas aan dat een gebied van 50 ha met kleinere uiterwaardwateren voldoende zou kunnen zijn om als sleutelgebied in een ecologisch netwerk te kunnen functioneren.

Naast een ecologische functie en een bijdrage aan het verlagen van de MHW, vervullen uiterwaardwateren thans en in de toekomst een belangrijke functie voor zowel de beroeps- als de sportvisserij.

4.4 Aanleg van stagnante wateren

4.4.1 Waar kunnen stagnante wateren worden aangelegd en waar niet

Bij de inrichting moet de relatie met de omgeving benut worden. Langs de Waal worden de uiterwaarden vaak overstroomd. Dit pleit ervoor om juist langs deze Rijntak veel wateren aan te takken. De uiterwaarden langs de Nederrijn-Lek en de IJssel worden veel minder vaak overstroomd. Hier zouden vooral stagnante wateren met waterplanten tot ontwikkeling kunnen komen, zeker vanwege de aanwezigheid van nabijgelegen stuwwalcomplexen. Langs de gestuwde delen van Rijn en Maas zijn de peilfluctuaties bij lage rivierafvoeren in de uiterwaarden gering. Dit biedt kansen voor waterplanten die gevoelig zijn voor peilfluctuaties.

Stagnante wateren kunnen tegenwoordig op natuurlijke wijze niet of nauwelijks meer ontstaan, doordat de hoofdstroom is vastgelegd tussen kribben of doordat de oever beschermd is door stortsteen. Door rivierdynamiek kunnen wateren alleen nieuw gevormd worden indien eroderende processen worden toegelaten. Ideeën die daarbij aansluiten zijn bijv. de geplande hoogwatergeulen langs de gestuwde Maas. Tijdens hoogwater mag de rivier op beperkte schaal de uiterwaarden uitschuren. Hierdoor ontstaan geulen met poelen, die tijdens een volgend hoogwater weer schoon worden gespoeld. Er zou geen opslibbing plaatsvinden. Meestal zal echter de mensenhand er aan te pas moeten komen om stagnante wateren vorm te geven. Vanuit een ecologisch perspectief kan hierbij het beste aangesloten worden bij historische kaartbeelden en natuurlijke vormen en afmetingen van stagnante wateren.

Langs de Rijntakken komen overal natuurlijk ontstane stagnante wateren voor (Wolters-Noordhoff 1990). Het zijn vooral afgesneden meanders en voormalige stroomgeulen, maar ook ronde kolken. Veel strangen zijn nog benedenstrooms aangetakt aan de rivier. De grootte van de stagnante wateren is in zekere mate gerelateerd aan de Rijntak: de grootste strangen, kolken en wielen komen voor langs de Waal. Langs de IJssel kwamen vooral veel stagnante wateren voor tussen Deventer en Wijhe. De Beneden-IJssel vertoont overeenkomsten met het Benedenrivierengebied vanwege de getijslag in de voormalige Zuiderzee. Natuurlijke wateren, sommige eeuwen oud zoals Kil van Hurwenen of de Oude Waal bij Nijmegen, zijn nog op diverse plaatsen aanwezig. Daarnaast is er een veel groter aantal gegraven plassen voor de klei- en zandwinning.

Langs de Maas lagen natuurlijk ontstane stagnante wateren, zoals afgesneden rivierbochten, vooral langs de meanderende trajecten tussen Maaseik en Neer en benedenstrooms van Mook (Wolters-Noordhoff 1990). Natuurlijke stagnante wateren zijn thans nauwelijks meer aanwezig omdat ze dichtgeslibd zijn of in sommige gevallen binnendijs liggen. Langs de Maas bestaan de stagnante wateren vooral uit de door de mens afgesneden en al dan niet uitgegraven meanders, de Maasplassen en uit havens. Deze wateren kenmerken zich doordat ze doorgaans groot en diep zijn. Kleine stagnante wateren liggen vooral op het traject Lith-Hedel. De Bergsche Maas is volledig gegraven; hier zijn nagenoeg geen stagnante wateren aanwezig.

De uiterwaarden langs de Maas worden veel minder frequent overstroomd dan die langs de Rijntakken. Hierdoor hebben de stagnante wateren langs de Maas een minder dynamisch karakter dan die langs de Rijn. De eerste uiterwaarden komen onder water te staan bij een afvoer van $1250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, die zo'n 3 dagen per jaar optreedt. Deze uiterwaarden zijn gelegen in de meest bovenstroomse delen van de Maas in Nederland. De overige uiterwaarden worden minder vaak overstroomd; het overgrote deel pas bij een afvoer van $1750 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, die gemiddeld 1 dag per 4 jaar wordt bereikt of overschreden (van der Veen pers. comm.).

De Maasplassen tussen Maaseik en Neer vormen een groot stelsel van zowel geïsoleerde als aangetakte grote stagnante wateren ontstaan door grind- en zandwinning. De Maasplassen vormen vanwege hun aantal, grootte en diepte een onnatuurlijk element in de actieve overstromingsvlakte van de Maas, maar hebben tegelijkertijd hun specifieke natuurwaarden. Er worden heden ten dage nog altijd van dit type plassen gegraven. Een op karakteristieke riviernatuur gerichte afwerking van deze plassen is zeer wenselijk. De plassen verondiepen en oevers verflauwen verhoogt de natuurwaarden, hetgeen overeenkomt met de voorgestelde inrichting van zandwinputten langs de Rijntakken. Op dit moment is ook het verminderen van de invloed van rivierwater gunstig vanwege de nog altijd zeer matige kwaliteit van het Maaswater.

Voor de aanleg van de Nieuwe Merwede en de afsluiting van het Haringvliet kende het Benedenrivierengebied een grote diversiteit aan getijdegeulen (Wolters-Noordhoff 1990). Diversiteit trad op in lengte en breedte, en in het zoutgehalte van het in- en uitstromende water. Door de aanleg van de Nieuwe Merwede met kribben en oeverbestorting is in eerste instantie de rivierinvloed op de Biesbosch verminderd. Door de afsluiting van het Haringvliet is de getijslag verkleind. De getijgeulen en -kreeken hebben hierdoor veel van hun dynamische karakter verloren.

Ze verschillen van bovenstrooms gelegen strangen, die alleen onder invloed van de rivier staan, doordat ze veel vertakter zijn, veel scherpere overgangen kennen tussen kaal en begroeid, steilere oevertaluds hebben en sterke gradiënten in de lengterichting: naarmate ze verder vertakken, worden ze snel smaller en ondieper (figuur 4.3). Deze vorm is het gevolg van de kracht van het getij dat tweemaal per dag de geulen vult en leegt. Het zijn in feite geen stagnante wateren, omdat er uitgezonderd het doodtij continu sprake is van een inkomende of uitgaande waterstroom.

Alhoewel de morfodynamische processen zijn stilgezet, laten veel getijdegeulen in de Biesbosch, langs het Haringvliet (Beninger en Korendijkse Slikken) en de Oude Maas (Zuiddiep, Klein Profijt) hun oorspronkelijke vorm nog zien, zij het dat ze deels opgeslibd zijn en de vegetatie op de oever is veranderd. Langduriger peilschommelingen veroorzaakt door de rivier zijn hier veel meer gedempt. Geïsoleerde wateren komen in het Benedenrivierengebied relatief weinig voor. Voor zover ze er zijn, lijken ze veel overeenkomsten te vertonen met bovenstrooms gelegen geïsoleerde wateren.

Ook retentiegebieden kunnen in aanmerking komen voor de aanleg van stagnante wateren. Omdat deze gebieden ver van de rivier gelegen zijn, bieden ze vooral kansen voor heldere wateren met waterplanten. Bij het advies Ruimte voor Rijntakken worden suggesties gegeven voor retentiegebieden langs de Bovenrijn, het Pannerdens Kanaal, de bovenloop van de IJssel en de Waal.

Tabel 4.1
Geschiktheid van de trajecten van
Rijntakken en Maas voor de aanleg van
aangetakte en geïsoleerde wateren.

traject	geschiktheid voor aangetakte wateren	geschiktheid voor geïsoleerde wateren	toelichting
Bovenrijn	hoog	redelijk	hoge dynamiek
Bovenwaal	hoog	redelijk	hoge dynamiek
Middenwaal	hoog	redelijk	hoge dynamiek
Oostelijke Benedenwaal	hoog	redelijk	hoge dynamiek
Westelijke Benedenwaal	hoog	redelijk	hoge dynamiek
Pannerdens Kanaal	hoog	matig	hoge dynamiek, ruimtegebrek
Rijn rond Arnhem	matig	matig	hoge dynamiek, ruimtegebrek
Doornwethse Rijn	matig	matig	hoge dynamiek, ruimtegebrek
Gestuwde Nederrijn en Lek	matig	hoog	gestuwd, lage dynamiek
Boven-Lek	matig	hoog	gestuwd, lage dynamiek
Boven-IJssel	matig	hoog	hooggelegen, lage overstromingsfrequentie
Midden-IJssel	redelijk	hoog	hooggelegen, lage overstromingsfrequentie
Sallandse IJssel	redelijk	hoog	hooggelegen, lage overstromingsfrequentie
Beneden-IJssel	hoog	hoog	hooggelegen, lage overstromingsfrequentie
Boven-Maas	hoog	redelijk	hoge dynamiek
Grensmaas	hoog	matig	hoge dynamiek
Plassenmaas	redelijk	hoog	lage overstromingsfrequentie
Peellhorstmaas	redelijk	hoog	lage overstromingsfrequentie
Venlooslenkmaas	redelijk	hoog	lage overstromingsfrequentie
Maaskantmaas	matig	matig	gestuwd, lage dynamiek
Beneden-Maas	matig	matig	lage overstromingsfrequentie, ruimtegebrek
Afgedamde Maas	matig	matig	lage overstromingsfrequentie, ruimtegebrek
Bergse Maas	matig	matig	lage overstromingsfrequentie, ruimtegebrek
Benedenrivieren	hoog	matig	getijslag

4.4.2 Aanbevolen dimensies

De vormgeving van nieuw aan te leggen plassen zou moeten aansluiten bij van nature voorkomende vormen. Dit zijn de langgerekte strangen, afhankelijk van het riviertraject als afgesneden meander of hoefijzervormig, ronde kolken, ondiepe plassen en getijdekreken. Strangen kunnen sterk in grootte uiteenlopen, kolken zijn doorgaans kleiner dan een hectare. De hoogteligging, overstromingsfrequentie en diepte beïnvloeden de kansen op waterplantontwikkeling en de omvang van de land-waterovergangszone. Voor ondiepe plassen kan dit uiteenlopen van tijdelijk droogvallend tot matig diep. Dichtbij de rivier zal de hydrodynamiek doorgaans groter zijn, hetgeen pioniersgemeenschappen bevordert.

Diepe zandwinputten zijn ongewenst, hoewel ze vanwege het ontbreken van stroming en hun grote diepte goede schuilmogelijkheden voor vissen bieden. Traditionele kleiputten zijn ongewenst vanwege hun zeer steile oevers en onnatuurlijke hoekige vorm.

Meanderende rivieren worden onder meer gekenmerkt door steile en diepe buitenbochten en glooiende en ondiepe binnenbochten. In de buitenbocht liggen de grofste afzettingen en in de binnenbocht waar de stroomsnelheden het laagste zijn de fijnste. Afgesneden meanders behouden deze morfologische karakteristieken, alhoewel de afzettingen nu uit fijner materiaal bestaan. Afgesneden meanders worden in de loop der tijd geleidelijk opgevuld door afzettingen tijdens overstromingen en zullen verondiepen om tenslotte te verlanden. De snelheid van dit verlandingsproces hangt af van de hoeveelheid afgezet sediment en kan tientallen tot honderden jaren duren.

De afgesneden meanders zijn de huidige strangen in de uiterwaarden. Het onderscheid tussen buiten- en binnenbocht is met name aanwezig op trajecten waar de rivier van oorsprong een sterk meanderend karakter had (bijv. langs Bovenrijn en Bovenwaal in de Gelderse Poort en op het traject Tiel-Zaltbommel). Naast kolken kennen zodoende ook strangen diepe delen. In zekere zin hebben diepe zandwinputten vergelijkbare karakteristieken met kolken en strangen. In vergelijking met kolken zijn ze doorgaans vele malen groter, terwijl ze ten opzichte van strangen ronder zijn en langs alle oevers steile taluds hebben. Bij een op karakteristieke natuur gerichte opvulling van zandwinputten kan het diepe karakter deels behouden blijven met een afwerking die overeenkomsten vertoont met kolken of buitenbochten van afgesneden meanders.

Deze schets van de inrichting van stagnante wateren kan ook gebruikt worden voor de aanpassing van bestaande wateren. Voormalige zand- en grindwinputten kunnen verondiept worden. De bijdrage aan de waterafvoer en daarmee voor de veiligheid tegen overstromingen is beperkt tot de bovenste 5 m. Wateren kunnen aangetakt worden aan de rivier. Als ze niet permanent in verbinding staan en vaak (meer dan 20 dagen per jaar) overstroomd worden, blijken ze een geringe biodiversiteit te hebben. Bovendien komt dit type wateren op dit moment (te) veel voor. Kleiputten, die vaak steile oevers hebben, kunnen een flauwer talud krijgen. Ook kan de directe omgeving rond bestaand water verlaagd of reliëfvormend ontleid worden, waardoor deze vaker wordt overstroomd. Dit resulteert in het herstel van de land-water overgangszones.

Tabel 4.2
Afgesloten en aangetakte strang;
gewenste dimensies.

lengte	250 - 5000 m; afgestemd op de dimensies van de hoofdgeul
breedte	10-100 m; eventueel variërend
vormgeving	langwerpig, licht gebogen tot hoefijzervormig
taluds	1:10 binnenbocht; 1:3 buitenbocht
diepte	licht gebogen strang tot 3 m (bij maatgevend laagwater); hoefijzervormig hebben diepe buitenbochten (tot 8 m) en ondiepe binnenbochten; voorts 1 ontwerpdiepte over de gehele lengte of een toenemende diepte naar benedenstrooms (verhang 1:100 - 1:1000)
locatie	bij voorkeur ontkleien en blootleggen oude strangen
afstand tot de rivier	aangetakt dichtbij de rivier; afgesloten op oude locaties of zo ver mogelijk van de rivier
droogvallen	permanent watervoerend; gedeeltelijke droogval van de oeverzone is gewenst.
beheer	begrazing bepaalt de ontwikkeling van oevervegetatie
ecologische samenhang binnen uiterwaard	1 of meerdere (parallel aan elkaar; eventueel met elkaar verbonden) strangen per uiterwaard

Tabel 4.3
Kolk of wiel; gewenste dimensies

vorm	rond
oppervlakte	0.1 - 4 ha
taluds	behoorlijk steil (1:3); oevers kunnen verflauwen bij instroompunt door sedimentatie (1:10)
diepte	tot 10 m bij maatgevend laagwater
droogvallen	neen
locatie	op plaatsen waar bij hoogwater de uiterwaard het eerste volstroomt
ecologische samenhang binnen uiterwaard	in principe 1 per uiterwaard
inrichting	randvoorwaarden scheppen voor eroderende processen (bijv. lokaal verlagen van de zomerkade) of aanleggen

Tabel 4.4
Getijdensreek; gewenste dimensies.

vorm	hoofdkreek met of zonder sterk vertakt stelsel van zijkreken (eventueel ook die weer met zijkreken), langwerpig, taps toelopend; zijkreken hebben dikwijls scherpe hoeken met de hoofdkreek
Oppervlakte	hoofdkreek: lengte 100-2000 m; breedte instroomopening tot 20 m; versmallend; zijkreken tot 100 m
taluds	steil, 1:1 tot 1:2
diepte/droogvallen	verhang over de lengte; permanent watervoerend bij laag water in de hoofdkreek (tot 2 m diep) en delen van de zijkreek (0.5 m diep); droogvallend in de uiteinden van hoofdkreek en zijkreken
locatie	benedenstrooms aangetakt aan de hoofdstroom, hoofdkreek loopt parallel aan hoofdstroom langs de riviertakken, maar kan langs de bredere wateren verder benedenstrooms (Biesbosch, Hollands Diep en het Haringvliet) onder allerlei hoeken aangetakt zijn
ecologische samenhang binnen uiterwaard	maximaal 1 per uiterwaard; het aantal vertakkingen bepaalt de dimensies

Tabel 4.5

Ondiepe plassen: gewenste dimensies.

vorm	veelvormig; rond, ellips, gebogen langwerpig
oppervlakte	0.1 - 10 ha
taluds	flauw 1:5 - 1:20; oevers tot 2 m diep flauwer talud (1:20) dan diepe delen (1:3-1:5)
diepte/droogvallen	bandbreedte van geheel droogvallend ('efemeer') tot max. 5 m diep met uitsluitend droogvallende oevers
locatie	in principe over de hele breedte van de uiterwaard; veel peilfluctuatie, relatief diep en dicht bij de rivier geven vooral troebele wateren; weinig peilfluctuatie, ondiep en ver van de rivier vooral heldere plassen met waterplanten
beheer	begrazing bepaalt de ontwikkeling van oevervegetatie
ecologische samenhang binnen uiterwaard	meerdere plassen in één uiterwaard bij elkaar; eventueel verbonden met elkaar

4.4.3 Beheer en onderhoud

De behoefte aan beheer en onderhoud wordt bepaald door de functies die aan het water toegekend worden. Vanuit een ecologisch perspectief is zo weinig mogelijk beheer en onderhoud gewenst om een langjarige ontwikkeling mogelijk te maken. De Rijn en Maas zouden een verscheidenheid aan wateren moeten hebben, die in verschillende fasen van successie verkeren. Andere functies, zoals recreatief medegebruik en afvoer van water en ijs, kunnen wensen hebben ten aanzien van respectievelijk de bereikbaarheid of het waterbergend vermogen en daarmee eisen stellen aan beheer en onderhoud.

Een andere optie voor stagnant water ligt niet zozeer in de inrichting, maar meer in het beheer van de uiterwaarden. Vanwege het insnijden van de hoofdstroom en het opslibben van de uiterwaarden zijn de overgangszones scherper en smaller geworden. Uiterwaarden worden minder frequent en kortstondiger dan oorspronkelijk overstroomd. Nagenoeg alle uiterwaarden zijn geheel of gedeeltelijk voorzien van zomerkaden. Deze zijn voorzien van sluisjes, die thans enerzijds dienen om uiterwaarden te vullen alvorens de zomerkaden overstroomden om ongecontroleerde situaties te voorkomen. Anderzijds vergemakkelijken ze na een hoogwater het versneld leegstromen. De sluisjes zouden, indien ze gesloten blijven, ook gebruikt kunnen worden om de uiterwaarden langduriger onder water te laten (cf. Galat *et al.* 1998). Dit werd in vroeger eeuwen bijv. in Hongarije toegepast en heet daar het 'fok'-systeem (Zsuffa 2000). Je zou het ook lokaal peilbeheer kunnen noemen; het is een van de weinige opties om op uitgebreide schaal en langduriger ondiepe (semi-)aquatische condities te creëren in de uiterwaarden. Vooral amfibieën en vissen zullen hierbij voor hun voortplanting gebaat zijn. Natuurlijk is zoiets afhankelijk van het landgebruik. Uiterwaarden die een volledige natuurfunctie vervullen komen hiervoor het meest in aanmerking.

Begrazing is een natuurlijk fenomeen in uiterwaarden. Begrazing en intensieve betreding van de oevers kunnen echter de ontwikkeling van oevervegetatie belemmeren. Vestiging van oevervegetatie langs stagnante uiterwaardwateren is te verwachten in een zone van maximaal 1 m diepte bij normaal laagwater. De vestiging van ondergedoken waterplanten kan plaatsvinden tot een waterdiepte van maximaal 2 m diepte. Alhoewel compartimentering geen gewenste insteek is, kan zonering van graasdruk

of het eventueel (deels) uitrasteren van oevers gewenst zijn om ontwikkeling van oeervervegetatie mogelijk te maken. Indien vestiging, ontwikkeling en handhaving van oeervervegetatie het doel is en bij het gevoerde begrazingsbeheer een negatieve invloed van het vee is te verwachten, dan dient het vee niet dichterbij dan ca 1 m van de waterlijn te worden toegestaan.

Aanbevolen:

- sluit aan bij natuurlijke vormen en dimensies
- gebruik het onderscheid in hydro- en morfodynamiek tussen Rijn en Maas en tussen de Rijntakken onderling
- differentieer ook binnen riviertrajecten: overstromingsfrequenties kennen thans weinig variatie.
- behoud laag-dynamische wateren
- maak gebruik van kwelstromen met voedselarm grondwater van hoger gelegen stuwwallen en terrassen
- flauwe oevers met dynamische land-water overgangszones
- grote oeverlengte – oppervlakte verhouding
- tak hoog-dynamische uiterwaarden aan: eenzijdig of als nevengeul
- zoneer graasdruk
- waterretentie via sluisbeheer in zomerkaden

Afgeraden:

- maak geen nieuwe diepe zandwinputten
- vermijd steile taluds
- vermijd eenheidsworst

Literatuur

Creemers, R.C.M., 1994. Amfibieën in uiterwaarden: voortplantingsplaatsen van amfibieën in uiterwaarden. Stichting Ark. Laag-Keppel. 138 p. ISBN 90 74648 24 X

Galat, D.L., Fredrickson, L.H., Humburg, D.D., Bataille, K.J., Bodie, J.R., Dohrenwend, J., Gelwicks, G.T., Havel, J.E., Helmers, D.L., Hooker, J.B., Jones, J.R., Knowlton, M.F., Kubisiak J., Mazourek, J., McColpin, A.C., Renken, R.B. & Semlitsch, R.D. 1998. Flooding to restore connectivity of regulated, large-river wetlands. *Bioscience* 48: 721-733.

Klein Breteler, J.G.P. & Kranenbarg, J., 2000. Gidssoortenmatrix ecologische netwerkstudies: annex vis. OVB Onderzoeksrapport 87. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein. 56 p. + bijlagen

Liefveld, W.M., G.J. Maas, H.P. Wolfert, A.J.M. Koomen & S.A.M. van Rooij 2000. Richtlijnen voor de ruimtelijke verdeling van ecotopen langs de Maas op basis van ecologische netwerken en geomorfologische kansrijkdom. Reports of the project: "Ecological Rehabilitation of the River Meuse". EHM no. 35, December 2000. RIZA, Arnhem, Alterra, Wageningen.

Molen, D.T. van der, Aarts, H.P.A., Backx, J.J.G.M., Geilen, E.F.M. & Platteeuw, M., 2000. Rijkswateren-Ecotopen-Stelsels: aquatisch. RIZA rapport 2000.038. RIZA, Lelystad. 114 p. ISBN 9036953367

Rademakers, J.G.M. & Wolfert, H.P., 1994. Het River-Ecotopen-Stelsel: een indeling van ecologisch relevante ruimtelijke eenheden ten behoeve van ontwerp- en beleidsstudies in het buitendijkse rivierengebied. Publications and reports of the project 'Ecological rehabilitation of the Rivers Rhine and Meuse' 61. 77 p.

Silva, W. 2001. Redenen voor grootschalig grondverzet in het rivierengebied. *Bodem* 11: 52-53.

Tockner, K., F. Schiemer & J.V. Ward 1998. Conservation by restoration: the management concept for a river-floodplain system on the Danube River in Austria. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 8, 71-86.

Wolters-Noordhoff 1990. Grote historische atlas van Nederland 1:50000.

Wolters-Noordhoff 1998. Grote topografische atlas van Nederland 1:50000. Derde editie

Zsuffa, I.J., 2001. Multi-criteria decision support for the revitalisation of river floodplains. Ph.D.-thesis Wageningen University. 155 p. ISBN 90-5808-334-9.

Karakteristieken van de Maasplassen zijn beschreven in diverse rapporten uit de reeks 'Ecologisch herstel van de Maas' (nr. 5 waterplanten; nr. 20 zwevend stof en chlorofyl; nr. 24 overwinterende watervogels; nr. 27 chemische variabelen en fytoplankton; nr. 28 overzicht ecologie; nr. 34 macrofauna).

5 Meestromende nevengeulen

Luc H. Jans

Inhoud

- 5.1 Definitie en natuurlijke ontstaanswijzen van nevengeulen
- 5.2 Hydrologie, morfologie en ecologie
 - 5.2.1 Hydrologisch functioneren
 - 5.2.2 Morfologisch functioneren
 - 5.2.3 Ecologisch functioneren
- 5.3 Relaties met de omgeving
 - 5.3.1 Relatie met veiligheid
 - 5.3.2 Relatie met scheepvaart
 - 5.3.3 Relatie met landgebruik binnendijks
- 5.4 Aanleg van nevengeulen
 - 5.4.1 Waar kunnen nevengeulen wel en niet worden aangelegd
 - 5.4.2 Hoe kunnen nevengeulen worden aangelegd
 - 5.4.3 Beheer en onderhoud
 - 5.4.4 Aanbevolen karakteristieken en dimensies

Literatuur

De nevengeulen die in dit hoofdstuk worden behandeld dragen bij aan de afvoer van water gedurende veruit het grootste deel van het jaar. Dit is een belangrijk verschil met de stagnante wateren uit hoofdstuk 4. Het meestromende karakter heeft belangrijke consequenties voor het functioneren van de nevengeulen; het maakt de bevordering van specifieke landschappelijke en natuurwaarden mogelijk. Anderzijds vergt dit karakter speciale aandacht voor de erosie- en sedimentatieprocessen in de uiterwaard en in het zomerbed van de rivier.

Het laatste deel van dit hoofdstuk vat de tot op heden verzamelde kennis over nevengeulen samen tot een aantal aandachtspunten en aanbevelingen voor nieuw te graven nevengeulen.

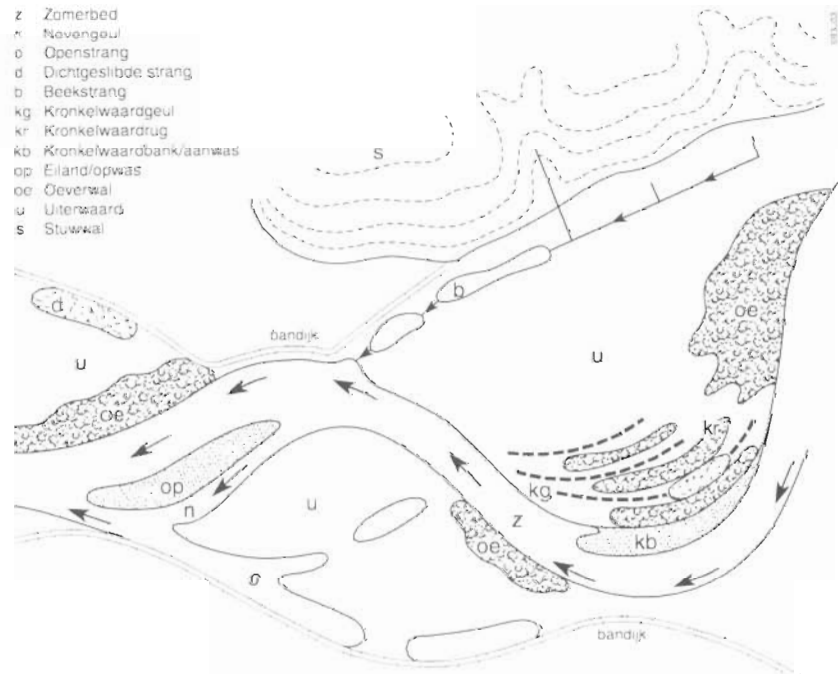
5 Meestromende nevengeulen

5.1 Definitie en natuurlijke ontstaanswijze van nevengeulen

Een nevengeul wordt hier gedefinieerd als een parallel aan de hoofdstroom gelegen geul waarin het water tijdens een groot deel van het jaar stroomt. Het is vooral die stroming die de nevengeulen onderscheidt van andere uiterwaardwateren zoals strangen en plassen.

In natuurlijke riviersystemen zijn continue veranderingen in de morfologie van de rivier heel normaal. Door de grote fluctuaties in waterafvoer en sedimentlast van de rivier treedt er voortdurend erosie en sedimentatie op. Door erosie van oevers kan een natuurlijke rivier steeds breder en ondieper worden, waardoor plaatselijk stroomvertraging en eilandvorming zal optreden. Daarmee is dan ook het ontstaan van een nevengeul een feit; zie figuur 5.1. Dit natuurlijke proces van eiland- en nevengeulvorming zal echter alleen optreden indien de breedte minstens 100 keer zo groot is als de diepte (Schoor & Sorber 1998, Wolfert 1998). In de tegenwoordige Rijnakken en Maas in Nederland is die verhouding vrijwel nergens hoger dan 50; daarom is natuurlijke eiland- en nevengeulvorming onmogelijk. Voor 1850 waren hiervoor in Nederland nog wel volop mogelijkheden. Nevengeulen kwamen vooral langs de zwak meanderende rivieren voor; vooral in het benedenstroomse deel van de uiterwaard.

Figuur 5.1
Morfologische elementen in een uiterwaard; let vooral op de nevengeul, en het onderscheid met strangen zoals behandeld in hoofdstuk 4. (bron: Wolfert 1998).



Normaliter zullen nevengeulen aan de bovenstroomse kant geleidelijk dichtzanden, waardoor ze overgaan in eenzijdig aangetakte strangen die alleen met hoogwater nog meestromen.

Omdat nevengeulen zich veelal kenmerken door een geringe waterdiepte en een geringe stroomsnelheid ten opzichte van de hoofdstroom, bieden ze geschikte leefomstandigheden voor vele soorten vis en macro-evertebraten die gebonden zijn aan stromend water, maar die in de hoofdgeul onvoldoende rust vinden. Door de geringe waterdiepte en de continue verbinding met de hoofdstroom kunnen nevengeulen ook voor soorten die slechts een deel van het jaar ondiep stromend water nodig hebben een functie vervullen. Indien de nevengeulen morfologisch actief zijn, worden er continu nieuwe pioniersituaties gecreëerd, waardoor de successie telkens wordt teruggezet. Toch zullen natuurlijke nevengeulen de neiging vertonen steeds verder dicht te zanden en zullen ze steeds meer begroeid raken met een meer permanente vegetatie.

De term nevengeulen is in zekere zin een verzamelnaam voor diverse typen wateren. Zo is er bijvoorbeeld enerzijds sprake van permanent meestromende geulen en anderzijds periodiek meestromende geulen. Deze periodieke geulen vallen bij lage waterstanden plaatselijk over de gehele breedte van de geul droog, zodat er geen stroming meer in plaats vindt. Langs de Maas zijn zogeheten hoogwatergeulen gepland. Dit zijn in feite eenzijdig aangetakte wateren die alleen bij hoogwater meestromen (en dan tweezijdig aangetakt zijn). Het ecologisch en morfologisch functioneren heeft zodoende meer overeenkomsten met de eenzijdig aangetakte strangen (hoofdstuk 4), dan met nevengeulen.

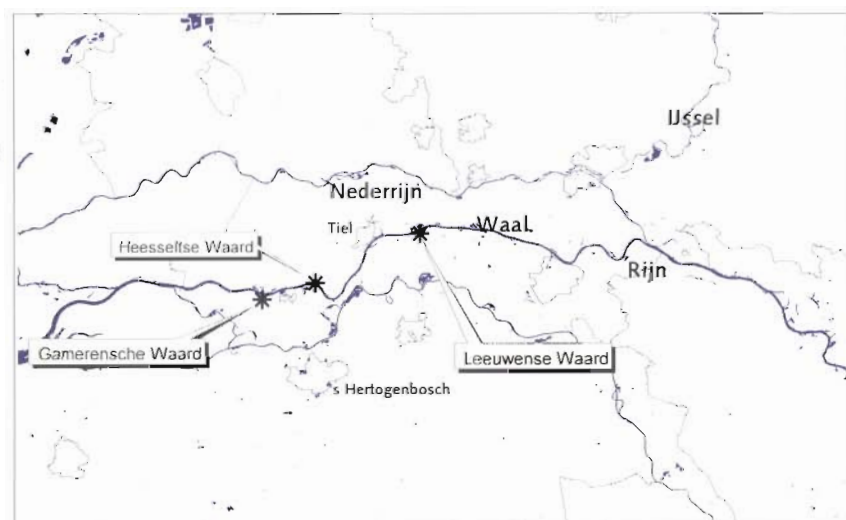
In de plannen voor de Rijntakken is soms sprake van zogenaamde groene rivieren; hieronder worden periodiek meestromende nevengeulen verstaan die zo weinig frequent water bevatten dat er permanent vegetatie aanwezig is.

5.2 Hydrologie, morfologie en ecologie

Omdat nevengeulen in de huidige Nederlandse rivieren niet meer vanzelf kunnen ontstaan, zullen ze alleen door actieve aanleg in het Nederlandse rivierengebied voor kunnen komen. Het afgelopen decennium zijn in Nederland vijf nevengeulen aangelegd, alle langs de Waal (figuur 5.2). De onderstaande tekst is voor een belangrijk deel gebaseerd op de ervaringen die in deze geulen zijn opgedaan.

Figuur 5.2

De locaties van vijf gerealiseerde meestromende nevengeulen langs de Waal, in de Heesseltse Waard nabij Opijnen, in de Leeuwense Waard nabij Beneden-Leeuwen en drie nevengeulen in de Gamerensche Waard.



Figuur 5.3

De Gamerensche Waard met de drie nevengeulen (False colour luchtfoto; juni 2000).



5.2.1 Hydrologisch functioneren

Daar nevengeulen in vrijwel permanente verbinding staan met de hoofdstroom, volgt de waterstand in de nevengeul die in de hoofdstroom. De variatie in waterdiepte gedurende het jaar en over de jaren heen is zodoende zeer groot. Daarmee samenhangend varieert de stroomsnelheid ook sterk; wel is die in de nevengeul in principe lager dan in de hoofdstroom, omdat het verhang kleiner is en de weerstand groter door de geringere waterdiepte.

In de praktijk is gebleken dat de directe invloed van de scheepvaart op de stroomsnelheid zeer groot kan zijn. Bij lage waterstanden is het effect van de zuiging en opstuwning van de schepen zo groot, dat de stroomsnelheid van het water in de nevengeul sterk varieert. Soms keert de stroomrichting zelfs om. De scheepvaart kan ook leiden tot waterstandsschommelingen van meerdere decimeters. De effecten van scheepvaart zijn geringer naarmate de nevengeul langer is, dieper is en meer water afvoert.

De aanleg van nevengeulen maakt dat er in de dichtere nabijheid van de winterdijk oppervlaktewater aanwezig zal zijn, hetgeen zal leiden tot een grotere kweldruk, die afhankelijk van de doorlatendheid van de ondergrond, tot honderden meters binnendijs merkbaar kan zijn.

5.2.2 Morfologisch functioneren

Het stromende karakter van het water zorgt er tezamen met de sterke peilfluctuaties voor dat de morfodynamiek in nevengeulen groot is. De eerste ervaringen met nevengeulen wijzen enerzijds op erosie van de oevers en anderzijds op plaatselijke sedimentatie in de bedding van de geulen. Hierdoor ontstaan telkens nieuwe steilranden en nieuwe onbegroeide zandplaten in de geulen.

Door de aanleg van nevengeulen kan de sedimenthuishouding van de rivier veranderen; de hoofdstroom zal minder water afvoeren terwijl naar alle waarschijnlijkheid de sedimentlast niet evenredig zal afnemen. Hierdoor zal er in principe meer sedimentatie in de hoofdstroom gaan optreden.

De erosie in de nevengeulen bestaat vooral uit afslag van de oever, maar plaatselijk kan ook een verdieping van de geul ontstaan. Dit laatste gebeurt vooral in en vlak na versmallingen, vaak als gevolg van draaikolken. In brede gedeelten en in binnenbochten stroomt het water langzamer en kunnen ondiepten of zandbanken ontstaan. Ook net na de instroomopening zal zand bezinken, omdat de stroomsnelheid in de nevengeul lager is dan in de hoofdstroom.

5.2.3 Ecologisch functioneren

Vegetatie

De grote peilfluctuaties en de continue stroming in nevengeulen zorgen ervoor dat slechts enkele plantensoorten in het water van de nevengeul mogelijk een plek kunnen vinden, bijv. rivierfonteinkruid. De tot nu toe opgedane ervaringen wijzen zelfs op het volledig achterwege blijven van watervegetatie.

Voor vegetatie van oevers kunnen nevengeulen wel betekenis hebben. Dit geldt vooral voor pioniers van droogvallende bodems, zoals slijkgroen, bruin cypergras, naaldwaterbies en wilgen. Door de sterk wisselende waterstanden en stroomsnelheden in nevengeulen ontstaan telkens nieuwe omstandigheden. De vegetatiesuccessie wordt telkens teruggezet. Hierdoor zijn er voor pioniersoorten steeds opnieuw geschikte omstandigheden en niet, zoals bij andere ingrepen, eenmalig geschikte omstandigheden. Uiteraard zal van jaar tot jaar de samenstelling van de pioniervegetatie sterk verschillen in afhankelijkheid van de optredende waterstanden op de cruciale momenten voor vestiging, kieming en groei. De eerste ervaringen met nevengeulen in de Gamberensche Waard wijzen op een verrassende compleetheid van die pioniervegetatie (Jans *et al.* 2001). Tijdens het zomerhalfjaar zal er dus vrij weinig vegetatie in het dan laag staande water groeien. Dit betekent bijvoorbeeld dat er weinig mogelijkheden zijn voor aquatische fauna die gebonden is aan vegetatie. Een uitzondering hierop kunnen bomen zijn; diverse boomsoorten kunnen grote waterstandfluctuaties verdragen (figuur 5.4).

Figuur 5.4
Bomen op de oevers van de nevengeul
nabij Opijnen (foto: L.Jans).



Macrofauna

Doordat het water in de nevengeulen langzaam stroomt, bieden nevengeulen mogelijkheden voor diverse soorten aquatische macrofauna die elders in het rivierengebied niet of nauwelijks geschikte omstandigheden vinden. Hierbij gaat het met name om soorten die de continue stroming nodig hebben om te kunnen foerageren. Overigens hebben deze soorten vaak wel een redelijk hard substraat nodig om zich aan te vestigen. De resultaten van de nevengeulen in de Gamberensche Waard geven dan ook aan dat op hard substraat (stenen, harde kleibanken) de dichtheid aan stroomminnende soorten het hoogst is. Daarnaast is gebleken dat er in de stromende nevengeulen ook een grote soortenrijkdom van als larve in de bodem levende muggen aanwezig is. Waarschijnlijk biedt vegetatie, zowel bladeren als al dan niet levend hout, ook veel potenties voor deze stroomminnende soorten.

Dood en levend hout in nevengeulen kan door de grote diversiteit van daarin levende macrofauna een grote bijdrage betekenen voor de ecologische waarde van de rivier. Bomen in en aan nevengeulen geven minder problemen voor de scheepvaart dan in de hoofdgeul. Ze kunnen een habitat opleveren dat met name voor macrofauna en vis geschikt is en dat bijna verdwenen is.

De sterke fluctuaties in de stroomsnelheid als gevolg van de scheepvaart kunnen effect hebben op de aanwezige macrofauna. Dit effect is geringer naarmate de nevengeul groter is. Het precieze effect op de macrofauna is nog onduidelijk, maar aangenomen wordt dat tenminste een deel van de organismen de snelle veranderingen in stroomsnelheid en -richting niet kan verdragen.

Ook voor terrestrische macrofauna, regenwormen en allerlei larven van insecten, kunnen nevengeulen enige betekenis hebben. Het periodiek droogvallen van de bodem betekent veelal een terugzetting van de successie. De soorten van het aquatische milieu sterven af en de soorten van het terrestrische milieu kunnen het zojuist drooggevalen stuk koloniseren. De terrestrische macrofauna van de oevers en de bedding van nevengeulen zal dus vrijwel altijd in een soort pionierfase verkeren. Dit betekent vaak een beperkt aantal soorten, maar soms in grote dichtheden (Lammertsma *et al.* 2001). Op deze manier bieden periodiek droogvallende oevers ook foeragemogelijkheden voor vogels die bodemdieren eten, met name voor steltlopers. Vooralsnog lijken echter pioniersomstandigheden in het Nederlandse rivierengebied nauwelijks te leiden tot grote dichtheden aan bodemfauna, waarschijnlijk vanwege de beperkte kolonisatiemogelijkheden binnen de tijdsperiode waarin het nieuwe habitat beschikbaar is (Faber *et al.* 1999).

Vissen

Nevengeulen kunnen een belangrijke betekenis hebben voor stroomminnende vissoorten (Grift 2001). Uit ervaringen in de nieuwe nevengeulen langs de Waal is gebleken dat nevengeulen met name als opgroei gebied kunnen fungeren. Van enkele in Nederland schaars geworden soorten, zoals barbeel en winde, zijn tijdens de bemonsteringen flinke aantallen jonge exemplaren aangetroffen. Een functie als paai gebied is tot nu toe niet aangetoond.

Vogels

Door de fluctuerende waterstanden in nevengeulen kunnen steltlopers profiteren van de aanwezigheid van droogvallende slikken en ondiep

stromend water. De mate waarin steltlopers van de waterstandsfluctuaties langs een nevengeul gebruik kunnen maken is sterk afhankelijk van het areaal plasdras terrein in de nazomer en de herfst. Bij flauwe taluds zal onafhankelijk van de waterstand een groot areaal aan plasdras oevers langs de nevengeulen te vinden zijn.

In nevengeulen kunnen zich bijzondere omstandigheden voordoen die elders in het rivierengebied weinig meer voorkomen. Er kunnen bijvoorbeeld steilranden aanwezig zijn, die nestgelegenheid kunnen bieden voor oeverwaluven en mogelijk zelfs ijsvogels. Tijdens strenge winters kan het lang ijsvrije water in nevengeulen foerageermogelijkheden bieden voor watervogels.

5.3 Relaties met de omgeving

Indien men een meestromende nevengeul wil realiseren, dan zal goed bekeken moeten worden wat de mogelijke consequenties voor de veiligheid en de scheepvaart zijn.

5.3.1 Relatie met veiligheid

De aanleg van een nevengeul kan een bijdrage leveren aan de vergroting van de veiligheid, omdat deze een vergroting van de afvoercapaciteit van het water tot gevolg heeft. Omdat bij hoogwater het water in de nevengeul snel kan stromen, is de bijdrage aan de verlaging van de maatgevende hoogwaterstand (MHW) in beginsel groot.

Het stromende water kan echter ook erosie van de oevers van de nevengeul veroorzaken. Het optreden van erosie is een essentieel facet van een voor de natuur waardevolle nevengeul. Om erosie toe te kunnen staan is het dus noodzakelijk om een nevengeul zodanig aan te leggen dat niet onmiddellijk als erosie begint op te treden problemen bij bandijken ontstaan. Het is daarom onverstandig om nevengeulen dicht bij een dijk aan te leggen.

5.3.2 Relatie met scheepvaart

De scheepvaart kan consequenties ondervinden van nevengeulen, omdat de sedimenthuishouding van de rivier zal veranderen, hetgeen effecten kan hebben voor de bevaarbaarheid. Ook zou mogelijkerwijs hinder ondervonden kunnen worden van de dwarsstroming nabij de in- en uitstroomopeningen.

Voor de Rijntakken gelden minimale vaargeulafmetingen bij lage waterstanden (het zogeheten Overeengekomen Laagste Rivierpeil; OLR; deze stand wordt slechts in 5% van de tijd onderschreden). Voor de Waal is dat een breedte van 170 m en een diepte van 2.80 m. Als een gedeelte van de afvoer door een nevengeul en dus niet door het zomerbed stroomt, dan neemt de stroomsnelheid in het zomerbed af. Dit kan aanzandingen in het zomerbed tot gevolg hebben, waardoor het zomerbed ondieper wordt. Daarom worden tot nu toe de ontwerpen voor nevengeulen zodanig uitgekiend dat de modellen een totale maximale aanzanding van minder dan 0.2 meter voorspellen. De eerste ervaringen met nevengeulen in de Gamerensche Waard duiden er op dat de werkelijke aanzanding wel eens minder zou kunnen zijn dan de gemodelleerde aanzanding. Hierover kan nog geen definitieve conclusie getrokken worden.

Ten aanzien van het andere mogelijke effect voor de scheepvaart, de dwarsstroming bij de in- en uitstroomopeningen, dient opgemerkt te worden dat de huidige nevengeulen nog geen hinder voor de scheepvaart hebben opgeleverd.

Zowel de mate van aanzanding in de hoofdstroom als de mate van dwarsstroming kan beïnvloed worden door een goed doordacht ontwerp van de nevengeul. Door drempels, regelwerken e.d. in de nevengeul in te bouwen kan voorkomen worden dat de nevengeul meer water onttrekt aan de hoofdstroom dan gepland.

5.3.3 Relatie met landgebruik binnendijks

Door de aanleg van een nevengeul neemt in principe de hoeveelheid kwel van of naar het binnendijkse gebied toe. Dit is sterk afhankelijk van de samenstelling van de bodem. Indien er slecht doorlatende lagen aanwezig blijven is de toename van de kwel gering, maar in geval van een voornamelijk zandige bodem is de afstand van het water tot de dijk sterk bepalend voor de mate van kwel. Berekeningen moeten hierover uitsluitsel geven.

De aanleg van een nevengeul kan verbetering van de ont- en afwatering van het binnendijkse gebied nodig maken. Anderzijds zou binnendijks gesitueerde natte natuur juist kunnen profiteren van een dergelijke verandering.

5.4 Aanleg van nevengeulen

5.4.1 Waar kunnen nevengeulen wel en niet worden aangelegd

Nevengeulen horen bij benedenlopen van rivieren en zouden dan ook in principe in het gehele gebied van Rijn en Maas in Nederland gerealiseerd kunnen worden. In de praktijk is het echter niet zinvol om meestromende nevengeulen na te streven op riviertrajecten waar de stromingsdynamiek onvoldoende is. De riviertrajecten van de Nederrijn en de gestuwde Maas vallen daarom in principe af voor het graven van nevengeulen, met uitzondering van mogelijke stuwpassages (zie kader).

Nevengelen als stuwpassages?

Bij gestuwde riviertrajecten zijn nevengeulen langs een stuwpand niet zinlijk, gezien de geringe hydrodynamiek. Wat wel mogelijkheden biedt zijn nevengeulen parallel aan een stuw zelf. Hier zal wel continu verval zijn, waardoor stroming gegarandeerd is. Natuurlijk zal hier het debiet wel sterk beperkt en gereguleerd moeten worden om de functie van de stuw niet te ondermijnen. Deze regulering zal plaats moeten vinden door een regelwerk nabij de instroomopening.

Een dergelijke nevengeul heeft veel weg van een vistrap, maar indien de geul tussen de instroomopening en de uitstroomopening veel ruimte en vrijheid heeft, dan kan het wel degelijk meerwaarde hebben ten opzichte van een klassieke vistrap. Punt van aandacht is wel de lokstroom voor vis bij de benedenstroomse opening.

N.B. De stroomsnelheid kan bij lage rivierafvoer door het grote verval te hoog oplopen. Om dit te voorkomen zal de nevengeul zeer lang moeten zijn, of moeten er in de geul drempels worden aangelegd. Voorbeeld: stuweiland Driel (nu in constructie).

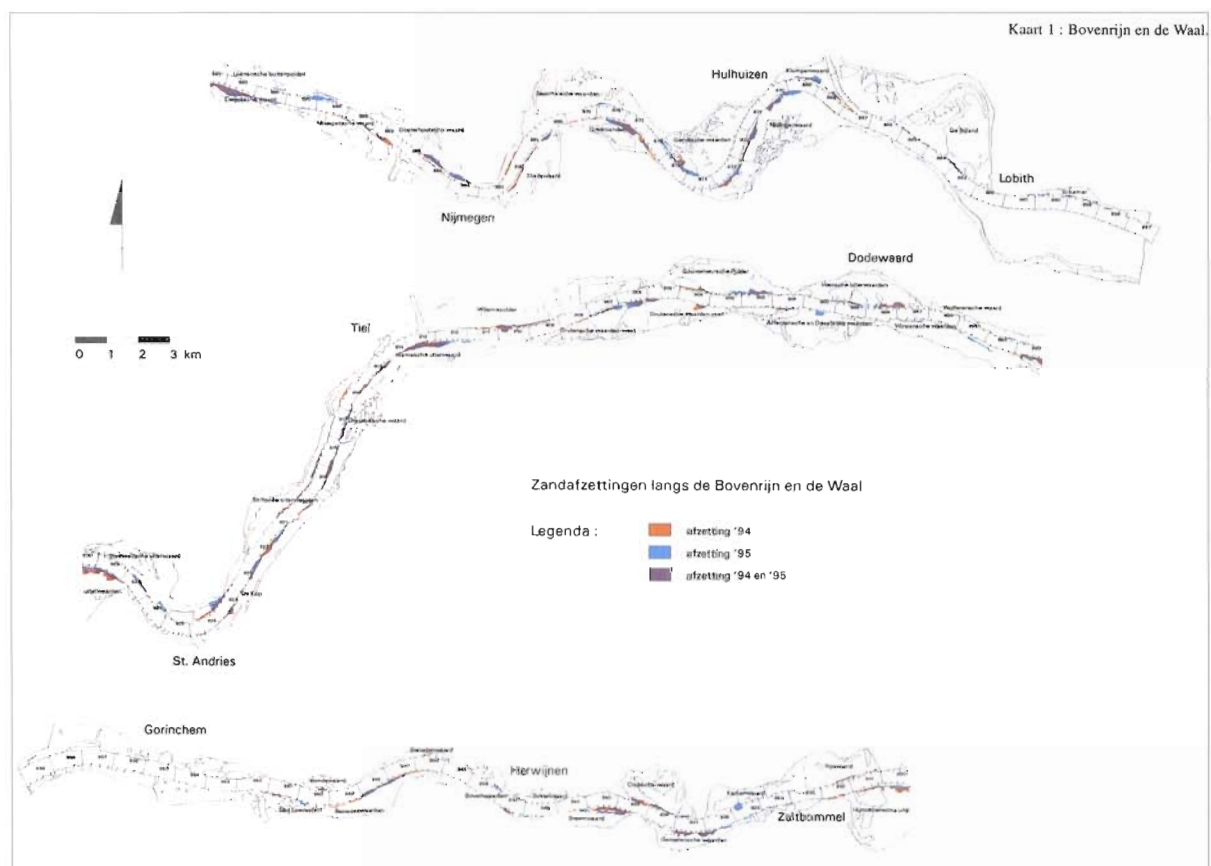
De Bovenrijn en Waal zijn de meest logische riviertrajecten voor de aanleg van nevengeulen. Wel geldt voor de Waal dat de hoeveelheid zand die met het water getransporteerd wordt het grootst is, waardoor hier het risico van snelle dichtzanding van de nevengeul groot is. Overigens hebben de Boven- en Midden-IJssel ook voordelen met betrekking tot de aanleg van nevengeulen; hier is de breedte-diepte-verhouding dusdanig klein dat de kans op dichtzanding van de bovenstroomse opening van de nevengeul klein is (Wolfert 1998).

Op trajecten waar de vaargeul maar net breed en diep genoeg is, zoals op de Middenwaal, kan het aanleggen van een nevengeul snel tot een knelpunt voor de scheepvaart leiden. Men kan dan maar zeer mondjesmaat water aan de hoofdgeul onttrekken, waardoor de nevengeul al gauw periodiek stil komt te staan. Vanwege de praktische haalbaarheid is het zodoende beter om nevengeulen te realiseren waar de scheepvaart niet zo snel knelpunten geeft.

Ook de locatie in het riviertraject is van belang. Een nevengeul door een uiterwaard in een binnenbocht zal sneller dichtzanden dan in een buitenbocht (figuur 5.5)

Gezien het stromende karakter en de continue verbinding met de hoofdstroom zijn nevengeulen voor de diverse organismen gemakkelijk te bereiken. Dispersie en kolonisatieprocessen verlopen daarom relatief snel.

Figuur 5.5
Een uitsnede uit de kaarten die de mate van zandafzetting op de oevers van de Rijn na een hoog water weer-
geven (Sorber 1997).



Tabel 5.1
Geschiktheid van de riviertakken
voor de aanleg van aangetakte en
geïsoleerde wateren.

traject	geschiktheid voor aangetakte wateren	geschiktheid voor geïsoleerde wateren	toelichting
Bovenrijn	hoog	redelijk	hoge dynamiek
Bovenwaal	hoog	redelijk	hoge dynamiek
Middenwaal	hoog	redelijk	hoge dynamiek
Oostelijke Benedenwaal	hoog	redelijk	hoge dynamiek
Westelijke Benedenwaal	hoog	redelijk	hoge dynamiek
Pannerdens Kanaal	hoog	matig	hoge dynamiek, ruimtegebrek
Rijn rond Arnhem	matig	matig	hoge dynamiek, ruimtegebrek
Doorwerthse Rijn	matig	matig	hoge dynamiek, ruimtegebrek
Gestuwde Nederrijn en Lek	matig	hoog	gestuwd, lage dynamiek
Boven-Lek	matig	hoog	gestuwd, lage dynamiek
Boven-IJssel	matig	hoog	hooggelegen, lage overstromingsfrequentie
Midden-IJssel	redelijk	hoog	hooggelegen, lage overstromingsfrequentie
Sallandse IJssel	redelijk	hoog	hooggelegen, lage overstromingsfrequentie
Beneden-IJssel	hoog	hoog	hooggelegen, lage overstromingsfrequentie
Boven-Maas	hoog	redelijk	hoge dynamiek
Grensmaas	hoog	matig	hoge dynamiek
Plassenmaas	redelijk	hoog	lage overstromingsfrequentie
Peelhorstmaas	redelijk	hoog	lage overstromingsfrequentie
Venlosenkmaas	redelijk	hoog	lage overstromingsfrequentie
Maaskantmaas	matig	matig	gestuwd, lage dynamiek
Beneden-Maas	matig	matig	lage overstromingsfrequentie, ruimtegebrek
Afgedamde Maas	matig	matig	lage overstromingsfrequentie, ruimtegebrek
Bergse Maas	matig	matig	lage overstromingsfrequentie, ruimtegebrek
Benedenrivieren	hoog	matig	getijslag

Vanuit de ecologische netwerkgedachte speelt behalve de samenhang tussen nevengeulen onderling, de samenhang met de ondiepe en matig diepe zone in het zomerbed een rol. Ervan uitgaande dat deze zone in het zomerbed niet overal door scheepvaart of baggeren ongeschikt is voor aquatische organismen, zal versnippering geen grote rol spelen.

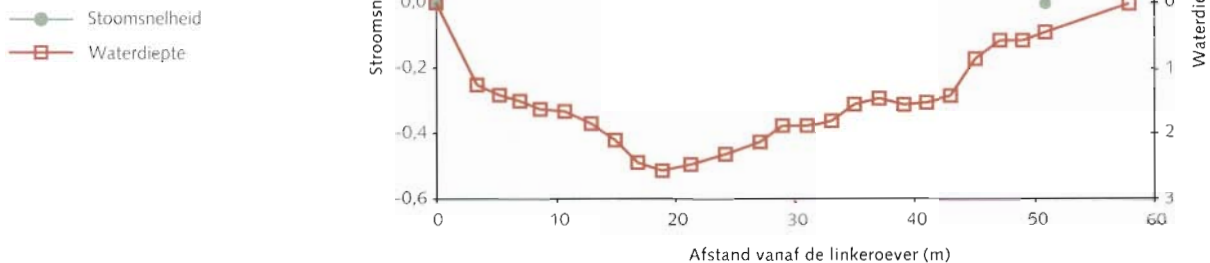
5.4.2 Hoe kunnen nevengeulen worden aangelegd

Zoals al beschreven is, zullen nevengeulen in het Nederlandse rivierengebied niet meer vanzelf ontstaan. Een uitzondering is de Grensmaas, waar wellicht door kunstgrepen, zoals extra sediment toevoegen of dood hout toestaan, 'natuurlijke' nevengeulvorming mogelijk is (Liefveld *et al.* 2000). Indien nevengeulen gewenst zijn, dan zullen ze dus in het algemeen aangelegd moeten worden. Tijdens het ontwerp van de nevengeul kan op diverse manieren rekening gehouden worden met de ecologische eisen van organismen en de randvoorwaarden vanuit veiligheid en scheepvaart.

Zo kan het debiet door de geulen gereguleerd worden door middel van een kunstwerk en kan de hoeveelheid sediment die de geul in getransporteerd wordt enigszins gereguleerd worden door de aanleg van een drempel in de instroomopening. Deze twee facetten, debiet en hoeveelheid sediment, bepalen in grote mate de stroomsnelheid, de erosie en de sedimentatie, die op hun beurt weer sterk bepalend zijn voor de mogelijkheden voor de diverse organismen.

Figuur 5.6

Variatie in diepte van de geul leidt tot variatie in stroomsnelheid. Voorbeeld van een meting dwars door één van de nevengeulen in de Gamberensche Waard. (Bron: Jans *et al.* 2001).



De omvang van de erosie hangt samen met de hoeveelheid water die door de nevengeul stroomt. Modelberekeningen wijzen uit dat er een beperkte erosie van het tijdens lage afvoeren afgezette slib zal plaats vinden. Dit zal echter niet genoeg zijn om netto sedimentatie in de geul te voorkomen. Alleen door aanleg van een zand/slibvang aan het begin van de geul wordt de sedimentatie in het achterliggende gedeelte zodanig beperkt dat daar geen netto sedimentatie plaats vindt (van Wijngaarden 1998).

Resultaten uit de Gamberensche Waard laten zien dat in oeversgeulen (nevengeulen tussen het zomerbed en de zomerkade) zandafzettingen tijdens hoog water de ontwikkeling van de geulen domineren. Door hun ligging nabij de hoofdas van de rivier komt er veel zand de geulen in, waardoor dichtzanding sneller zal optreden dan bij geulen die echt de uiterwaard in gaan (figuur 5.7).

5.4.3 Beheer en onderhoud

Daar er bij nevengeulen vaak grenzen worden gesteld aan de toegestane mate van erosie en sedimentatie, kan onderhoud in de vorm van baggeren of het verstevigen van oevers noodzakelijk zijn. Het is vrijwel onmogelijk om met alle randvoorwaarden stabiele geulen aan te leggen.

Figuur 5.7

Zandsedimentatie in een periodiek meestromende nevengeul in de Gamberensche Waard (foto: L. Jans).



Als nevengeulen inderdaad leiden tot aanzanding in de hoofdgeul dan zal in de hoofdgeul wellicht vaker of dieper gebaggerd moeten worden. Voor de meeste riviertrajecten in Nederland zal dit zandig materiaal zijn dat veelal niet of weinig verontreinigd is.

De kans is zeer wel aanwezig dat de nevengeulen zullen dichtzanden of -slibben. Indien men de nevengeulen blijvend wil laten meestromen, zal het noodzakelijk zijn om te baggeren. In de geul kan er sprake zijn van verontreinigd sediment, als gevolg van erosie van oevers die oud en zwaarder verontreinigd materiaal bevatten. Dit is afhankelijk van de ligging van de geul in de uiterwaard en de pakketten die doorsneden worden. Overigens is de aanzanding van de nevengeul nog volop onderwerp van studie en het wordt niet uitgesloten dat bij extreem hoge afvoeren de geulen wellicht vanzelf weer opengeschuurd worden.

Daar nevengeulen zeker plaatselijk zorgen voor erosie (figuur 5.8), kan het zijn dat er ook erosie optreedt op locaties waar dat niet gewenst is, bijv. bij waterkerende dijken, bij infrastructuur of bij plekken met zwaar verontreinigd materiaal. Dan kan versteviging met bijv. basaltblokken noodzakelijk zijn. Een gerichte monitoring kan van belang zijn.

.....
Figuur 5.8
Oevererosie bij de instroomopening
van een van de nevengeulen in de
Gamerensche Waard (foto: L. Jans).



Tabel 5.2

Aanbevolen karakteristieken en dimensies bij de aanleg van meestromende nevengeulen.

Lengte	geen beperkingen. De lengte van de nevengeul mag in relatie tot de lengte van het desbetreffende deel van de hoofdgeul niet te groot zijn vanwege het minimale verval dat nodig is om het daadwerkelijk een meestromende nevengeul te laten zijn (zie stroomsnelheid).
Breedte	om de onttrekking van water aan de hoofdgeul te knippen dient tenminste een deel van de nevengeul een breedte van niet meer dan zo'n 10 meter te hebben. Elders mag de geul breder zijn. Variatie in de breedte van de geul betekent ook meteen variatie in stroomsnelheid.
Diepte	voor een min of meer permanent meestromende nevengeul dient de drempel lager dan de OLR te liggen. Voor de aquatische organismen is het van belang dat bij echt lage waterstanden altijd nog een deel van de geul zo'n 0,5 meter diep is.
Taluds	om ecologisch interessante oevers te krijgen dient het talud minimaal 1:10 (liefst 1:30) te zijn. Dat leidt tot meer oever- en pioniervegetatie, meer en betere paaimogelijkheden voor vis en een uitgebreider potentieel voedselgebied voor steltlopers. Flauwe oevers met vegetatie zullen echter wel leiden tot meer (slib)sedimentatie.
Zandvang	om de aanzanding in nevengeul te beperken kan het verstandig zijn om een zandvang in het begin van de geul te plannen. Een voormalige zandwinput kan soms de rol van zandvang vervullen.
Locatie in het winterbed	- om aanzanding in de geul te beperken is een nevengeul in de buitenbocht het meest logisch. Ook vanwege de waterafvoer (veiligheid) is de buitenbocht het meest logisch. Geen nevengeul plannen op plaatsen waar nu veel zandafzetting op de oever plaats vindt. Overigens zal de hoeveelheid zandafzetting altijd toenemen bij de aanleg van een nevengeul; dit is niet te voorkomen. - om mogelijke problemen met betrekking tot de stabiliteit van de dijk te voorkomen is het verstandig om voldoende afstand tot die dijk te bewaren (bij normale sterkte van de dijk ongeveer 100 m).
Ondergrond	voor de meeste riviertrajecten ligt een bodem van zand of klei het meest voor de hand. In de Bovenrijn en in de Grensmaas zijn er echter ook mogelijkheden voor grind-nevengeulen.
Hoek van instroming t.o.v. de as van de hoofdgeul	hoe groter die hoek is, hoe geringer het debiet en hoe geringer de aanzanding in de nevengeul en in de hoofdgeul.
Stroomsnelheid	om erosie beperkt te houden is het verstandig om de nevengeul zodanig te ontwerpen dat de stroomsnelheid over een groot deel van het jaar maximaal 0,3 m/s is. Voor de aquatische organismen is vooral ruimtelijke variatie in stroomsnelheid van belang (iedere soort en levensfase vindt dan zijn eigen geschikte omstandigheden). Men moet daarbij aan een variatie tussen de 0,1 en 1,0 m/s denken.
Kritische soorten	<i>Macro-evertebraten:</i> rivierrombout, zandoeverdansmug, zoetwaterneriet, gewone rivierkreeft, dikke hollander, schildersmossel, steenvlieg, oeveraas, eendagsvlieg, beekrombout, kleine tanglibel en vedermug; <i>Vissen:</i> barbeel, rivierprik, serpeling en winde; <i>Planten:</i> bruin cypergras, rivierfonteinkruid, vlottende waterranonkel, slijkgroen en naaldwaterbies; <i>Vogels:</i> oeverwaluw, kwak, ijsvogel en steltlopers; <i>Zoogdieren:</i> bever
Onderlinge afstand tussen nevengeulen	om verplaatsing van nevengeulgebonden organismen tussen verschillende nevengeulen mogelijk te maken dient de onderlinge afstand niet te groot te zijn. Die kritische afstand zal echter variëren van soort tot soort, zodat hiervoor geen kwantitatieve maat te geven is. Ook is het hierbij van belang of de andere geul stroomopwaarts of stroomafwaarts is gelegen. De kritische afstand zal echter veelal beduidend lager liggen dan voor soorten die gebonden zijn aan geïsoleerde plassen. Dit omdat nevengeulen stromen en in continue verbinding met de hoofdstroom staan.

Een andere vorm van beheer die hier genoemd moet worden is begrazing. Omdat nevengeulen vaak mede aangelegd worden vanwege hun waterstandsverlagende effect, kan het verstandig zijn om er voor te zorgen dat de betreffende uiterwaard niet verder verruigt of verbost, daar anders het effect van de nevengeul wellicht volledig teniet wordt gedaan. Een manier om die verruiging tegen te gaan is door middel van begrazing. Het is hierbij van belang te beseffen dat er bij een nevengeul per definitie ook een eiland aanwezig is, hetgeen voor de bereikbaarheid voor grazers consequenties heeft.

Aanbevolen:

- maak gebruik van de specifieke eigenschappen van de locatie
- zorg dat de nevengeul de ruimte heeft om de erbij horende erosie- en sedimentatieprocessen ten dele hun gang te kunnen laten gaan
- zorg voor variatie in diepte, breedte, talud, e.d. in de geul
- zorg voor voldoende stroming in een belangrijk deel van de geul
- volg en rapporteer de ontwikkelingen

Afgeraden:

- nevengeulen aanleggen omwille van de mode
- eenheidsworst creëren
- brede (en diepe) geulen met een gering debiet en te weinig stroming

Literatuur

Faber, J.H., R.J.M. van Kats, B. Aukema, J. Bodt, J. Burgers, D.R. Lammertsma & A.P. Noordam 1999. Ongewervelde fauna van ontkleide uiterwaarden. IBN-rapport 442, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.

Grift, R.E. 2001. How fish benefit from floodplain restoration along the lower River Rhine. Proefschrift Universiteit Wageningen.

Jans, L., A. Sorber, M. van Wijngaarden, E. Reinhold, B. v.d. Heijdt, A. van der Scheer, J. de Jonge & T. Buijse 1999. Monitoring Nevengeulen. Integrale Jaarrapportage 1997/1998. RIZA Werkdocument 99.047x. RIZA, Lelystad.

Jans, L., M. van Wijngaarden, J. Oosterbaan, M. Schropp, A. van der Scheer, J. Backx & J. de Jonge 2000. Monitoring Nevengeulen. Integrale Jaarrapportage 1998/1999. RIZA Werkdocument 2000.034x. RIZA, Lelystad.

Jans, L., J. Backx, M. Greijdanus-Klaas, J. de Jonge, V. van der Meij, J. Oosterbaan, A. van der Scheer, M. Schropp & M. van Wijngaarden 2001. Monitoring Nevengeulen. Integrale Jaarrapportage 1999/2000. RIZA Werkdocument 2001.062x. RIZA, Lelystad.

Lammertsma, D.R., A.T. Kuipers & J.H. Faber 2001. Ongewervelde fauna van uiterwaarden: een literatuurstudie naar effecten van inundatie en begrazingsbeheer. Alterra-rapport 187. Alterra, Wageningen.

Liefveld, W.M., G.J. Maas, H.P. Wolfert, A.J.M. Koomen & S.A.M. van Rooij 2000. Richtlijnen voor de ruimtelijke verdeling van ecotopen langs de Maas op basis van ecologische netwerken en geomorfologische kansrijkdom. Report of the project: "Ecological Rehabilitation of the River Meuse". EHM no. 35. RIZA, Arnhem.

Schoor, M.M. & A.M. Sorber 1998. Morfologie Natuurlijk. RIZA, Arnhem.

Simons, J., C. Bakker & A. Sorber 2000. Evaluatie nevengeulen Opijnen en Beneden-Leeuwen 1993-1998. RIZA rapport: 2000.040. RIZA, Lelystad.

Sorber, A.M. 1997. Oeversedimentatie tijdens de hoogwaters van 1993/1994 en 1995. RIZA rapport 97.015. RIZA, Lelystad.

Wijngaarden, M. van 1998. Sedimentatie en erosie van zwevend stof in nevengeulen. RIZA rapport 97.078. RIZA, Lelystad.

Wolfert, H.P. 1998. Geomorfologische geschiktheid voor nevengeulen, strangen en moerasen in de riviertrajecten van de Rijnakkers. Rapport 621. SC-IDLO Wageningen.

6 Verlaagde uiterwaarden

Albert J. Rimmelzwaal en Maarten Platteeuw

Inhoud

- 6.1 Referentiebeeld
- 6.2 Hydrologie, morfologie en ecologie
 - 6.2.1 Hydrologisch functioneren
 - 6.2.2 Morfologisch functioneren
 - 6.2.3 Ecologisch functioneren
- 6.3 Relaties met de omgeving
- 6.4 Toepassing van uiterwaardverlaging
 - 6.4.1 Waar kan uiterwaardverlaging worden toegepast en waar niet
 - 6.4.2 Aanbevolen dimensies
 - 6.4.3 Beheer en onderhoud
- 6.5 Onderzoek

Literatuur

Het verlagen van uiterwaarden is een maatregel die ruime mogelijkheden biedt om vergroting van de veiligheid en versterking van natuurwaarden te combineren.

Natuurwaarden kunnen worden versterkt als door de maatregelen zand aan de oppervlakte komt en de interacties tussen rivier en uiterwaard worden versterkt. Het referentiebeeld hierbij is dat van de vrij meanderende rivier, die regelmatig zijn loop verlegt en zandbanken en oeverwallen kan vormen. De huidige situatie, waarin de bodem van de uiterwaarden vrijwel overal uit zavel of klei bestaat en relatief hoog gelegen is, is in feite een gevolg van de bedijkingen. De veiligheid kan tegelijk worden gediend door uiterwaardverlagingen, mits de verlaging plaats vindt in stroomvoerende delen.

Dit hoofdstuk schetst een beeld van de abiotische dynamiek die bevorderd kan worden door uiterwaardverlaging en de veranderingen in natuurwaarden die daarop kunnen volgen. Het hoofdstuk besluit met een aantal praktische handreikingen en aandachtspunten voor ontwerp en beheer.

6 Verlaagde uiterwaarden

6.1 Referentiebeeld

Het ecologisch referentiebeeld voor verlaagde uiterwaarden is de overstromingsvlakte van de natuurlijke rivier, die steeds zijn loop verlegt. Deze overstromingsvlakte heeft hoogdynamische zandige oevergebieden dicht bij de rivier en laagdynamische kleiachtige gedeelten verder van de rivier.

De bedijkingen hebben ertoe geleid dat in de huidige uiterwaarden de bovengrond overal uit zavel of lichte klei bestaat. Door de vlakke ligging en het effect van de bedijkingen is er bovendien weinig differentiatie in overstroming binnen de uiterwaard. Uiterwaardverlaging kan leiden tot een herstel van zandige ecotopen en tot meer differentiatie in overstromingsduur.

Voor de riviernormalisatie kwamen zandige oevers in grote oppervlakten voor, deels als zandbanken en eilanden die alleen bij lage rivierwaterstanden droog vielen. Deze zandige oevers, banken en eilanden vormden een dynamisch systeem. Overstroming en uitdroging wisselden elkaar af en er was sprake van erosie en sedimentatie, waardoor locaties steeds aan verandering onderhevig konden zijn.

Figuur 6.1
Referentiebeeld van zandige, dynamische ecotopen onder natuurlijke omstandigheden, hier langs de Loire (foto: J. Backx).



De zandige oevers worden gekenmerkt door kale grond en pioniervegetaties. Door windwerking kan plaatselijk duinvorming plaatsvinden. Afhankelijk van de ligging wordt de vegetatiesuccessie regelmatig teruggezet, waardoor het pionierskarakter behouden blijft, of vindt sedimentatie en vegetatiesuccessie plaats. De rivierdynamiek leidt onder natuurlijke omstandigheden tot veranderingen in de bodemsamenstelling en het reliëf en heeft daarmee grote invloed op de vegetatieontwikkeling.

De pioniersomstandigheden worden gekenmerkt door een open vegetatie. De bedekkingsgraad is laag en eenjarige soorten en soorten die via de vorming van wortelstokken ongunstige perioden kunnen overleven, hebben een hoog aandeel. Afhankelijk van de hoogteligging kan het hierbij om soorten van natte of juist droge omstandigheden gaan. Op vochtige locaties kunnen massaal wilgen tot kieming komen. In open pioniersvegetaties komen specifieke groepen van insecten voor, die in kleiige, dicht begroeide uiterwaarden niet aanwezig zijn. Onder de vogels gebruiken soorten als kleine plevier de open locaties als broedgebied. Veel steltlopers foerageren in de open omstandigheden op de overgang van land naar water.

De beschreven omstandigheden zijn in Nederland zeldzaam geworden. Pal langs het zomerbed is kale grond aanwezig in de kribvakken. De oppervlakte is echter gering en de dynamiek van waterpeil en golfslag is daar meestal zo sterk dat alleen hoog-dynamische zandige oevers aanwezig zijn, met beperkte ecologische ontwikkelingsmogelijkheden. Zonder dat de oorspronkelijke rivierdynamiek volledig wordt hersteld, kan middels uiterwaardverlaging mogelijk een deel van de natuurwaarden van de natuurlijke rivier worden teruggebracht. Uiterwaardverlaging kan het milieu opleveren van een laag gelegen, zandige oever waar processen onder invloed van water en wind vrij spel hebben. Uiteraard kan uiterwaardverlaging ook leiden tot het ontstaan van moeras en (semi)permanente wateren. Dit komt in andere hoofdstukken aan de orde.

6.2 Hydrologie, morfologie en ecologie

6.2.1 Hydrologisch functioneren

Verlaagde uiterwaarden zullen vaker en langduriger onder water staan dan niet verlaagde uiterwaarden. In onbekade situaties overstroomt de verlaagde locaties eerder dan de wat hoger gelegen. In bekende situaties blijft, na een periode waarin het waterpeil hoger was dan de kruin van de zomerkade, op de lage plekken langer water staan.

Wanneer het kleidek geheel verwijderd is, kan het openwaterpeil in de uiterwaard ook snel reageren op veranderingen in het rivierpeil, zonder dat het water over de zomerkade heen komt. De grofzandige ondergrond is namelijk meestal goed doorlatend.

6.2.2 Morfologisch functioneren

Na uiterwaardverlaging kan sedimentatie leiden tot een geleidelijk herstel van de uitgangssituatie. Direct langs de oever van de rivier kan tijdens hoogwater zand afgezet worden. Dit proces treedt ook op zonder uiterwaardverlaging, maar hoe lager de ligging van de uiterwaard is, hoe vaker er overstroming plaatsvindt en hoe sneller deze aanzanding zal verlopen. Per hoogwater worden er enkele centimeters tot decimeters zand afgezet op plaatsen waar sedimentrijk water de uiterwaard instroomt (zie ook hoofdstuk 1 en hoofdstuk 8). De Ewijkse Plaat is een voorbeeld van een uiterwaard die na verlaging weer geleidelijk hoger komt te liggen door de afzetting van zand tijdens hoogwaters. In zeven jaar tijd is de afgegraven Ewijkse Plaat zo'n 30 tot 40 cm hoger komen te liggen. Het grootste deel van het zand is afgezet tijdens de extreme hoogwaters van 1993 en 1995.

Verder van de rivier af wordt na een hoogwater slib afgezet. De gemiddelde jaarlijkse slibafzetting is enkele tienden van millimeters langs de

Rijntakken, enkele millimeters langs de Zandmaas en enkele centimeters langs de Grensmaas (hoofdstuk 1). De snelheid van de slibsedimentatie wordt bepaald door de overstromingsfrequentie, de optredende stroomsnelheden, het zwevende-stofgehalte, de aanwezigheid van een zomerkade en, zij het in mindere mate, door de hoogte van de waterlaag die achterblijft als de waterstanden dalen. Als uiterwaarden verlaagd worden zal de opslibbing toenemen, wanneer de afvoer van water daar stagneert. De mate waarin hangt af van een groot aantal factoren. Voor verlaagde uiterwaarden waar tevens de zomerkade gedeeltelijk verwijderd wordt, zou de sedimentatie zelfs met een factor 10 kunnen toenemen, waardoor gemiddeld enkele centimeters slib per jaar kunnen worden afgezet.

Als in combinatie met uiterwaardverlaging maatregelen worden genomen die de stroomsnelheid in de uiterwaard sterk vergroten, kan de sedimentatie daar worden beperkt en kan lokaal zelfs erosie optreden. Te denken valt aan het verwijderen of doorsteken van zomerkaden (waarbij alleen erosie is te verwachten nabij de plaats van doorsteken, terwijl elders door de toegenomen inundatiefrequentie de sedimentatie toeneemt) en de aanleg van nevengeulen. Het stimuleren van erosie of het beperken van sedimentatie draagt bij tot het langer in stand houden van de pionierssituatie in de verlaagde gebieden.

6.2.3 Ecologisch functioneren

Bij uiterwaardverlaging wordt de bovengrond verwijderd, tezamen met de gehele bestaande vegetatie, de zaadbank en de bodemfauna. Er ontstaat dus een pionierssituatie. Daarnaast wordt in veel gevallen een deklaag van klei of zavel verwijderd, terwijl het onderliggende zandprofiel wordt blootgelegd. Er is dus ook veelal sprake van grote veranderingen in de wortelzone, die onder andere tot uitdrukking komen in een verminderde beschikbaarheid van nutriënten en in een grotere kans op verdroging in de zomer op hoger gelegen plaatsen. Tot slot nemen diepte, duur en frequentie van overstromingen toe. Wanneer slechts delen van een uiterwaard ontkleid worden, betekent dat dus een grotere variatie in abiotische omstandigheden in het gebied.

Vegetatie

Ontkleide uiterwaarddelen hebben de eerste jaren een open vegetatie, met een hoog aandeel eenjarige soorten. Op laaggelegen locaties, die pas in de loop van de loop van de zomer droogvallen, kunnen natte pionierssoorten zoals slijkgroen voorkomen. Op iets vroeger in het seizoen droogvallende plaatsen kunnen massaal wilgen tot ontkieming komen. De hogere en dus langer droge delen worden onder meer gekenmerkt door ganzenvoetachtigen.

Vanuit de pioniervegetaties kunnen vegetaties ontstaan die door overblijvende soorten worden gedomineerd, zoals bijv. vegetaties van het zilverschoonverbond en het glanshaververbond. De ontwikkeling hiervan wordt vertraagd door overstroming, erosie, sedimentatie, verdroging en voedselarmoede. Ook begrazing en vertrapping kunnen bijdragen aan het langer in stand blijven van de pionierssituatie. Hoe lang het duurt voordat een gesloten vegetatie ontstaat is dus sterk afhankelijk van de situatie.

Zonder begrazing kan een groot deel van de permanente vegetatie uit wilgenbos en ruigte bestaan, met begrazing ontstaat een vegetatie waarin grasland, al dan niet afgewisseld met ruigte en struweel, aanwezig is.

Figuur 6.2

Terreintype dat ontstaat na ontkleining van een uiterwaard. Links is te zien dat onmiddellijk na de ingreep de kale zandondergrond aan de oppervlakte ligt, rechts is de situatie afgebeeld na enkele jaren. Te zien is dat kolonisatie door pioniers en ruigtekruiden plaatsvindt, maar dat het open karakter van het landschap in ieder geval lokaal wel enkele jaren in stand kan blijven (foto's: Albert Remmelzwaal).



Macrofauna

Met het verwijderen van de bovengrond van de uiterwaard wordt ook het bodemleven verwijderd, onder meer bestaande uit insecten, wormen en spinnen. Ook voor deze groep van organismen betekent uiterwaardverlaging dus het creëren van een pionierssituatie.

Op de zandgrond van de uiterwaarden blijkt de kolonisatie van afgegraven gebieden door bodemfauna als regenwormen en emelten langzaam te verlopen (Faber *et al.* 1999, 2000). De aard van de bodem en de duur en frequentie van overstromingen lijken een snelle herkolonisatie in de weg te staan. Voor vogels die op deze dieren prederen is er daarom in de pioniersvegetatie weinig voedsel beschikbaar.

Voor de op de bodem levende insecten leidt uiterwaardverlaging tot interessante veranderingen in de soortensamenstelling. In de eerste jaren na de ontkleining of ontzanding raken deze gebieden bevolkt door enkele specifieke soorten graafwespen, loopkevers en spinachtigen. Het gaat enerzijds om soorten die een voorkeur hebben voor droge, zandige locaties met weinig begroeiing en anderzijds om soorten van vochtige onbegroeide oevers. Vele van deze soorten zijn in Nederland in de loop van de laatste decennia flink in aantal achteruit gegaan als gevolg van de steeds verder gaande beperking aan dynamische omstandigheden (Faber *et al.* 1999, 2000).

Kleine zoogdieren

In relatief hoge uiterwaarden met veel grasland is de veldmuis de meest algemeen voorkomende zoogdiersoort. In ontkleide gebieden blijkt echter de bosmuis te domineren. Uiterwaarden in zijn algemeenheid en verlaagde delen daarvan in het bijzonder worden regelmatig overstroomd. Deze gebieden moeten daarom steeds opnieuw gekoloniseerd moeten worden na hoogwaterperioden. De snelheid waarmee dit gebeurt zal onder meer afhankelijk zijn van de ligging ten opzichte van hoogwatervrije terreinen.

Uiterwaarden kunnen hierdoor vaak lage muizendichtheden hebben, wat ze een onaantrekkelijk jachtgebied maakt voor muizenetende roofvogels. Door de frequentere overstroming en omdat de bosmuis een minder belangrijk prooidier voor roofvogels is dan de veldmuis, geldt dit in versterkte mate voor de ontkleide delen van uiterwaarden.

Vogels

Door uiterwaardverlaging verdwijnt in eerste instantie de broedgelegenheid voor enkele karakteristieke soorten van het Nederlandse uiterwaardengebied (o.a. kwartelkoning en grauwe gors). Hetzelfde geldt voor broedvogelsoorten van ruigtes, houtwallen en struweel en voor weidevogels, die in uiterwaarden voorkomen (maar daar niet het zwaartepunt van hun verspreiding hebben liggen). Afhankelijk van de vegetatieontwikkeling kan voor een deel van deze soorten na verloop van tijd weer geschikt broedbiotoop ontstaan.

Hier staat tegenover dat de mogelijkheden voor meer watergebonden soorten en pionierbroedvogels duidelijk toenemen. Soorten als kleine plevier en bergeend laten een uitgesproken voorkeur zien voor de ontkleide gebieden, terwijl ook doortrekkende steltlopers als Kievit, grutto en allerlei ruitachtigen dankbaar gebruik maken van de toegenomen hoeveelheid ondiep water en de openheid.

De trage kolonisatie van de ontkleide gebieden door in de bodem levende organismen als wormen en emelten lijkt merkbaar te zijn in de aantallen op de tast jagende steltlopers. Deze blijven veelal in de eerste twee à drie jaar na ontkleien opmerkelijk klein, ofschoon het terrein op het oog erg geschikt lijkt. Op zicht jagende soorten, zoals Kievit en plevieren, leven van op de bodem aanwezige macrofauna en nemen na een ontkleining sneller in aantal toe.

Ecologische ontwikkelingen op langere termijn

Door opslibbing en vegetatiesuccessie kan de zandige pionierssituatie geleidelijk van aard veranderen. Als er massaal vestiging van wilgen optreedt kan de verandering heel snel verlopen. Rivierdynamiek en begrazing kunnen deze beweging vertragen of zelfs geheel tegengaan. De periode waarin de pionierssituatie in stand kan blijven is daarom sterk afhankelijk van omstandigheden en beheer. Algemene uitspraken hierover kunnen niet gedaan worden.

6.3 Relaties met de omgeving

De orde van grootte van het effect van een maaiveldverlaging in het stroomvoerende deel van een uiterwaard op de MHW is aangegeven en toegelicht in paragraaf 3.3. De effecten op een specifieke locatie moeten altijd worden bekeken in de ruimtelijke context waarin de uiterwaardverlaging wordt uitgevoerd en in samenhang met andere maatregelen. Simulaties van de waterstroming zijn daarbij een onmisbaar hulpmiddel. Het totale pakket aan maatregelen hoeft niet gelijk te zijn aan de som van de effecten van de afzonderlijke maatregelen.

Een mogelijk neveneffect van uiterwaardverlagingen is dat de stabiliteit van dijken in gevaar wordt gebracht. Om dit te voorkomen moeten verlagingen in principe niet binnen een afstand van 100 m van de dijk worden uitgevoerd.

Door uiterwaardverlagingen waarbij op bepaalde plaatsen het kleidek volledig wordt verwijderd, kunnen kwelstromen ontstaan of versterkt worden. Bij hoge waterstanden in de rivier neemt de kwelstroom van de rivier naar de uiterwaard en van de uiterwaard naar laaggelegen binnendijkse gebieden toe. Waar uiterwaarden grenzen aan een stuwwal, kan de kwelstroom van de stuwwal naar de uiterwaard toenemen. Dit zou verlaging van de grondwaterstand aan de voet van de stuwwal tot gevolg kunnen hebben, en een verhoging van de grondwaterstanden in de uiterwaard. Kwellocaties kunnen bijzondere vegetaties en wateren met een bijzondere kwaliteit hebben. Aan deze mogelijkheden en problemen van locaties bij stuwwallen moet expliciet aandacht worden gegeven.

Als er door uiterwaardverlaging veel meer water dan voorheen door de uiterwaard stroomt, leidt dit tot een verminderde stroomsnelheid in de hoofdgeul en daardoor tot aanzanding aldaar (of verminderde erosie tijdens hoogwaters). Bij uiterwaardverlaging binnen een omkade uiterwaard zal de aanzanding in de hoofdgeul meestal beperkt zijn. Wanneer in niet bekade uiterwaarden verlaging plaatsvindt of wanneer uiterwaardverlaging wordt gecombineerd met het doorsteken of verwijderen van de zomerkade, kunnen de effecten op het zomerbed echter groter zijn, wat consequenties kan hebben voor de bevaarbaarheid van de hoofdgeul.

Belangrijke factoren in de ecologische relaties van ontkleide uiterwaarden met hun omgeving zijn de migratiemogelijkheden voor diverse diersoorten en de aanwezigheid van de verschillende habitats die soorten voor hun levenscyclus nodig hebben. Het is van belang te beseffen dat er relaties zijn binnen een uiterwaard, relaties in de lengterichting van het riviersysteem, maar ook relaties dwars op de rivier. Afzonderlijke uiterwaarden, maar ook het uiterwaardensysteem als geheel, zijn geen geïsoleerde eenheden.

6.4 Toepassing van uiterwaardverlaging

Uit de vorige paragrafen blijkt dat uiterwaardverlaging positieve effecten kan hebben voor zowel de veiligheid als de ecologie. Uiterwaard moet dan wel aan bepaalde randvoorwaarden worden voldaan. In deze paragraaf wordt ingegaan op de praktische aspecten van de toepassing van uiterwaardverlaging. Net als in de voorgaande paragrafen gaat het daarbij om uiterwaardverlaging die niet zo diep is, dat permanent water ontstaat.

6.4.1 Waar kan uiterwaardverlaging worden toegepast en waar niet

Uiterwaardverlaging kan worden toegepast in vrijwel alle delen van het winterbed van de Nederlandse riviertakken. Het effect van uiterwaardverlaging op de MHW is het grootst als deze plaatsvindt in de stroombanen door de uiterwaard, en dan vooral op knelpunten voor de afvoer. In de bergende delen van de uiterwaard heeft verlaging geen effect op de MHW; ook op plaatsen waar het winterbed ruim is ten opzichte van de omgeving is het effect gering.

Vanuit de gezichtspunten landschap en ecologie is het van belang dat bestaande waardevolle elementen niet lichtvaardig worden aangetast door uiterwaardverlaging. Door een juiste keuze van ligging, vorm en omvang van het te verlagen gebied moeten ze zo veel mogelijk gespaard blijven of zelfs versterkt worden.

Belangrijke ecologische waarden die niet eenvoudig te vervangen zijn, zijn in de uiterwaarden vaak gekoppeld aan een zekere mate van isolatie van de rivier. Speciaal de aanwezige stroomdalgraslanden moeten hier genoemd worden. Verder gaat het daarbij om hooggelegen terreinen en om van de rivier geïsoleerde wateren, die gemiddeld minder dan 20 dagen per jaar door de rivier overstroomd worden. Deze elementen moeten zoveel mogelijk in stand gehouden worden. Ook dynamische, frequent tot zeer frequent overspoelde gebieden (> 50 dagen per jaar) kunnen specifieke waarden hebben. Dit betreft echter al laaggelegen locaties, zodat hier meestal geen verdere verlagingen zullen worden voorgenomen. Over het algemeen kunnen verlagingen ecologisch gezien het beste ten koste gaan van de periodiek overspoelde terreinen (20-50 dagen). Deze terreinen zijn het meest voorkomend en kennen de minste specifieke ecologische waarden.

Figuur 6.3

Bij verlaging van uiterwaarden over een steile hoogtegradiënt (links) zullen bij de meeste waterstanden abrupte overgangen tussen water en land zichtbaar zijn, terwijl verlaging over flauwere taluds en met handhaving van enig microreliëf (rechts) tot een groter areaal aan geleidelijke water-land overgangen, moerasachtige situaties en plasdras-situaties zal leiden. Deze tweede vorm kent in het algemeen een grotere ecologische variatie (foto's: Albert Rimmelzwaal).



Uiterwaardverlaging leidt dus tot vernatting. De aard van de vernatte terreinen is mede afhankelijk van de karakteristieken van het riviertraject. In de (ongestuwde) boven- en middenlopen van de Nederlandse delen van de rivieren kunnen met uiterwaardverlaging dynamische terreinen met pionierskarakteristieken ontstaan. Deze terreinen zijn overstroomd in grote delen van winter en voorjaar en vallen in de loop van de zomer droog. In de gestuwde trajecten en in de benedenlopen van de rivieren zal uiterwaardverlaging veel meer tot moerasachtige omstandigheden leiden, omdat daar in de zomer het waterpeil veel minder daalt.

Tabel 6.1 geeft een overzicht van de riviertrajecten met potenties voor dynamische ecotopen en moerasachtige ecotopen. Hierbij geldt overigens dat de beschikbare "verticale ruimte" voor het creëren van deze ecotopen gemiddeld genomen afneemt langs de rivieren. Zo leidt een maaiveldverlaging van 3 m langs de Bovenrijn gemiddeld tot een aandeel van bijna 35% permanent water in de uiterwaard, terwijl een even grote verlaging langs de Waal benedenstrooms van Zaltbommel gemiddeld meer dan 60% water oplevert (Klijn & de Vries 1997).

Figuur 6.4

Luchtfoto van de Afferdensche en Deestsche Waarden uit 1997, één jaar nadat het centrale deel van de uiterwaard ontleid en verlaagd is. Het ontleide deel is duidelijk als een kale zandvlakte te herkennen.



Tabel 6.1

Potenties voor het ontstaan van dynamische en moerasachtige ecotopen als gevolg van uiterwaardverlaging in de Nederlandse riviertrajecten.

traject	frequent overstroomde in de loop van de zomer droogvallende terreinen	frequent overstroomde moerasachtige terreinen
Bovenrijn	ja	nee
Bovenwaal	ja	nee
Middenwaal	ja	nee
Oostelijke Benedenwaal	ja	nee
Westelijke Benedenwaal	beperkt	beperkt
Pannerdens Kanaal	ja	nee
Rijn rond Arnhem	beperkt	beperkt
Doorwerthse Rijn	nee	ja
Gestuwde Nederrijn en Lek	nee	ja
Boven-Lek	beperkt	beperkt
Boven-IJssel	ja	nee
Midden-IJssel	ja	nee
Sallandse IJssel	nee	ja
Beneden-IJssel	nee	ja
Boven-Maas	ja	nee
Grensmaas	ja	nee
Plassenmaas	nee	ja
Peelhorstmaas	nee	ja
Venlosenkmaas	nee	ja
Maaskantmaas	nee	ja
Beneden-Maas	beperkt	nee
Afgedamde Maas	beperkt	beperkt
Bergse Maas	beperkt	beperkt
Benedenrivieren	nee	ja

6.4.2 Aanbevolen dimensies

Hydraulische en hydrologische aspecten

De effecten van uiterwaardverlaging op de MHW in een bepaalde uiterwaard zijn afhankelijk van de locatie binnen de uiterwaard en de vorm en diepte van de verlaging. Modelberekeningen zijn daarom een onmisbaar hulpmiddel om het effect van verlagingen, al dan niet in combinatie met andere maatregelen, te bepalen. De modellering van één uiterwaard kan

helpen om te komen tot een optimale inrichting binnen een gegeven taakstelling met betrekking tot MHW. In veel gevallen zullen echter ook berekeningen voor grotere riviertrajecten nodig zijn.

Algemene hydraulische richtlijnen voor de locatie en het ontwerp van uiterwaardverlagingen zijn gekoppeld aan het principe dat in een uiterwaard zoveel mogelijk doorgaande stroombanen moeten worden gecreëerd. Dit betekent bijvoorbeeld dat verlagingen in de stroomschaduw van een hoogwatervrij terrein weinig zin hebben. Over het algemeen zullen ononderbroken langgerekte vormen, evenwijdig aan de rivier het meest voor de hand liggen. Zoals in paragraaf 3.3 is aangegeven gaat het echter vooral om het volume van de ontgraving; de vormgeving van de ontgraving is van secundair belang, mits de ontgraving plaats vindt in de stroomvoerende delen van de uiterwaard.

Bij verlagingen waarbij de zandondergrond wordt blootgelegd moet rekening gehouden worden met veranderingen in kwelpatronen. Hoe dichter de verlaging bij het zomerbed van de rivier ligt, des te kleiner het effect op de kwel zal zijn. Als naast de uiterwaard een laag gebied ligt, kan de kwel vanuit de uiterwaard daar toenemen. In de meeste gevallen is die toename beperkt en kan die met eenvoudige maatregelen worden gecompenseerd. Wanneer een uiterwaard naast een stuwwal ligt, kan de kwel van de stuwwal naar de uiterwaard toenemen. In die gevallen moet worden nagegaan of de uiterwaardverlaging leidt tot ongewenste grondwaterstanddalingen in de stuwwal, of tot ongewenste veranderingen in de verdeling van water uit de stuwwal en uit de rivier.

Ecologische aspecten

Voor de ecologische ontwikkelingsmogelijkheden na uiterwaardverlaging zijn de belangrijkste punten: de grondsoort die aan de oppervlakte komt, de relatieve hoogteligging, het reliëf dat ontstaat en de relatie met de omgeving.

Een ontgroning tot op de zandondergrond is over het algemeen aan te bevelen, omdat zandgronden schaars zijn in de uiterwaarden en aan zandgronden specifieke waarden zijn gekoppeld. De aanwezigheid van zandgronden naast kleigronden in de uiterwaard vergroot de diversiteit van abiotische omstandigheden en uiteindelijk ook de biodiversiteit.

De bodemhoogte na de verlaging bepaalt in de eerste plaats de gemiddelde frequentie en duur van overstroming. Iedere overstromingszone in de uiterwaarden heeft zijn eigen specifieke waarden. Schaarsbegroeide plasdras-locaties, op de overgang van land en water, zijn op dit moment schaars in de uiterwaarden. Afhankelijk van het verloop van het rivierpeil en de inrichting van de uiterwaard liggen deze locaties in de loop van het jaar in verschillende hoogtezones. Juist deze dynamiek van overstroming en droogvallen is bijzonder waardevol, o.a. voor natte pioniervegetaties en voor foeragerende steltlopers.

Het is van belang de verlagingen zo uit te voeren dat er bij alle mogelijke waterstandsverlopen in het zomerseizoen een oppervlakte plasdras gebied van betekenis aanwezig is. In de praktijk betekent dit dat een maaiveldverlaging een flinke hoogtegradiënt moet hebben, afhankelijk van de waterstandfluctuaties in het gebied. Verder moet het verlaagde gebied gemiddeld zeer geleidelijk hellen. Het is van belang dat in de gemiddeld zeer geleidelijke helling van de ontgraving een zeker microreliëf

ontstaat. Hierdoor ontstaat een afwisseling van kleine kommetjes en hoogtes, die bijdraagt aan de diversiteit van het gebied.

De diepte van de ontgleiing, die tot de gewenste omstandigheden leidt, is afhankelijk van de situatie in de specifieke uiterwaard, maar ook van het riviertraject. In 6.4.1 is al genoemd dat de "verticale ruimte" voor uiterwaardverlaging gemiddeld genomen afneemt van meer bovenstroomse naar meer benedenstroomse riviertrajecten. Afgraving waarbij het totale kleidek wordt verwijderd, kan in principe op twee manieren plaatsvinden: tot op het onderliggende zandrelief of via een ontwerp dat geen rekening houdt met het bestaande reliëf van de zandondergrond. Ecologisch gezien is dit onderscheid niet van belang, zolang maar de juiste abiotische omstandigheden worden gecreëerd. Vanuit de ontstaansgeschiedenis van het gebied gezien kan het in bepaalde gevallen echter interessant zijn een deel van het oude reliëf te herstellen.

Tenslotte moet bij de uitvoering van een verlaging nadrukkelijk rekening worden gehouden met de omgeving. Op uiterwaardniveau bekeken is een goed uitgangspunt dat bij inrichting wordt gestreefd naar een situatie waar een complete gradiënt van permanent water tot (vrijwel) hoogwatervrije terreinen kan ontstaan. Op deze manier is er onder alle omstandigheden sprake van een land-water overgangszone, die van grote waarde is. Na hoogwater kan vanaf de hoogwatervrije terreinen rekolonisatie plaatsvinden, terwijl in periode van laag water het open water voor overlevingsmogelijkheden van aquatische organismen kan zorgen. Uiteraard kan de

Tabel 6.2

Overzicht van de belangrijkste aandachtspunten bij de planning van uiterwaardverlagingen.

rivierkunde	ecologie
Hoogteligging t.o.v. rivierpeil	
Het gaat om het te realiseren MHW-niveau. Dit moet berekend worden met behulp van modellen: een eerste benadering is af te leiden uit paragraaf 3.3.	De gemiddelde overstromingsduur is bepalend. Met name de frequent overstroomde zone (50-150 dagen) geeft vaak een waardevolle aanvulling op bestaande waarden.
Vormgeving	
Langgerekte, doorlopende patronen, niet in luwte hoogwatervrij terrein. Het gaat erom dat verlaagde terreindelen deel uitmaken van (te creëren) stroombanen in de uiterwaard.	Variatie in hoogte is belangrijk, zodat altijd droge en natte terreinen aanwezig zijn. Om te zorgen dat de ecologisch waardevolle overgang tussen nat en droog voldoende oppervlakte heeft zijn een zeer flauwe terreinhelling (bijv. 1:100) en de aanwezigheid van microreliëf gewenst.
Veiligheid en overlast	
De verlaging moet zodanig gesitueerd zijn en uitgevoerd worden dat erosie de winterdijk niet kan aantasten (afstand minimaal 100 meter) en dat geen grote kovelstromen tussen uiterwaard en achterland ontstaan (locatiespecifiek nagaan).	
Landschap	
Vanuit beide gezichtsvelden is inpassing in het landschap belangrijk. Het gaat daarbij om het behouden van bestaande waarden (cultuurhistorisch, landschappelijk, ecologisch), om verlaging op locaties waar dit een zinvolle bijdrage geeft aan de veiligheid en om het creëren van een samenhangend systeem van ecotopen, dat goede levensomstandigheden voor de diersoorten van het rivierengebied biedt.	

uitwerking van dit principe per uiterwaard sterk verschillen. Het is niet de bedoeling dat overal dezelfde situatie wordt gecreëerd.

Veiligheid versus ecologie

Vanuit het oogpunt van veiligheid kan het wenselijk zijn om een verdere verlaging door te voeren dan in het voorgaande vanuit ecologisch gezichtspunt is aangegeven. Dit zal dan leiden tot een verschuiving in de natuurwaarden naar meer aquatische levensgemeenschappen van sterk riviergebonden soorten, ten koste van terrestrische groepen en de levensgemeenschappen van geïsoleerde wateren. Bij een groot areaal permanent water zal er over het algemeen van natuurwinst geen sprake meer zijn.

Tabel 6.2 geeft een overzicht van de belangrijkste aandachtspunten.

6.4.3 Beheer en onderhoud

Door een combinatie van vegetatiesuccessie en sedimentatie zal het effect van onkleving geleidelijk verminderen.

Voor vertraging of zelfs periodieke terugzetting van de vegetatiesuccessie is het in de eerste plaats van belang dat er voldoende morfo- en hydrodynamiek in de uiterwaard aanwezig is. De inrichting speelt daarbij een belangrijke rol. Zelfs bij een optimale inrichting zullen in de meeste gevallen aanvullende beheers- en onderhoudsactiviteiten nodig zijn. Voor het vegetatiebeheer valt daarbij in de eerste plaats te denken aan begrazing. Begrazing kan, afhankelijk van de begrazingsdruk, het ontstaan van ruigte, bos en struweel beperken of voorkomen. In plaats hiervan kunnen grasgedomineerde vegetaties ontstaan, terwijl op zand zelfs langdurig pioniervegetaties in stand gehouden kunnen worden. Bij grootschalige wilgenopslag kan begrazing eventueel aangevuld worden met incidentele verwijdering van struweel.

Om de gevolgen van sedimentatie te compenseren kan het nodig zijn om na verloop van tijd een gebied opnieuw af te graven. In dit hoofdstuk is al aangegeven dat de snelheid van opslibbing sterk afhankelijk is van de specifieke omstandigheden in een gebied. Het is daarom niet mogelijk in algemene termen aan te geven na hoeveel tijd het opnieuw afgraven nodig zou kunnen zijn. Bovendien kunnen zowel ecologische argumenten als veiligheidsargumenten een rol spelen. Een ecologisch argument is het afdekken van de zandbodem met kleiachtig materiaal. Bij de veiligheid gaat het om het verkleinen van het doorstromingsprofiel. Het ecologische argument komt al bij een beperkte sedimentatielaag in beeld, het veiligheidsargument pas wanneer er een dikke laag sediment is afgezet.

Het opnieuw afgraven brengt kosten met zich mee en betekent een hernieuwd ingrijpen in het ecosysteem. Dit ingrijpen hoeft niet per definitie als negatief te worden gezien. Periodiek afgraven kan ook worden opgevat als een menselijke vervanging van de verloren gegane rivierdynamiek.

6.5 Onderzoek

In verschillende uiterwaarden is al uiterwaardverlaging toegepast, op grotere of kleinere schaal. Het RIZA doet onderzoek naar de ecologische effecten van uiterwaardverlaging in de Afferdensche en Deestsche Waarden en de Stiftsche Uiterwaarden. Het onderzoek wordt gecombineerd met onderzoek naar begrazingsbeheer. Het veldonderzoek loopt tot

en met 2001, waarna in 2002 een begin zal worden gemaakt met de rapportage.

In het kader van IRMA-Sponge wordt onderzoek verricht aan de mogelijkheden en randvoorwaarden voor zg. "cyclic rejuvenation" (Duel et al. (in prep.)). Hieronder wordt verstaan het kunstmatig op gezette tijden terugzetten van de spontane successie en landschapsvorming (= ophoging) van de uiterwaarden na een op verruiming gerichte maaiveldverlaging. Het onderzoek richt zich op vragen als: kan cyclic rejuvenation in plaats van rivierdynamiek functioneren? Hoe vaak en over hoe grote oppervlakten moeten de ingrepen dan herhaald worden om natuurlijke processen te simuleren dan wel om de veiligheid blijvend te waarborgen?

Literatuur

Duel, H. *et al.*, *in prep.* Cyclic Floodplain Rejuvenation. A new strategy based on floodplain measures for both flood risk management and enhancement of the biodiversity of the river Rhine.

Faber, J.H., R.J.M. van Kats, B. Aukema, J. Bodt, J. Burgers, D.R. Lammertsma & A.P. Noordam 1999. Ongewervelde fauna van ontkleide uiterwaarden. IBN-rapport 442, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.

Faber J.H., J. Burgers, B. Aukema, J.M. Bodt, R.J.M. van Kats, D.R. Lammertsma & A.P. Noordam 2000. Ongewervelde fauna van ontkleide uiterwaarden 2; monitoringsverslag 1999. Rapport 039, Alterra, Wageningen.

Klijn, F. & F. de Vries 1997. Uiterwaardverlaging. WL-Delft Hydraulics & SL-DLO.

7 Doorsteken en verwijderen van zomerkaden

Albert J. Remmelzwaal en Max H.I. Schropp

Inhoud

- 7.1 Voorkomen van zomerkaden
- 7.2 Hydrologische, morfologische en ecologische effecten in de uiterwaard
 - 7.2.1 Hydrologische effecten
 - 7.2.2 Morfologische effecten
 - 7.2.3 Ecologische effecten
- 7.3 Relaties met de omgeving
- 7.4 Uitvoeringsaspecten
 - 7.4.1 Waar kunnen zomerkaden worden doorstoken of verwijderd
 - 7.4.2 Aanbevolen dimensies
 - 7.4.3 Hoe om te gaan met vervuilde bodems
 - 7.4.4 Beheer en onderhoud
 - 7.4.5 Onderzoek

Literatuur

Zomerkaden beperken de overstroming van de uiterwaarden tot perioden met hoge waterstanden. Overstromingen in de zomer worden daarmee zeer uitzonderlijk, hetgeen de gebruiksmogelijkheden van de uiterwaarden voor de landbouw flink heeft verruimd.

Waar plannen bestaan of zijn uitgevoerd om de uiterwaarden de hoofd-functie natuur te geven, kan het geheel of plaatselijk verwijderen van zomerkaden overwogen worden. Deze maatregel bevordert in algemene zin de interactie tussen het zomer- en winterbed van de rivier. Dit uit zich vooral in een toename van het aantal inundaties per jaar en de duur ervan. Meestal worden de gevolgen hiervan voor ecologische ontwikkelingsmogelijkheden positief ingeschat, maar niet altijd! Aan de veiligheid kan het verwijderen van zomerkaden onder bepaalde voorwaarden een positieve bijdrage leveren.

Het hoofdstuk sluit af met een samenvatting van de tekst in een tabel met praktische handreikingen voor het ontwerp en beheer.

7 Doorsteken en verwijderen van zomerkaden

7.1 Voorkomen van zomerkaden

De bedijkingen van de grote rivieren in Nederland zijn begonnen in de elfde eeuw. Rond 1450 was er sprake van een min of meer complete bedijking (Middelkoop en van Haselen, 1999). Alleen het Limburgse deel van de Maas is altijd onbedijkt gebleven. Langs het grootste deel van de rivieren is er sprake van een systeem met zomerkaden en winterdijken. De winterdijken beschermen het achterliggende gebied tegen overstrooming, en moeten bestand zijn tegen het waterpeil bij maatgevende afvoer. Zomerkaden beperken de overstrooming van de uiterwaarden tot perioden met hoge waterstanden, waardoor de uiterwaarden aantrekkelijker zijn geworden voor menselijk gebruik. Overstroming van bekaide uiterwaarden komt vrijwel alleen in de winter voor, want zomerhoogwaters zijn zeer schaars.

De bekading beperkt de doorstroming van de uiterwaarden in perioden met hoogwater. Geheel of gedeeltelijk verwijderen van zomerkaden kan daarom leiden tot verlaging van de MHW, zodat ingrepen in de zomerkaden kunnen bijdragen aan de veiligheid van het binnendijkse gebied. Door het verwijderen van zomerkaden zullen de uiterwaarden echter vaker en langer overstroomd worden. Dit heeft invloed op de gebruiksmogelijkheden van de uiterwaard, maar ook op de ecologische ontwikkelingen.

Het ecologisch streefbeeld voor een ingreep in zomerkaden wordt gevormd door de natuurlijke, onbedijkte en ongereguleerde rivier. Het natuurlijke rivierlandschap kent een grote variëteit aan ecotopen. De variëteit wordt veroorzaakt door de ruimtelijke en temporele variatie in dynamiek van de rivier. De aanleg van zomerkaden heeft alleen de laag-dynamische vormen van riviernatuur bevoordeeld. Ingrepen in de zomerkade kunnen in de uiterwaard iets van de natuurlijke dynamiek terug

Figuur 7.1
Luchtfoto in false colour van
doorstoken zomerkade in de Duursche
Waard.



brenge. Echter, door de karakteristieken van het gereguleerde winterbed, de onnatuurlijke hoogteligging van de uiterwaarden en vooral de invloed van de winterdijken zal de situatie nog steeds sterk afwijken van die in het natuurlijke rivierlandschap. Alleen bij afwezigheid van zowel zomerkaden als winterdijken komt de natuurlijke referentie met het volledige scala aan gradiënten weer in beeld.

7.2 Hydrologische, morfologische en ecologische effecten in de uiterwaard

7.2.1 Hydrologische effecten

Als de zomerkade van een uiterwaard doorstoken wordt, neemt de overstromingsfrequentie toe. Waterstanden hoger dan de maaiveldhoogte in de uiterwaard, maar lager dan de kruin van de zomerkade leiden nu immers ook tot overstroming. In figuur 7.3 is dit een hoogwater, zoals dat optreedt tussen de momenten D en E. De mate waarin de overstromingsfrequentie toeneemt is afhankelijk van de hoogte van de oorspronkelijke zomerkade en van de maaiveldhoogte in de uiterwaard. De toename is dus niet voor alle delen van de uiterwaard gelijk.

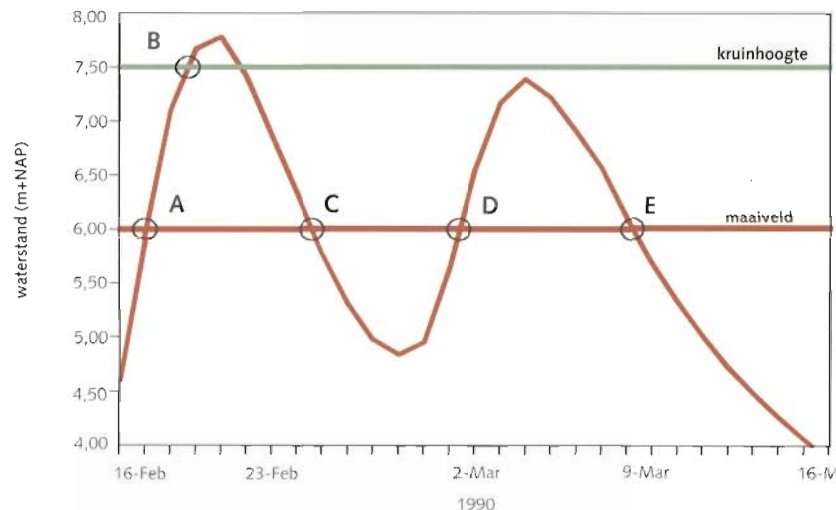
Figuur 7.2
Zomerkade met inlaatsluis tijdens
hoogwaterperiode (foto: Henk
Wolters).



Bij deze beschouwing is aangenomen dat mogelijk aanwezige sluisjes in de kade bij wassend water gesloten worden gehouden. Dit gaat op voor klepduikers. Sluisjes worden in de praktijk geopend wanneer ze nog bereikbaar zijn, wat vaak vóór het eigenlijke overstromen van de kade is.

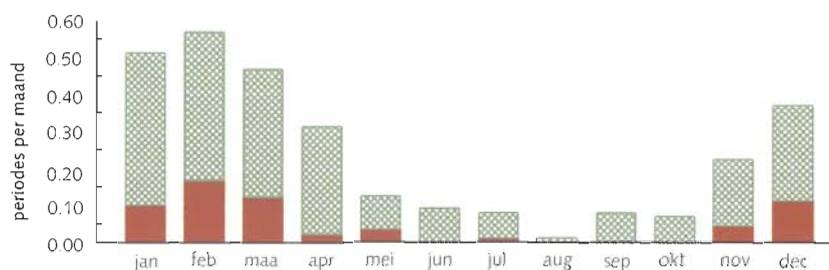
Niet alleen de overstromingsfrequentie neemt toe, maar ook de overstromingsduur. Dit is het gevolg van het feit dat de frequentie toeneemt, en van het feit dat tijdens hoogwaters de overstroming al begint op het moment dat het waterpeil het niveau van het maaiveld bereikt, en niet pas wanneer de zomerkade overstroomd wordt. Door dit laatste effect neemt de overstromingsduur bij hoge hoogwaters toe. In figuur 7.3 gaat het om de periode A-B. Wanneer de sluisjes in de zomerkade niet tijdig worden geopend bij dalend water of wanneer de capaciteit ervan beperkt is kan doorsteken van de kade echter ook leiden tot verkorting van de overstromingsduur aan de achterzijde van de hoogwatergolf (verschuiving van punt C in figuur 7.3).

Figuur 7.3
Illustratie van waterstandsverloop
(naar informatie van M. Schropp).



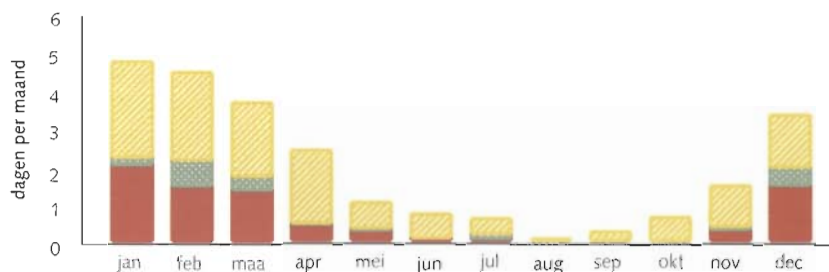
Figuur 7.4
Berekende toename van de overstromingsfrequentie van de Stifische Uiterwaarden bij verwijdering van de zomerkaide (periode: 1901-1990, gegevens van M. Schropp).

■ huidig (6.00-7.50)
■ toename laag hoogwater



Figuur 7.5
Berekende toename van de overstromingsduur van de Stifische Uiterwaarden bij verwijdering van de zomerkaide (periode: 1901-1990, gegevens van M. Schropp).

■ huidig (6.00-7.50)
■ toename was
■ toename laag hoogwater



Voor de Stifische Uiterwaarden zijn berekeningen uitgevoerd om het effect van het doorsteken van de zomerkaide te bepalen. Deze berekeningen zijn uitgevoerd met waterstandsgegevens uit de periode 1901-1990. Figuur 7.4 en 7.5 geven de resultaten weer, uitgaande van een maaiveldhoogte van 6.0 m NAP en een kruinhoogte van de zomerkaide van 7.50 m NAP. Uit figuur 7.4 blijkt dat de overstromingsfrequentie sterk toeneemt. In gemiddeld aantal overstromingen per maand is dit effect het sterkst in de winter, relatief gezien is het effect het grootst in zomer en najaar.

Figuur 7.5 laat zien hoe de overstromingsduur toeneemt. Er is hierbij onderscheid gemaakt tussen verlenging van de inundatieduur bij hoge hoogwaters (in de figuur aangeduid met "was") en het optreden van inundatie bij lage hoogwaters. Ook hier geldt dat het effect in absolute zin gerekend het grootst is in de winter, maar relatief het grootst in de zomer.

Naarmate een locatie in de uiterwaard hoger gelegen is, wordt het effect van ingrepen in de zomerkade geringer. Op locaties met een hoogteligging gelijk aan of hoger dan die van de kruin van de zomerkade is er geen effect meer.

7.2.2 Morfologische effecten

Door de toegenomen inundatiefrequentie na het verwijderen of doorsteken van de zomerkade zal er meer sediment naar de uiterwaard worden getransporteerd. De sedimentatie zal daardoor toenemen met een factor 2 à 3. In combinatie met uiterwaardverlaging kan de toename oplopen tot een factor 10, wat neerkomt op sedimentatiesnelheden van enkele centimeters per jaar. Voor grootschalige herinrichting kan het al dan niet verwijderen van zomerkaden, zeker in combinatie met uiterwaardverlaging, een cruciaal verschil maken in de toekomstige sedimentatie op de uiterwaarden. Modelberekeningen van de effecten van de inrichting van de Rijntakken, zoals voorzien in RVR, op de sedimentatie van slib lieten zien dat bij handhaving van zomerkaden de toename van de sedimentatie maar enkele procenten bedraagt, terwijl verwijdering van de zomerkaden leidt tot een toename van bijna 50% (Asselman 1999).

Sedimentatie zou op het punt waar het rivierwater de uiterwaard in stroomt kunnen leiden tot het ontstaan van zandige oeverwallen, die een toevoeging aan de diversiteit in de uiterwaard betekenen. Op zandige oeverwallen worden namelijk vaak wat meer bijzondere planten- en insectensoorten aangetroffen. Op plaatsen met grote stroomsnelheden kan ook erosie in de uiterwaard optreden. Het verwijderen van zomerkaden kan daarom leiden tot enig herstel van de natuurlijke dynamiek.

7.2.3 Ecologische effecten

De veranderingen in frequentie en duur van de overstromingen hebben invloed op het ecologisch functioneren van een uiterwaard. Het grootste effect hebben inundaties in voorjaar en zomer.

Toename van de inundatiefrequentie in voorjaar en zomer betekent een beperking van de broedmogelijkheden voor veel vogelsoorten. Uit het onderzoek in de Afferdensche en Deestsche Waarden en Stiftsche Uiterwaarden blijkt, dat in jaren met lang aanhoudende inundatie in het voorjaar de dichtheid van soorten die op de grond of in de onderste struiklaag broeden of foerageren afneemt. Bij Grauwe Gans werd een verlating van het broedseizoen waargenomen. Wanneer hoogwaters optreden na het begin van het broedseizoen is er het risico van het verloren gaan van legsels. Als er in een uiterwaard wateren en moerasachtige terreinen aanwezig zijn, kan toenemende inundatie de broed- en foeraagemogelijkheden voor watervogels echter vergroten.

Voor kleine zoogdieren en bodeminsecten geldt iets dergelijks als voor bodembroedende vogels. Inundatie in voorjaar en zomer betekent een risico voor voortplanting en overleving. Dit heeft ook effect op de foeraagemogelijkheden van dieren die op deze soorten prederen, zoals roofvogels.

De effecten op de vegetatie zullen vermoedelijk beperkt zijn, omdat de meeste soorten die gevoelig zijn voor inundatie gebonden zijn aan locaties die hoger liggen dan het niveau van de zomerkaden.

Als een uiterwaard geen laaggelegen delen (wateren en moerasige terreinen) bevat, zal toenemende inundatie door het verwijderen van zomerkaden mogelijk negatieve effecten hebben, met name als de huidige soorten

sterk aan terrestrische milieus zijn gebonden. Wanneer wel laaggelegen terreindelen aanwezig zijn kan de toenemende inundatiefrequentie positieve effecten hebben op de soorten die aan het aquatische milieu of de overgang van land en water gebonden zijn.

Wanneer de morfologische dynamiek in belangrijke mate toeneemt, kunnen hierdoor pioniersomstandigheden op zowel zand- als kleigrond ontstaan. Dit type dynamiek is karakteristiek voor een natuurlijk riviersysteem. Er ontstaat dan ruimte voor specifieke groepen planten en insecten en, bij een voorkomen op voldoende grote schaal, ook specifieke vogelgroepen.

Een laatste punt is het effect op de waterkwaliteit van uiterwaardwateren. Wanneer uiterwaardwateren slechts incidenteel door rivierwater worden overstroomd, is het mogelijk dat zich een wat minder eutroof systeem ontwikkelt, met helder water en de daarbij behorende soortensamenstelling. Als zo'n water door het verwijderen van de zomerkade frequenter met rivierwater wordt overstroomd kunnen de nutriënten- en de slibbelasting toenemen, met als gevolg een verdwijnen van de soorten die aan helder water gebonden zijn. Wanneer systemen met helder water aanwezig zijn in een uiterwaard zou verwijdering van de zomerkade dus negatieve effecten op het watersysteem kunnen hebben.

Het doorsteken van zomerkaden leidt dus tot een meer natuurlijk systeem, maar kan ten koste gaan van bestaande natuurwaarden. Door aanvullende inrichtingsmaatregelen kunnen de natuurwaarden na het doorsteken van zomerkaden vergroot worden. Met name uiterwaardverlaging kan hierbij een rol spelen, omdat middels uiterwaardverlaging het aandeel natte ecotopen vergroot kan worden en het voorkomen van pioniersomstandigheden kan worden bevorderd.

7.3 Relaties met de omgeving

Zomerkaden zijn van invloed op hun omgeving omdat ze zorgen voor een lokaal energieverlies, en daarmee voor een toename van de MHW-standen. Het plaatselijk doorsteken van zomerkaden heeft nauwelijks effect op de MHW-standen, omdat het energieverlies op plaatsen waar de kade intact blijft gewoon doorgaat. Bij het verwijderen van zomerkaden is het voorts van belang onderscheid te maken tussen kaden parallel aan, en dwars op de stroomrichting. De opstuwende werking bij MHW van kaden parallel aan de stroomrichting is te verwaarlozen, maar deze kaden hebben wel een functie bij de stroomgeleiding van lagere hoogwaters. Het verwijderen van kaden parallel aan de stroomrichting is dan ook af te raden. Het MHW-effect is het grootst bij het verwijderen van kaden dwars op de stroomrichting. In tabel 7.1 is de relatieve sterkte van het effect van de verschillende kademaatregelen aangegeven.

Ingrepen in de zomerkade kunnen invloed hebben op de morfologie van het zomerbed van de rivier. Toename van stroming door de uiterwaard (bij hoog water) leidt tot afnemende stroming door het zomerbed, waardoor aldaar sedimentatie op kan treden. Alleen bij extreme waterafvoer door de uiterwaard wordt echter een aanzanding van betekenis in de hoofdgeul verwacht. Dit kan bijvoorbeeld het geval zijn wanneer er in de uiterwaard waarvan de zomerkade verwijderd wordt grote plassen liggen. Het effect treedt bovendien alleen op bij verwijdering van grote delen van

de zomerkade van de uiterwaard, niet bij het maken van een opening op één locatie.

Doorsteken van de zomerkade betekent een gedeeltelijk herstel van de natuurlijke relatie tussen de rivier en de uiterwaard. De uitwisselingsmogelijkheden voor organismen, sediment en nutriënten worden vergroot. Waar dit uiteindelijk toe leidt en in hoeverre het gevolg ecologisch gezien als positief moet worden beoordeeld is sterk afhankelijk van de situatie ter plaatse. In veel situaties zal het wenselijk zijn ingrepen in de zomerkade te combineren met andere inrichtingsmaatregelen.

Tabel 7.1
Relatieve sterkte van het effect van
kademaatregelen op de MHW-standen.

Oriëntatie van de kade	Doorsteken	Verwijderen
Parallel aan de stroomrichting	geen	klein
Dwars op de stroomrichting	geen	groot

7.4 Uitvoeringsaspecten

7.4.1 Waar kunnen zomerkaden worden doorstoken of verwijderd

Ingrepen in zomerkaden kunnen in principe overal worden uitgevoerd waar ze aanwezig zijn. Argumenten om niet in te grijpen kunnen het menselijk gebruik zijn of de aanwezigheid van natuurwaarden die hun bestaan danken aan isolatie van de rivier (lage dynamiek, goede waterkwaliteit). Combinatie van het doorsteken van zomerkaden met uiterwaardverlaging of het graven van nevengeulen zal in veel gevallen leiden tot een grotere ecologische winst, door de ontwikkeling van wateren en moerasachtige systemen.

7.4.2 Aanbevolen dimensies

Om te voorkomen dat plaatselijk te hoge stroomsnelheden optreden dient een doorsteek niet te klein te zijn. Er kan gedacht worden aan een gat van tenminste 100 meter breed. Om maximaal effect te hebben op de waterstanden moet worden gezorgd voor een goede doorstroming van de uiterwaard. Dit betekent dat de kade geheel verwijderd moet worden, of dat er minimaal sprake moet zijn van zowel een in- als een uitstroomopening. Elementen die de stroming belemmeren zoals dwarskaden, bos en hoog-watervrije terreinen kunnen de hydrologische effecten van het doorsteken van de zomerkade beperken. Voor een maximaal hydrologisch effect moeten doorgaande stroombanen worden gecreëerd. Uiterwaardverlaging (eventueel zelfs resulterend in het ontstaan van plassen of een nevengeul) kan de doorstroming van de uiterwaard vergroten.

Tabel 7.2 geeft een overzicht van de belangrijkste aandachtspunten.

7.4.3 Hoe om te gaan met vervuilde bodems

In de uiterwaarden komt veel vervuilde grond voor. De zomerkaden zelf dateren vrijwel allemaal van vóór 1900, zodat daarin weinig vervuilde grond te verwachten is. Ingrepen in zomerkaden zullen daarom op zich waarschijnlijk niet leiden tot veel problemen met vervuilde grond. Dit geldt echter niet voor maatregelen die in combinatie met het verwijderen van de kaden kunnen worden uitgevoerd, als uiterwaardverlaging en het graven van nevengeulen en strangen.

Tabel 7.2

Overzicht van de belangrijkste aandachtspunten bij de planning van het doorsteken of verwijderen van zomerkaden.

rivierkunde	ecologie
Aard van de doorsteek	
Minimaal 100 meter lang, of zowel een instroom- als uitstroomopening aanleggen. Bij voorkeur geen kaden verwijderen die parallel aan de hoofdgeul liggen, wegens hun stroomgeleidende functie.	
Vormgeving	
Het is belangrijk dat tussen instroom- en uitstroomopening ononderbroken stroombanen worden gecreëerd.	Combinatie met uiterwaardverlaging en/of de aanleg van nevengeulen kan het ecologisch rendement van het doorsteken van zomerkaden aanmerkelijk vergroten.
Veiligheid en overlast	
Er moet rekening worden gehouden met mogelijke aanzanding van de hoofdgeul, wanneer een aanzienlijk deel van het wateraanbod door de uiterwaard stroomt.	
Landschap	
Vanuit beide gezichtsvelden is inpassing in het landschap belangrijk. Het gaat daarbij om het behouden van bestaande waarden (cultuurhistorisch, landschappelijk, ecologisch), om doorsteken op locaties waar die een zinvolle bijdrage geeft aan de veiligheid en om het uitvoeren van doorsteken in samenhang met de totale uiterwaardinrichting.	

Door toenemende stroming in de uiterwaarden kan erosie optreden, waardoor mogelijk vervuilde grond wordt verspreid. Het is belangrijk om per project na te gaan tot welke veranderingen in erosie en sedimentatie de voorgenomen inrichtingsmaatregelen leiden, om van daaruit te bezien of er gevaar is voor verspreiding van verontreinigingen.

7.4.4 Beheer en onderhoud

Het doorsteken van de zomerkaden betekent in de meeste gevallen het einde van het landbouwkundige gebruik van de uiterwaard. In het natuurgebied zal het beheer gericht moeten zijn op beperking van de bosvorming, om de doorstromingscapaciteit van de uiterwaard in stand te houden. Enigerlei vorm van begrazing is hiervoor de meest geëigende methode. In specifieke situaties kan periodieke verwijdering van sediment nodig zijn, met name in plassen en op lage plekken.

7.4.5 Onderzoek

In enkele natuurontwikkelingsgebieden zijn zomerkaden doorstoken (o.a. Blauwe Kamer en Duursche Waarden). In deze gebieden vindt een algemene ecologische monitoring plaats. Hieruit wordt wel duidelijk hoe de gebieden zich ontwikkelen, maar niet in hoeverre dit gerelateerd is aan het doorsteken van de zomerkaden. Het RIZA doet onderzoek naar de effecten van uiterwaardverlaging en naar de ontwikkeling van uiterwaardwateren in relatie tot onder meer de mate van isolatie t.o.v. de rivier. Hoewel deze projecten niet specifiek gericht zijn op het doorsteken van zomerkaden leveren ze wel fundamentele kennis over uiterwaardecologie, die ook inzicht geeft in de ecologische effecten van het verwijderen van zomerkaden.

Literatuur

Asselman, N.E.M. 1999. Slibmodellering in RVR. Fase 2. WL Delft Hydraulics, Rapport R337.

Middelkoop, H. (red.) 1998. Twee rivieren, Rijn en Maas in Nederland. RIZA rapport 98.041. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Arnhem.

8 Oeverwallen

Margriet M. Schoor, Esther Stouthamer en Anne M. Sorber

Inhoud

- 8.1 Definitie en natuurlijke ontstaanswijze
- 8.2 Hydrologie, morfologie en ecologie
 - 8.2.1 Hydrologisch en morfologisch functioneren
 - 8.2.2 Ecologisch functioneren
- 8.3 Relaties met de omgeving
- 8.4 Maatregelen ter bevordering van de vorming van oeverwallen
 - 8.4.1 Geschikte locaties voor de vorming van oeverwallen
 - 8.4.2 Aanbevolen maatregelen
 - 8.4.3 Beheer

Literatuur

Oeverwallen zijn de relatief hoge, zandige delen van rivieroeveren die ontstaan door sedimentatie van zand tijdens hoogwaters.

De insteek van dit hoofdstuk wijkt in twee opzichten af van de vier voorgaande hoofdstukken. Ten eerste zijn de maatregelen die hier aan de orde komen niet bedoeld om direct een gewenste inrichting te realiseren, maar om de voorwaarden te scheppen om een natuurlijk proces weer zijn gang te laten gaan. Ten tweede draagt de vorming van oeverwallen niet bij aan vergroting van de veiligheid tegen overstromingen. De maatregelen in dit hoofdstuk zijn in de eerste plaats bedoeld om de landschappelijke en natuurwaarden te versterken.

8 Oeverwallen

8.1 Definitie en natuurlijke ontstaanswijze

Oeverwallen zijn de relatief hoge, zandige delen van rivieroevers. Ze ontstaan door sedimentatie van zand tijdens hoogwaters. Als de uiterwaarden overstromen, neemt de stroomsnelheid van het water boven de oever sterk af. Het zand dat door het water wordt meegevoerd, wordt daarbij op de oever afgezet. Het lichtere slib wordt op grotere afstand van de rivier afgezet, waar het water een stroomsnelheid heeft van minder dan 50 cm/s. De zandafzetting vindt plaats in een strook van enkele tientallen meters breed langs de rivier, zodat een soort wal wordt gevormd. De oeverwal wordt bij elk hoogwater enkele millimeters tot tientallen centimeters opgehoogd. Dit proces neemt in snelheid af, naarmate de oeverwal hoger wordt.

Oeverwallen komen vrij algemeen voor in het rivierengebied. De meeste niet vergraven uiterwaarden zijn langs de oever hoger dan bij de dijk. Niet overal vindt echter nog actieve oeverwalvorming plaats (zie paragraaf 8.2). De recent gevormde oeverwallen zijn veel smaller dan de oeverwallen die voor de bedijking gevormd zijn. Dit waren de natuurlijke hooggelegen delen in het rivierengebied, waar de eerste bewoning op ontstond. Ze waren enkele honderden meters breed en 1 à 2 meter hoog. De oeverwallen raakten vaak direct vanaf het ontstaan van de rivier bewoond en bleven bewoond tot op heden, met uitzondering van enkele oeverwallen van rivieren ten westen van de lijn Tiel-Wijk bij Duurstede in het kust-nabije gebied. Hier trad na het sluiten van de kust, ongeveer 4000 jaar geleden, grootschalige veenvorming op. De rivieren in dit gebied werden verlaten als gevolg van riviervrleggingen en de oeverwallen raakten bedekt met veen. Na de bedijking, die voor het hele rivierengebied voltooid was in de 15^e eeuw, werden de oeverwallen van de huidige rivieren niet meer bewoond.

Figuur 8.1
Oeverwal nabij Hurwenen langs de
Waal (foto: W. ten Brinke).



Figuur 8.2
Zandafzettingen langs de Bizonbaai,
langs de Waal bij Nijmegen, in 1995.



Als de rivier een oudere stroomgordel, een pleistoceen rivierduin, een stuwwal of een rivierterras aansnijdt leidt dit tot een extra opname van zand door de rivier en tot een toename van zandafzetting op de oeverwallen net stroomafwaarts van het aansnijdingspunt.

8.2 Hydrologie, morfologie en ecologie

8.2.1 Hydrologisch en morfologisch functioneren

In de huidige situatie vindt nog steeds oeverwalvorming plaats. Na de hoogwaters van 1993 en 1995 zijn de zandafzettingen langs de Rijntakken en de Maas in kaart gebracht met behulp van luchtfoto's en veldmetingen. Het bleek dat langs de Waal het meeste zand op de oevers is afgezet. Ook bleek dat er grote verschillen tussen uiterwaarden bestaan in de hoeveelheid afgezet zand. Voor alle riviertakken geldt dat het meeste zand wordt afgezet in de binnenbochten; als gevolg van de spiraalstroming is er tijdens hoogwater in de binnenbochten meer zand beschikbaar voor transport dan in de buitenbochten.

Bolwidt *et al.* (2000) hebben de ophoging van de oeverwallen van de Rijntakken over een periode van 100 jaar berekend door aan te nemen dat er drie keer per decennium een hoogwater optreedt waarbij op de oeverwal sedimentatie plaats vindt. Zo is er over de gehele lengte van de Waal aan beide zijden over een breedte van 50 meter een verhoging berekend van ca. 65 cm. De uiterwaarden langs de Waal worden volgens Middelkoop (1997) met 5 tot 16 mm per jaar opgehoogd; in de afgelopen eeuw was dat ongeveer 0,2 tot 10 mm per jaar. Dit zou in 100 jaar leiden tot een verhoging van 50 tot 160 cm, en 20 tot 100 cm in de afgelopen eeuw. De toename van de hoogte van de oeverwallen staat dus in verhouding met de toename van de hoogte van de uiterwaard. Langs de IJssel worden de oeverwallen opgehoogd met een snelheid van ca. 0,5 cm

per hoogwater. Dit resulteert in een ophoging van de oeverwal met ongeveer 15 cm in 100 jaar.

Berekend per meter oever is de sedimentatie het grootst langs de Waal. Hierna volgen het Pannerdens Kanaal, de Bovenrijn, de IJssel, de Nederrijn-Lek en de Merwede. Langs de IJssel en de Nederrijn-Lek is de sedimentatie, per meter oever, ongeveer acht keer zo klein als langs de Waal. Langs alle onderzochte rivieren is de sedimentatie in de binnenbochten minimaal twee keer zo groot als in de buitenbochten.

Sedimentatie op de oeverwallen treedt op wanneer de oeverwallen worden overstroomd. Volgens Bolwidt *et al.* (2000) is er geen direct verband tussen de duur en de grootte van de afvoer en het volume van de zandafzettingen op de oever. Een relatie tussen de overstromingsdiepte en de oeverwalhoogte is niet aan te tonen. Tijdens een relatief laag hoogwater wordt er een beetje sediment afgezet en tijdens een relatief hoog hoogwater ook. De sedimentatiesnelheid op de oeverwal hangt waarschijnlijk af van de snelheid waarmee de oeverwal wordt overstroomd, omdat bij hogere stroomsnelheden meer en grover zand wordt getransporteerd en dus ook wordt afgezet. Tot dusver is er geen verband gevonden tussen de snelheid waarmee de oeverwal wordt opgehoogd en de grootte van de achterliggende uiterwaard, al zou men zo'n verband wel kunnen verwachten. Wel is duidelijk dat lokale omstandigheden, zoals de beschikbaarheid van zand, sterke afwijkingen kunnen veroorzaken.

Er wordt dus aangenomen dat tijdens ieder hoogwater dezelfde hoeveelheid sediment op de oeverwallen wordt afgezet. De frequentie van de hoogwaters is wel van belang voor het volume van de zandafzettingen op de oever.

Tabel 8.1
Zandafzetting op oeverwallen, langs de verschillende Rijntakken (in m³) (Bolwidt *et al.*, 2000).

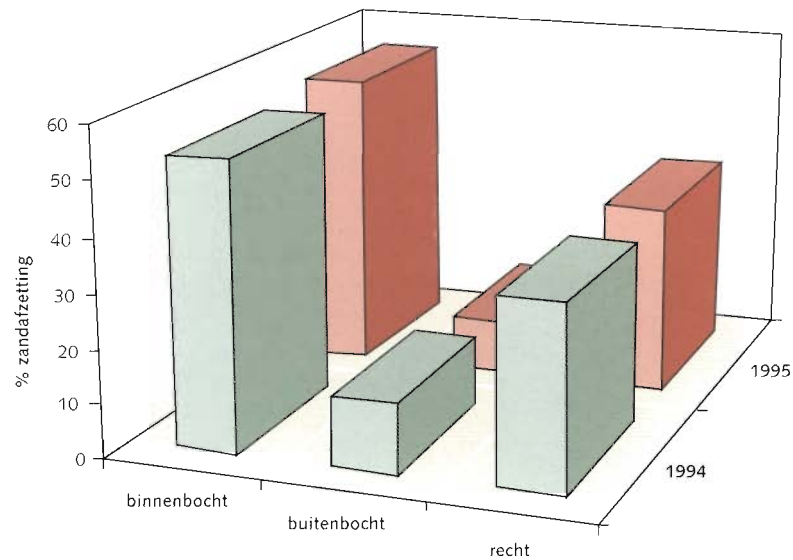
Oeverwalafzetting (m ³)	Bovenrijn	Waal	Pannerdens Kanaal	IJssel	Nederrijn-Lek
Per hoogwater waarbij de oeverwal wordt overstroomd	3400	179600	8200	33000	26000
Gemiddeld per jaar	1000	53900	2400	9900	7800

Figuur 8.3
Zandafzetting langs de Waal na de hoogwaterperiodes van 1993 en 1995.



De ruimtelijke verschillen in sedimentatie langs de Waal hangen samen met het stromingspatroon van het rivierwater. Oeverwalvorming treedt vooral op op plaatsen waar water vanuit het zomerbed de uiterwaard in stroomt. Dit is vooral te verwachten waar de uiterwaard laag is en de zomerkade ontbreekt, of daar waar de uiterwaard breder wordt doordat de winterdijk afbuigt. Ook wanneer de stroming een binnenbocht afsnijdt treedt zandafzetting op oeverwallen op. De bedijking en andere menselijke ingrepen zijn dus van grote invloed op de vorming van oeverwallen.

Figuur 8.4
Zandafzetting langs de Waal in 1994 en 1995, verdeeld naar locaties in binnenbochten, in buitenbochten en op rechte stukken.



Langs de Maas vindt weinig oeverwalvorming plaats. Als gevolg van stuwing en normalisatie van de rivierloop treden er weinig morfologische processen op. Bovendien zijn intensief begraasd weiland en harde steile oevers kenmerkend voor de Maas. Bij de inventarisatie van de zandafzettingen langs de Maas en de Rijntakken na het hoogwater van 1995 zijn er relatief weinig zandafzettingen langs de Maas aangetroffen.

Figuur 8.5
Het stromingspatroon in enkele uiterwaarden langs de Waal met de locaties waar in 1994 en 1995 oeverwalvorming heeft plaats gevonden.



Naast de stroming van zomerbed naar uiterwaard is ook de spiraalstroming belangrijk (zie ook paragraaf 1.4.2). Tijdens hoogwater is in de binnenbochten meer zand beschikbaar voor transport naar de uiterwaard dan in de buitenbochten. Dit komt doordat in de buitenbochttoever erosie plaatsvindt en het zand, uit de geul, door de helicoïdale stroming naar de binnenbocht getransporteerd wordt. Op oevers in binnenbochten wordt daarom meer zand afgezet dan op oevers in buitenbochten.

8.2.2 Ecologisch functioneren

Op lage oeverwallen, met een overstromingsduur van 20 tot 50 dagen per jaar, heerst een zeer dynamisch milieu: ze worden vaak overstroomd en telkens wordt de begroeiing bedekt met een nieuw laagje zand. Alleen pioniersplanten kunnen zich hier handhaven. Hoge oeverwallen, met een overstromingsduur van 2 tot 20 dagen per jaar, worden minder vaak overstroomd en worden gekenmerkt door een droog, voedselarm en zandig milieu. Stroomdalgraslanden kunnen ontstaan op hoge oeverwallen, met een overstromingsduur van minder dan drie dagen per jaar, en onder extensieve begrazing. Of zich dan een soortenrijk of een minder soortenrijk stroomdalgrasland ontwikkelt hangt o.a. nog af van de nabijheid van zaadbronnen en van de bodemopbouw. Enkele karakteristieke soorten van stroomdalgraslanden op oeverwallen zijn goudhaver, zachte haver, sikkelsklaver, veldsalie en geoorde zuring. De combinatie van schaarse vegetatie en overwegend droge condities maakt lage oeverwallen waarschijnlijk ook geschikt voor enkele zeer karakteristieke en schaars geworden soorten insecten en spinnen, o.a. enkele loopkevers, spinnendoders, bijen en spinnen (vgl. Faber *et al.* 1999).

Lage oeverwallen kunnen, vooral vanwege de schaarse begroeiing, belangrijk zijn als broedplaats voor pionierbroedvogels als plevieren en sterns.

8.3 Relaties met de omgeving

Omdat oeverwallen relatief hoog gelegen zijn, draagt het stimuleren van oeverwalvorming niet bij tot verlaging van de hoogwaterstanden. Oeverwalvorming gaat echter langzaam, treedt alleen op bij extreem hoogwater, en betreft slechts een smalle strook in de lengterichting van de rivier. Hierdoor is het verhogende effect op de MHW gering. Door hun langgerekte vorm kunnen hoge oeverwallen wel een functie hebben in het sturen van de stroming. Ze zorgen ervoor dat het water langer door het zomerbed blijft stromen.

De aanwezigheid c.q. vorming van oeverwallen heeft op de bevaarbaarheid van de rivier geen enkele invloed.

De te hanteren veiligheidsnormen leggen dus nauwelijks beperkingen op aan de plaatsen waar oeverwalvorming kan worden toegelaten of zelfs gestimuleerd. Steeds zal de combinatie van de smalle ligging in de stroomrichting en het trage tempo van ophoging ervoor zorgen dat er niet of nauwelijks van MHW-verhoging sprake is.

De meest karakteristieke levensgemeenschappen van plant en dier op lage oeverwallen bestaan uit de typische pioniersoorten van hoogdynamische omstandigheden. In het algemeen zijn deze soorten niet erg gevoelig voor versnippering en weten ze zich in de praktijk overal waar

zich geschikte leefomstandigheden voordoen redelijk snel te vestigen. Deze levensgemeenschappen stellen daarom geen speciale eisen, op grond van hun ecologische netwerken, aan locaties, dimensionering of ruimtelijke samenhang van lage oeverwallen. Hooguit zou een individuele oeverwal te klein of kort kunnen zijn om een soort met een relatief groot leefgebied voldoende areaal te bieden. Dit zou kunnen spelen bij sommige typische insectensoorten op zeer korte (minder dan 50 m lange) oeverwallen.

Op hoge oeverwallen kunnen vegetaties van minder dynamische omstandigheden tot ontwikkeling komen. Afhankelijk van het successiestadium en het gevoerde beheer kan het hierbij gaan om stroomdalgraslanden of zelfs om hardhoutooibos als de oeverwal daarvoor voldoende ruimte biedt (minimaal enkele honderden ha). Niet beheren leidt doorgaans wel tot verruiging, maar niet noodzakelijkerwijs tot een hardhoutooibos. Op kleinschalige oeverwallen, waar geen vorming van hardhoutooibos mag worden verwacht, zou dus altijd enige vorm van begrazing moeten worden toegepast. Voor de soorten van stroomdalgraslanden geldt op hoofdlijnen hetzelfde met betrekking tot ecologische netwerken als bij de lage oeverwallen, zij het dat de kolonisatiemogelijkheden van veel soorten waarschijnlijk geringer zijn. Hieruit volgt dat de nabijheid van andere stroomdalgraslanden van belang zal zijn voor de vestigingskansen. Voor soorten van hardhoutooibos is naast de nabijheid van andere bossen ook van belang dat de schaal van de oeverwal voldoende groot is om een bos van voldoende omvang voor levensvatbare kernpopulaties te herbergen. Hierbij zou het al snel om enkele honderden ha moeten gaan.

Vanwege hun relatief hoge ligging ten opzichte van de omgeving kunnen oeverwallen wellicht ten tijde van hoogwater een belangrijke functie vervullen als tijdelijke vluchtplaats voor landdieren uit de lagere delen van de achterliggende uiterwaard. Hieruit zou kunnen worden afgeleid dat de behoefte aan een oeverwal groter is bij bredere uiterwaarden. Daarnaast zal de aanwezigheid van dergelijke vluchtplaatsen binnen vluchtafstand van de bewuste diersoorten (hooguit enkele honderden meters) over de gehele lengte van de rivier van belang kunnen zijn. Cruciaal zijn dergelijke vluchtplaatsen echter niet, omdat bij extreem hoogwater ook oeverwallen overstroomd raken en herkolonisatie na overstromingen sowieso voor het grootste deel van binnendijs terrein moet komen.

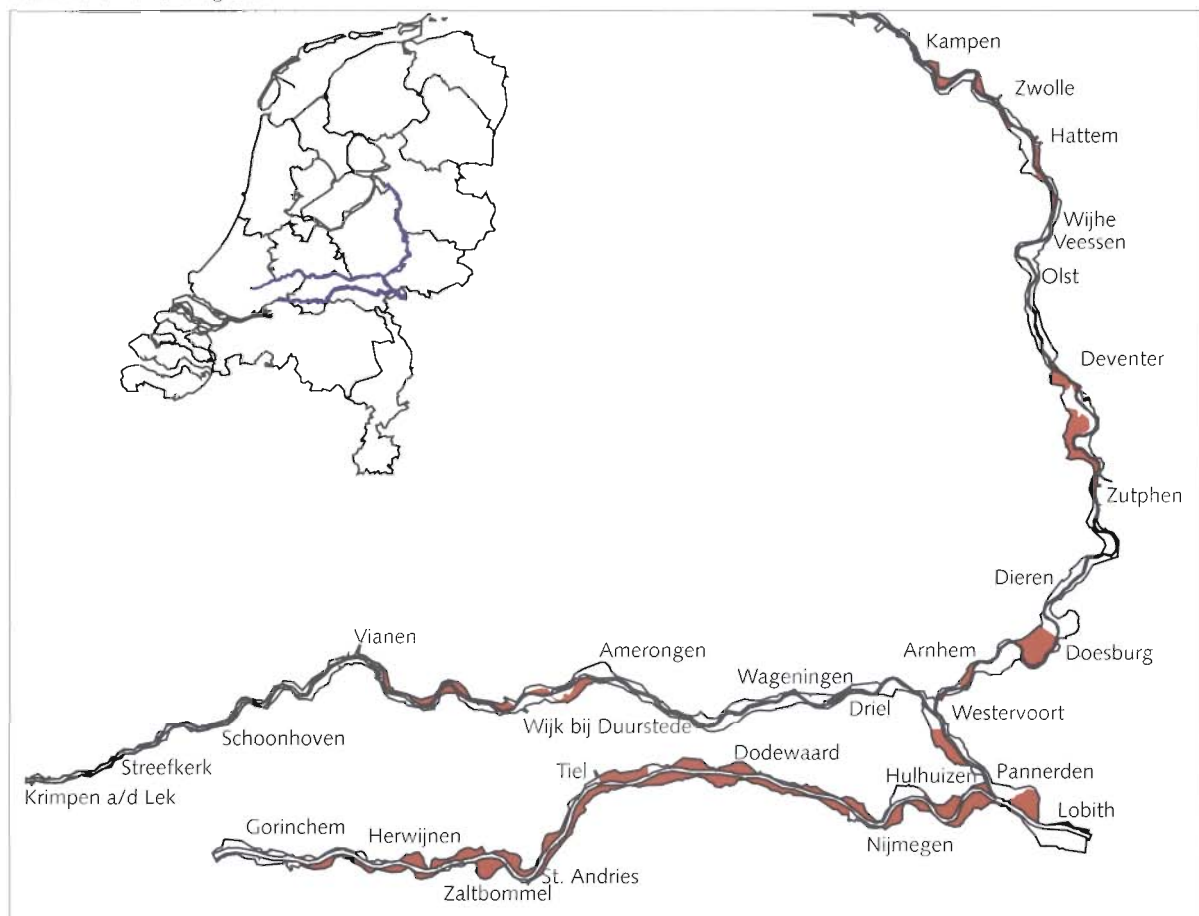
8.4 Maatregelen ter bevordering van de vorming van oeverwallen

8.4.1 Geschikte locaties voor de vorming van oeverwallen

In figuur 8.6 zijn de uiterwaarden aangegeven waar tijdens het hoogwater van 1995 meer dan 1000 m³ zand is afgezet. In 1994 was dit beeld vrijwel gelijk. In deze uiterwaarden zijn de kansen voor de ontwikkeling van oeverwallen het grootst. Het meeste zand is afgezet op de oevers van de Waal. Langs de IJssel is veel minder zand afgezet en langs de Nederrijn-Lek, de Maas en de Merwede is vrijwel nergens zand afgezet. Dit hangt samen met de breedte-diepteverhouding van het zomerbed. De verhouding tussen de breedte en de diepte is een maat voor de morfologische activiteit van een rivier. Een grotere breedte-diepteverhouding betekent meer afzetting van zand op de oevers. In de huidige situatie vindt vorming van oeverwallen dus vooral plaats langs de Waal en de Bovenrijn, die een grotere breedte-diepteverhouding hebben dan de andere riviertakken. Langs de IJssel vindt oeverwalvorming voornamelijk plaats waar grote

Figuur 8.6

Kaartbeeld van de uiterwaarden waar tijdens het hoogwater van 1995 meer dan 1000 m³ zand is afgezet.



plassen dicht bij de oever liggen en in de binnenbocht in de Zalkerwaard. Langs de IJssel zijn de meeste oevers vastgelegd door een stenen oeververdediging. Dit houdt waarschijnlijk de opname van zand en sedimentatie op de oeverwal tegen. In de Zalkerwaard is de oever niet met stenen verdedigd, hier vindt dan ook sedimentatie op de oeverwal plaats.

8.4.2 Aanbevolen maatregelen

Maatregelen die er voor zorgen dat er vaker water de uiterwaarden in stroomt, zullen het proces van oeverwalvorming stimuleren. Zulke maatregelen kunnen zijn: het verlagen van uiterwaarden die direct aan de oever zijn gelegen, of het geheel of gedeeltelijk weghalen van zomerkaden.

8.4.3 Beheer

Na hoogwaters halen grondeigenaren het zand vaak weg. Als dit niet meer gebeurt, kunnen meer oeverwallen zich ontwikkelen. Bemesting van oeverwallen is niet wenselijk, omdat dit het natuurlijke proces negatief beïnvloedt en het de meeste soorten van stroomdalgraslanden relatief benadeelt. Als meststoffen worden toegediend stimuleert dit de ontwikkeling van vegetatie, wat natuurlijke processen tegengaat. Indien bemesting van de oeverwallen achterwege wordt gelaten, zal in de begroeiing het verschil tussen de oeverwal en de rest van de uiterwaard markanter worden.

Bij het ontwerp doen:

- maak in inrichtingsprojecten ruimte voor de ontwikkeling van oeverwallen
- geef bij het inrichtingsontwerp voor een uiterwaard op oeverwallen de ruimte om de specifieke natuurwaarden tot ontwikkeling te laten komen.
- houd bij het op te stellen beheerplan rekening met de uiteindelijke doelstellingen, met name of opgaande begroeiing op de oeverwal kan worden toegestaan of niet.
- houd rekening met de onregelmatige ophogingssnelheid van oeverwallen: er vindt gemiddeld slechts eens per drie jaar ophoging plaats.

Tabel 8.2
Aandachtspunten bij het bevorderen van oeverwalvorming

Hoogte	maximaal tot gemiddeld hoogwater
Breedte	50 tot 100 meter
Groei te bevorderen door	het belangrijkste is: de frequentie van het instromen van water in een uiterwaard te verhogen, op plaatsen waar het water veel zand transporteert; dus met name in de binnenbocht. Dat kan door de zomerkade te verwijderen of door de uiterwaard te verlagen (plaatselijk of integraal).
Beheer	met doelstelling stroomdalgrasland: • geen bemesting • geen verwijdering van het zand • extensieve begrazing • ontwikkelingstermijn: 10 tot 20 jaar met doelstelling ooibos: • grotere eenheden nodig, minimaal enkele honderden ha • geen bemesting • geen verwijdering van het zand • geen of zeer extensieve begrazing • ontwikkelingstermijn: ca 10 jaar voor zachthoutooibos, minimaal 50 jaar voor hardhoutooibos

Literatuur

Berendsen, H.J.A. en E. Stouthamer, 2000. Late Weichselian and Holocene palaeogeography of the Rhine-Meuse delta, The Netherlands. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 161 (3/4), pp. 311-335.

Bokwilt, L., E. Snippen en W.B.M. ten Brinke, 2000. Sedimentbalans Rijnakken 2000. Een actualisatie van de sedimentbalans voor slib, zand en grind van de Rijnakken in het beheersgebied van de Directie Oost-Nederland. RIZA/Rijkswaterstaat, Arnhem. RIZA-project 61009909, DON-project 86001230.

Middelkoop, H., 1997. Embanked floodplains in the Netherlands. Geomorphological evolution over various time scales. Dissertatie Universiteit Utrecht. Nederlandse Geografische Studies 224. KNAC/Faculteit Ruimtelijke Wetenschappen Universiteit Utrecht.

Schoor, M.M. & A.M. Sorber, 1998. *Morfologie Natuurlijk*. ISBN 903695231x, Arnhem, RIZA.

Sorber, A.M., 1997. Oeversedimentatie tijdens de hoogwaters van 1993/1994 en 1995. RIZA rapport 97.015, ISBN 9036950635, RIZA/Rijkswaterstaat, Arnhem.

9 Rivierduinen

Margriet M. Schoor, Esther Stouthamer en Anne M. Sorber

Inhoud

- 9.1 Definitie en natuurlijke ontstaanswijze
- 9.2 Hydrologie, morfologie en ecologie
 - 9.2.1 Hydrologisch en morfologisch functioneren
 - 9.2.2 Ecologisch functioneren
- 9.3 Relaties met de omgeving
- 9.4 Maatregelen ter bevordering van de vorming van rivierduinen
 - 9.4.1 Waar kunnen de maatregelen worden toegepast
 - 9.4.2 Aanbevolen maatregelen

Literatuur

Rivierduinen zijn duinen die op de oever van een rivier liggen. Ze ontstaan doordat zand uit een droogliggende rivierbedding door de wind wordt opgenomen en op de oever wordt afgezet. Rivierduinen zijn in het veld niet altijd te onderscheiden van oeverwallen, en zijn daarmee ook in dit handboek enigszins verbonden om dezelfde redenen als die in hoofdstuk 8 zijn genoemd. Ten eerste kunnen ze niet direct worden aangelegd, maar kan men alleen proberen voorwaarden te scheppen om ze langs natuurlijke weg te laten ontstaan. Ten tweede dragen ze niet bij aan vergroting van de veiligheid; de reden om het ontstaan van rivierduinen te bevorderen is vooral het verhogen van landschappelijke en natuurwaarden.

9 Rivierduinen

9.1 Definitie en natuurlijke ontstaanswijze

Rivierduinen zijn duinen die op de oever van een rivier liggen. Ze ontstaan doordat zand uit een droogliggende rivierbedding door de wind wordt opgenomen en op de oever wordt afgezet. De ontstaanswijze is dus duidelijk anders dan die van oeverwallen; niet de rivier, maar de wind transporteert het zand. Toch zijn oeverwallen en rivierduinen vaak moeilijk van elkaar te onderscheiden. Ook kunnen de processen elkaar afwisselen: vorming van oeverwallen bij hoogwater en vorming van rivierduinen bij laagwater. Direct na een hoogwater kan het kale zand op de oeverwallen worden verstoven door de wind. Dit is echter van korte duur, omdat de hoeveelheid zand beperkt is en begroeid raakt. Voor de vorming van rivierduinen is gedurende langere tijd een zandbron nodig. In de huidige situatie zijn dit de kribvakstranden, die afhankelijk van de hoogteligging en de waterstand, een groot of klein deel van het jaar droog vallen.

In Nederland heersten tijdens de laatste ijstijd de ideale omstandigheden voor rivierduinvorming. De Rijn en de Maas waren toen vlechtende rivieren, waarvan de brede en ondiepe beddingen 's winters droog vielen. Er stond een harde wind uit een overwegend zuidwestelijke richting. De rivierduinen die toen zijn ontstaan worden donken genoemd. Ze zijn nu grotendeels bedekt door jongere rivierafzettingen, maar steken er ook nog hier en daar boven uit. Deze donken liggen in de Alblasserwaard, het Land van Maas en Waal, Noord-Limburg, de Maaskant, de Liemers, de Krimpenerwaard, de Bommelerwaard en het Land van Heusden en Altena.

Op historische kaarten komen rivierduinen af en toe voor. Zo is het inmiddels niet meer actieve rivierduinencomplex in de Vreugderijkerwaard op kaarten uit de 18^e eeuw te zien. De duinen lagen toen op een breed strand in een binnenbocht van de IJssel.

Figuur 9.1
Rivierduin langs de Wolga. Dit is een goed voorbeeld van een rivierduin in een natuurlijke situatie. Op de foto is goed te zien wat de benodigde strandbreedte is om een rivierduin te laten ontstaan (foto: M. Schoon).



9.2 Hydrologie, morfologie en ecologie

9.2.1 Hydrologisch en morfologisch functioneren

Het Millingerduin

Het Millingerduin is in de huidige situatie het best ontwikkelde rivierduin in Nederland. Het is in de afgelopen decennia regelmatig afgegraven en heeft zich steeds opnieuw ontwikkeld. Ook wordt in de Millingerwaard tijdens hoogwaters veel zand afgezet. Voor een deel is er dus sprake van oeverwalvorming, maar gezien de hoogte en de vorm van het duin vindt hier ook duidelijk rivierduinvorming plaats. Rivierduinen kunnen hoger worden dan de hoogste waterstand, in tegenstelling tot oeverwallen. Het Millingerduin wordt alleen nog bij extreem hoogwater overstroomd. De duinvorming in de Millingerwaard is te verklaren door de aanwezigheid van brede stranden met een gunstige oriëntatie op westenwinden.

Figuur 9.2
Het Millingerduin (foto: Roel Doef).



Stuivende kribvakken

In veel kribvakken vindt verstuiving plaats. Dit is te zien aan de vorming van kleine duintjes en aan grindvloeren, waaruit het zand is verstoven. Er zijn ook oeverwallen waar zand op terechtkomt door verstuiving uit kribvakken, maar vrijwel nergens leidt dit tot goed ontwikkelde rivierduinen zoals het Millingerduin. Toch zijn er langs de Nederlandse rivieren, met name langs de Waal, meer kribvakken met brede stranden en een gunstige oriëntatie op de wind. Op die plaatsen is aan de belangrijkste voorwaarden voldaan en bestaat dus kans op rivierduinvorming. Of er ook werkelijk een rivierduin ontstaat zal afhangen van andere factoren, zoals de korrelgrootte van het zand en de aanwezige vegetatie. Verstuiving van recent afgezet rivierzand vindt vooral plaats in de herfst, bij lage waterstanden, en onder invloed van de overheersende westenwinden. Gunstige locaties voor de vorming van rivierduinen zijn de binnenbochten van de rivieren, waar als gevolg van de spiraalstroming relatief veel zand wordt afgezet. De kans dat rivierduinen in stand kunnen worden gehouden is groter naarmate de duinen op hoger gelegen delen van de oevers van de rivieren worden gevormd.

Maas

Langs de Maas komen geen actieve rivierduinen voor. Als gevolg van stuwing en normalisatie van de rivierloop vinden er weinig morfologische

Figuur 9.3
Kribvak met duintje en grindvloer
(foto: Pim Jungerius)



processen plaats. Bovendien zijn intensief begraasd weiland en harde steile oevers kenmerkend voor de Maas. Dit maakt het onmogelijk om actieve rivierduinen te laten ontstaan. Langs de Maas komen wel pleistocene rivierduinen voor, die plaatselijk worden geërodeerd door de rivier.

9.2.2 Ecologisch functioneren

Vegetatie speelt een belangrijke rol bij het ontstaan van rivierduinen. Het zand wordt er door vastgelegd, zodat het duin kan groeien. Maar zolang het zand blijft stuiven, blijven de duinen ook voor een gedeelte kaal. Dit kale zand, dat relatief hoog ligt, is in de zomer warm en droog, hetgeen in het riviereengebied minder algemeen is. Dit trekt zeer specifieke planten- en diersoorten aan, zoals zeepkruid (figuur 9.5), zacht vetkruid, echt walstro of knikkende distel en de zandhagedis, de rugstreeppad en diverse insectensoorten. Daarnaast vormen rivierduinen vanwege hun specifiek hoge, droge en zandige omstandigheden een geschikt leefgebied voor een flink aantal specifieke en vaak schaars geworden soorten insecten en spin- nen (vgl. Faber *et al.* 1999).

In latere stadia van successie kunnen rivierduinen begroeid raken met zachthout- of zelfs met hardhoutoibos. In dergelijke gevallen is het ecologisch functioneren van een rivierduin niet meer specifiek te onderscheiden van dat van vergelijkbare bossen met een andere morfologische geschiedenis.

Rivierduinen spelen binnen het winterbed van de rivieren een belangrijke rol als hoogwatervluchtplaats voor terrestrische diersoorten als diverse insecten en kleine zoogdieren.

9.3 Relaties met de omgeving

Omdat rivierduinen hoog gelegen zijn, draagt het stimuleren van rivierduinvorming niet bij tot verlaging van de hoogwaterstanden. Rivierduinvorming in herinrichtingsplannen heeft dan ook alleen als doel de natuurwaarde te verhogen. Compensatie van het effect van rivierduinen op de MHW kan nodig zijn; modelberekeningen moeten dat uitwijzen.

.....
Figuur 9.4
Detail Millingerduin: vastlegging door
vegetatie (foto: Roel Doef)



.....
Figuur 9.5
Zeepekruis op het Millingerduin (foto:
Margriet Schoor).



In de praktijk blijkt de spontane ontwikkeling van rivierduinen vanwege een te beperkte schaal en dynamiek in het huidige rivierengebied toch al vrijwel nergens meer mogelijk te zijn (zie paragraaf 9.4).

Rivierduinen vormen geen enkele belemmering voor de bevaarbaarheid van het zomerbed.

Niet-begraasde rivierduinen nemen ecologisch alleen een bijzondere plaats in, wanneer ze in een relatief vroeg stadium van successie verkeren. De in deze fase karakteristieke levensgemeenschappen zijn echter stevast pioniers

Als rivierduinen extensief worden begraasd ontstaat er al vrij snel een nauwelijks door bomen en struiken gedomineerde grazige vegetatie. Deze vegetaties kunnen zich ontwikkelen tot stroomdalgraslanden. Stroomdalgraslanden worden gekenmerkt door bijzondere plantensoorten die alleen op relatief warme en droge, vaak kalkhoudende plaatsen kunnen voorkomen, bijv. liggende en brede ereprijs, walstrobremraap, veldsalie en voorjaarszegge. Periodieke instuiving van vers kalkhoudend zand alsmede begrazing zijn op termijn voorwaarden voor het voortbestaan van stroomdalgraslanden. Bij gebrek aan echte rivierduinen worden stroomdalgraslanden, in fragmentaire vorm, vooral aangetroffen op rivierdijken en hoge oeverwallen.

langs de Bovenwaal zijn grotere gebieden te vinden waar de kans groot is dat rivierduinontwikkeling op gang kan worden gebracht. In de Millingerwaard is dit niet meer nodig.

De meest kansrijke locaties voor rivierduinvorming zijn uiterwaarden waar veel aaneengesloten kribvakken voorkomen. Deze locaties zijn langs de Waal: de Klompenwaard, de Millingerwaard, de Gendtse Waard en de Oosterhoutse Waarden.

9.4.2 Aanbevolen maatregelen

Maatregelen die rivierduinvorming stimuleren zijn het vergroten van het strand, het tegenhouden van de vegetatieontwikkeling op de oever door begrazing en het verwijderen van grind en obstakels uit kribvakken. Uiterwaarden met een groot aantal aaneengesloten kribvakken en een juiste oriëntatie op de wind zijn hiervoor het meest geschikt.

Indien wordt overwogen de vorming van rivierduinen te stimuleren, dient men te beseffen dat rivierduinen slechts dan hun specifieke karakter hebben als er ook werkelijk verstuiving plaatsvindt. Een rivierduin is meer dan een vorm van het landschap: zandverplaatsing door de wind en zandvastlegging door de vegetatie maken er beide onderdeel van uit.

Tabel 9.1
Aandachtspunten bij het bevorderen van de vorming van rivierduinen

karakter	het is van essentieel belang dat een rivierduin kan stuiven. Vastleggen van het zand wordt dus ontraden.
oppervlakte	0,1 tot enkele ha
hoogte	in Nederland tot 5 meter boven het omringende maaiveld (in de Millingerduin); onder echt natuurlijke omstandigheden kunnen rivierduinen wel 20 meter hoog worden.
te bevorderen door:	• het strand (tussen kribvakken) te vergroten. Het gaat hierbij om de strijklengte; om deze voldoende groot te laten zijn is het van belang dat de breedte tussen de kribben en de strandbreedte (loodrecht op de oever) allebei groot genoeg zijn. Het beste is om een aantal kribvakken met de juiste oriëntatie te creëren, waarbij achter de kribben de stranden met elkaar in verbinding staan. • vegetatieontwikkeling op de rivieroever te onderdrukken • grind en obstakels uit kribvakken te verwijderen
zoekgebied	is zeer beperkt, zie figuur 9.6
interacties met rivier	beperkt; geen invloed op bevaarbaarheid; invloed op de MHW moet per geval modelmatig worden berekend; deze is waarschijnlijk slechts lokaal van invloed.

Literatuur

Berendsen, H.J.A. en E. Stouthamer, 2001. Palaeogeographic development of the Holocene Rhine-Meuse delta, The Netherlands. Assen: Van Gorcum.

Faber, J.H., R.J.M. van Kats, B. Aukema, J. Bodt, J. Burgers, D.R. Lammertsma & A.P. Noordam 1999. Ongewervelde fauna van ontkleide uiterwaarden. IBN-rapport 442, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.

Isarin, R.F.B., H.J.A. Berendsen & M.M. Schoor, 1995. De morfodynamiek van de rivierduinen langs de Waal en de Lek. Publikaties en rapporten van het project 'Ecologisch herstel Rijn en Maas', publikatie no. 49. RIZA/Rijkswaterstaat, Lelystad.

Schoor, M.M. & A.M. Sorber, 1998. Morfologie Natuurlijk. ISBN 903695231x, Arnhem, RIZA.

10 Riet- en biezemoeras

Hugo Coops en Frederike I. Kappers

Inhoud

- 10.1 Referentiebeeld
- 10.2 Hydrologie, morfologie en ecologie
 - 10.2.1 Hydrologisch functioneren
 - 10.2.2 Morfologisch functioneren
 - 10.2.3 Ecologisch functioneren
- 10.3 Relaties met de omgeving
- 10.4 Maatregelen voor het ontwikkelen van moerassen
 - 10.4.1 Ontwikkeling van helofyten
 - 10.4.2 Herstel en ontwikkeling van zoetwatergetijdenmoeras
 - 10.4.3 Herstel en ontwikkeling van moeras in het bovenrivierengebied
 - 10.4.4 Waar kan de ontwikkeling van moerasgebied worden bevorderd
 - 10.4.5 Aandachtspunten bij het ontwerp

Literatuur

Moerasgebieden in het rivierengebied kunnen alleen voorkomen waar de peildynamiek beperkt van omvang is. Vroeger waren dat vooral de komgebieden en de benedenrivieren.

Tegenwoordig zijn moerasachtige gebieden in het bovenrivierengebied door de bedijkingen tamelijk schaars geworden. De wat grotere moerassen liggen hier binnendijs. Een belangrijk punt bij de bevordering van moerassen in het bovenrivierengebied is de veiligheid. Moerassen kunnen daarop een negatieve invloed hebben als ze worden bevorderd in stroomvoerende delen van de uiterwaard.

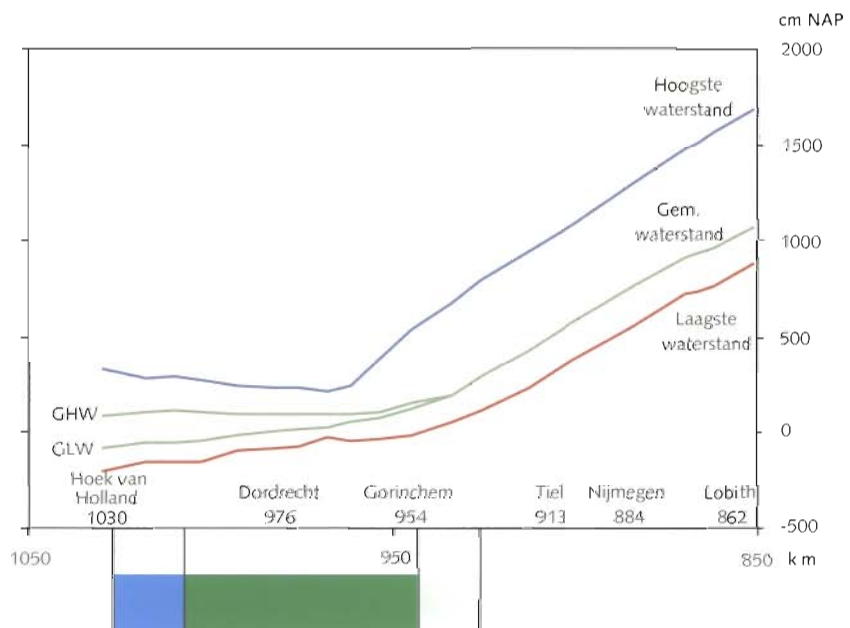
Opstuwing door moerasvegetatie speelt nauwelijks een rol in de benedenrivieren. Een karakteristiek aspect hier is de invloed van getijdebeweging, die sterk bepalend is voor de ontwikkelingsmogelijkheden.

10 Riet- en biezenmoeras

10.1 Referentiebeeld

In het rivierengebied verstaan we onder riet- en biezenmoeras de ecotopen die jaar in jaar uit vrijwel constant minimaal plasdras staan en worden gedomineerd door riet- en biezenvelden of door natte ruigten. In de huidige situatie komen deze terreintypen vooral in het mondingsgebied van de grote rivieren voor (figuur 10.1). Meer bovenstrooms zijn moerasachtige ecotopen in nauwe relatie met de rivier zeer schaars geworden, vooral omdat de omstandigheden rondom de rivieren als gevolg van de kunstmatig ingeperkte ruimte van het winterbed veelal of te droog of, tijdens inundaties, veel te nat zijn. Aan deze schaars geworden moerasgebieden (*wetlands*) zijn overigens wel belangrijke natuurwaarden verbonden: als voorbeeld kan genoemd worden dat 25% van de vogelsoorten op de Rode lijst een zwaartepunt in het voorkomen in Nederland heeft in rietmoerassen.

Figuur 10.1
Optimaal voorkomen van rietmoerassen langs de gradiënt van hydrodynamiek van de Bovenrijn, Waal, Merwede, Oude Maas en Nieuwe Waterweg. Blauw = brakke moerassen, groen = aaneengesloten rietoevers, lichtgroen = fragmentarische rietbestanden.



Het belangrijkste kerngebied voor moerassen in het rivierengebied is het zoetwatergetijdengebied, dat een deel van het mondingsgebied van de Rijn en de Maas omvat. Het zoetwatergetijdengebied in optima forma is nog op kleine schaal aanwezig in de riviertakken met een relatief grote getijslag (gemiddelde fluctuatie meer dan 1 meter): de Oude Maas, Nieuwe Maas, Hollandsche IJssel en Lek. In de zuidrand van de Rijn-Maasmonding is de getij-amplitude door de afsluiting van het Haringvliet sterk gereduceerd, tot enkele dm. De zoetwatergetijdengebieden zijn sterk van karakter veranderd: eens met ieder getij droogvallende slikken en platen staan nu permanent onder water, biezenvelden zijn weggeslagen, rietlanden en grienden zijn verruigd. Naar het westen toe gingen de zoetwatergetijdenmoerassen vroeger over in brakwatermoerassen, als

overgang naar de schorren en kwelders van het kustgebied. Na de afsluiting van het Haringvliet in 1970 zijn deze brakwatergorzen sterk verruigd. Veel typerende natuurwaarden zijn vervangen door rietruigten met brakwater-relicten en natte graslanden.

Bovenstrooms langs de grote rivieren domineren riet en biezén in ecotopen met een relatief lage hydrologische en morfologische dynamiek, omdat ze extreme standplaatscondities zoals uitdroging en overstroming niet kunnen verdragen. Oorspronkelijk zijn dit de komgebieden en oude, afgesneden armen, waar helofyten een sleutelrol spelen in de verlanding. Tegenwoordig weerspiegelt dit voorkomen zich in binnendijkse gebieden (bijvoorbeeld het Rijnstrangengebied), langs strangen in hoogbekade uiterwaarden (bijvoorbeeld de Kil van Hurwenen) en gestuwde riviertakken (bijvoorbeeld de Nederrijn), en in het mondingstraject van de IJssel. In feite is ook het Utrechts-Hollandse laagveengebied met zijn moerassen ontstaan in de invloedssfeer van de grote rivieren onder een gedempte rivierdynamiek. Deze moerassen passen echter niet in het kader van ecologisch herstel van het Nederlandse rivierengebied en blijven in het vervolg buiten beschouwing.

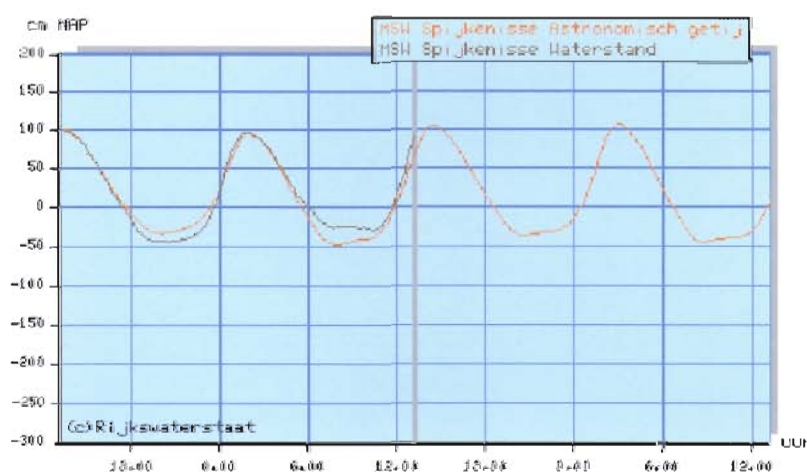
10.2 Hydrologie, morfologie en ecologie

10.2.1 Hydrologisch functioneren

Het voorkomen van moerassen langs de benedenrivieren wordt vooral bepaald door de eigenschappen van de dagelijkse, getij-beïnvloede waterstandsfluctuaties (figuur 10.2). In het noordelijk deel van het Rijn-Maas estuarium heeft de getijslag nog altijd lokaal een amplitude van meer dan een meter (bijv. 140 cm in de Oude Maas, figuur 10.2). In het zuidelijk deel van het Rijn-Maas estuarium is echter na de afsluiting van het Haringvliet in 1970 slechts een beperkte getijslag overgebleven: gemiddeld 30 cm in de Brabantse Biesbosch.

Op de rivieroever staan biezén- en rietbegroeiingen in het intergetijdengebied direct onder invloed van dit getij. De belangrijkste eigenschappen ervan zijn: de gemiddelde hoogwaterlijn (GHW), de gemiddelde laagwaterlijn (GLW), de getijde-amplitude en de overschrijdingslijnen van de hogere waterstanden. De combinatie van deze getijde-eigenschappen

Figuur 10.2
Getijcyclus in het zoetwatergetijdengebied de Oude Maas. De gemiddelde getijde-amplitude is hier 140 cm, de gemiddelde hoogwaterlijn (GHW) bevindt zich op 7 m + NAP.



bepaalt de breedte van de oeverzone waarop riet en biez en tot ontwikkeling kunnen komen.

De helling van het oevertalud is daarbij sterk bepalend: hoe flauwer het talud, des te groter de kans op een brede rietkraag. De vegetatie boven GHW heeft echter een lagere overspoelingsfrequentie en staat daarom veel meer onder de invloed van grondwaterbewegingen.

De getijgolf wordt in het grondwater sterk gedempt waardoor bij getijreductie de bovengrens van het riet relatief hoger boven de gemiddelde grondwaterstand komt te liggen, wat het 'telescoop-effect' wordt genoemd (Zonneveld 1959). De afstand waarover de getijgolf in het grondwater uitdempt is afhankelijk van de doorlatendheid van het profiel, de bergingscoëfficiënt, de getij-amplitude en de profielopbouw. In kleibodems is de getijbeweging in het grondwater al binnen enkele meters verwaarloosbaar klein, in zandbodems gaat het hooguit om enkele tientallen meters.

In oevercomplexen wordt de getijgolf, met name als kaden aanwezig zijn, gereduceerd onder invloed van de capaciteit van het waterbeheersingssysteem. In vroegere cultuursystemen op grienden en rietgorzen werd met behulp van duikers en overlaten het waterpeil gemanipuleerd: men liet de grienden en gorzen relatief laat in de getijcyclus volstromen en snel ontwateren bij eb. Een dergelijk principe is gehanteerd in het herstelde getijgors Stormpoldervloedbos. Door achterstallig onderhoud zijn de meeste duiker-kadesystemen echter niet meer functioneel.

10.2.2 Morfologisch functioneren

Riet- en biez enmoerassen horen bij een tussenstadium in de verlanding van open water naar droge grond. Het zoetwatergetijdengebied heeft zijn vorm en functioneren mede te danken aan grote doorbraken vanuit zee, waarna de binnenzee die toen ontstond onder invloed van slibaanvoer uit de rivieren is gaan verlanden (figuur 10.3). Kenmerk van deze gebieden is een geleidelijke omvorming van het landschap, met van tijd tot tijd een terugkeer naar eerdere condities als gevolg van hevige overstromingen.

Het proces van opslibbing in gebieden met lage stromings- en golfslagdynamiek leidt, als de bodem tot in de intergetijdenzone is opgehoogd, tot de eerste vestiging van biez en. Als er een gesloten begroeiing is ontstaan wordt in de luwte hiervan versneld slib afgezet terwijl erosie wordt voorkomen. De bodem stijgt verder doordat de wortelstokken in steeds nieuwe lagen naar boven groeien. Als de bodem bijna tot GHW is opgeslibd maakt de afgenomen inundatieduur de vestiging van riet mogelijk, dat door zijn zeer dichte structuur en hoge strooiselproductie tot nog snellere opslibbing leidt. In principe zal, zodra de bodem boven GHW uitkomt, omvorming tot struweel en bos plaatsvinden. In de praktijk werd in de Biesbosch en omgeving echter het rietstadium verlengd door omkading en drainage. Door mineralisatie wordt dan de verdere bodemophoging vertraagd.

Het netto opslibbingsproces in de vroegere Biesbosch gebeurde met een snelheid van enkele cm per jaar, met een sterke lokale variatie. In een dichtslibbende kreek in de Blanke Slikken op Tiengemetten werd tot 15 cm opslibbing in een half jaar tijd gemeten; in de beschutting van vooroeversdammen is een netto opslibbing van enkele cm per jaar mogelijk. De mate van opslibbing is niet goed in algemene termen te voorspellen, al kunnen

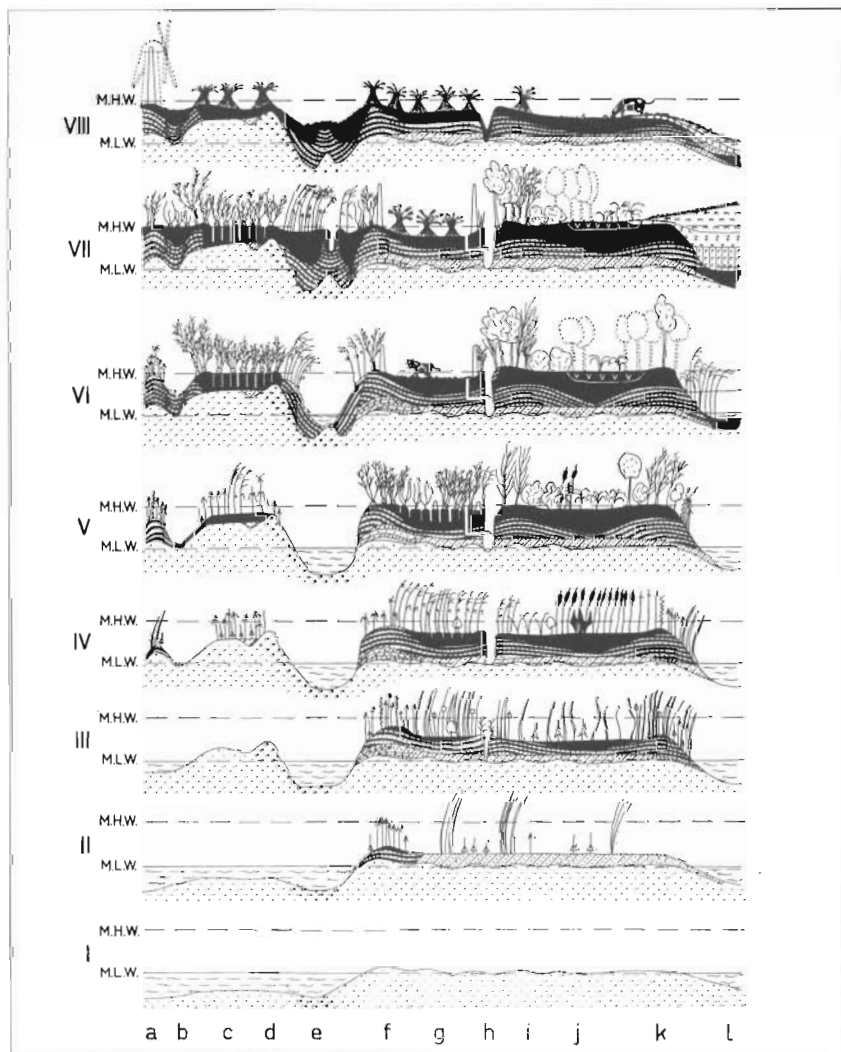
met behulp van water- en slibtransportmodellen wel ruwe berekeningen worden gemaakt. Zo is voor het inrichtingsproject Klein Profijt langs de Oude Maas een gemiddelde jaarlijkse opslibbing van minder dan 0,5 cm voorzien. Met name de getijbeweging, waarbij stroomkentering kan optreden, en de mate van consolidatie van het afgezette slib zorgen voor een sterke onvoorspelbaarheid van het sedimentatieproces.

De ontwikkeling van helofyten versnelt de opslibbing, doch bij een te sterke overslibbing of overzanding zal de vegetatie zelf zich niet meer kunnen handhaven. Ook als er netto afvoer van bodemmateriaal plaatsvindt door erosie, of bij onvoldoende aanvoer van voedingsstoffen in het slib, zal de vegetatie zich slecht kunnen uitbreiden. Niettemin kan een eenmaal gevestigde begroeiing zich onder marginale omstandigheden zeer lang handhaven.

In laag-dynamische uiterwaarden en komgronden zal, naast de eventuele aanvoer van mineraal slib en zand, ook de organische bodemvorming een rol spelen in de geleidelijke ophoging en verdroging van de bodem. In de extreme situatie waarbij sprake is van stagnerend water kan er zelfs veenvorming gaan optreden. In zulke verlandingsituaties zal het helofyten-gedomineerde stadium minimaal enkele tientallen jaren omspannen.

Figuur 10.3

Schematische weergave van de historische plaat-ontwikkeling in de Biesbosch. Als door opslibbing de plaatgroei boven gemiddeld laag water (M.L.W.) is gekomen, vestigen zich biezengroei op de zandige oeverwallen vooral Heen, op de slibrijke kommen Mattenbies. Als er eenmaal een gevestigde biezenvetatie groeit, versnelt deze de slibvang waardoor de plaat steeds hoger komt te liggen; uiteindelijk vestigen zich Riet en Lisdodden. Riet- en griendcultuur worden in het erop volgende stadium door begreppeling en bekading bevorderd; in de steeds verder geïsoleerde wateren gaat uiteindelijk veenvorming optreden. Tenslotte zal door inpoldering en ontwatering de bodem weer gaan dalen. Uit: Zonneveld, 1959.



10.2.3 Ecologisch functioneren

Zonering van de vegetatie in zoetwatergetijdenmoerassen

In het zoetwatergetijdengebied kan een aantal ecotopen worden onderscheiden (Maas 1998) die relevant zijn voor moerasontwikkeling, te weten: getijkreek, onbegroeide plaat en gors. Aan deze ecotopen is een reeks van vegetatietypen gekoppeld (tabel 10.1). De potenties voor de ontwikkeling van verschillende vegetatiegemeenschappen staan aangegeven in figuur 10.4, uitgedrukt in de hoogtezone ten opzichte van GHW (gemiddeld hoogwater). Voor vestiging van een gewenst type vegetatie zal echter ook naar andere factoren moeten worden gekeken. Aangetekend moet worden, dat veel biez- en rietvelden van oudsher in cultuur waren en dat de instandhouding en verbreiding sterk door mensenhand was gestuurd. Dergelijke vegetaties kunnen zeer langdurig standhouden onder suboptimale condities, die zeker niet maatgevend zijn voor de kansen op ontwikkeling na het inrichten van dergelijke standplaatsen. Bovendien geldt dat verhevigde golfslag, onregelmatig waterstandsverloop en vraat door watervogels belangrijke sturende factoren zijn die bij inrichting slechts in beperkte mate in de hand te houden zijn.

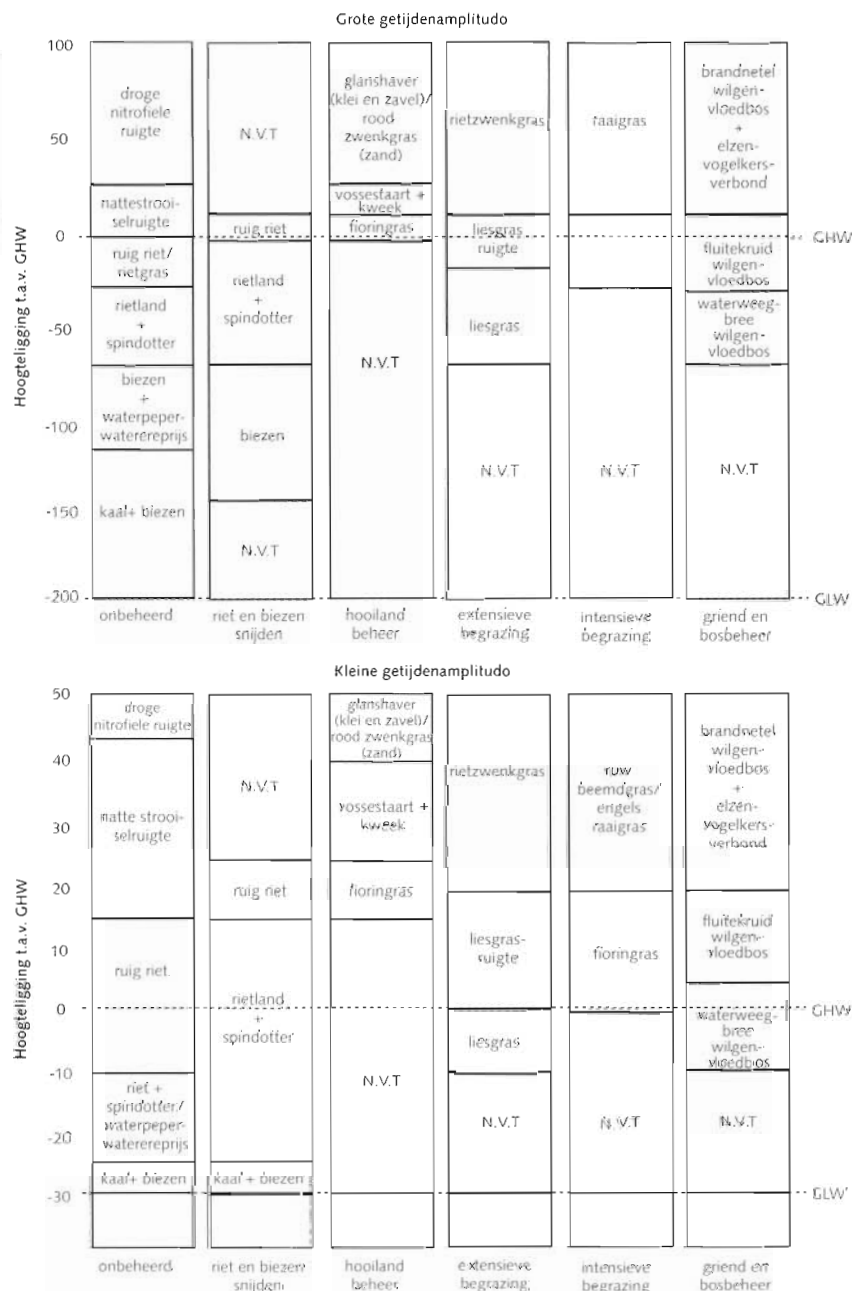
De intergetijdenzone van het zoetwatergetijdengebied bestaat uit een scherpe zonering van vegetatietypen, die zeer kenmerkend zijn door de soortensamenstelling, het voorkomen van een aantal unieke taxa, en de

Tabel 10.1
Voorkomen van vegetatietypen en kenmerkende soorten in de ecotopen van het zoetwatergetijdengebied.

ecotoop	vegetatietype	kenmerkende soorten
getijkreken	Onbegroeide getijkreek	–
	Waterplantenvegetatie	schedefonteinkruid, rivierfontein-kruid, gele plomp, pijlkruid, e.a. waterplanten
onbegroeide platen	Onbegroeide slik- of zandplaat	–
	Pionierbegroeiing van waterpeper en blauwe waterereprijs (Polygono-Veroniceetum anagallis)	waterpeper, blauwe waterereprijs, witte waterkers, moerassterrekroos
gorzen	Mattenbiesvegetatie (incl. Ruwe biesvegetatie)	mattenbies, ruwe bies, bastaard-bies, moerassterrekroos
	Biezenvegetatie met zeebies (Alismato-Scirpetum maritimi)	heen
	Biezenvegetatie met driekantige bies (Alismato-Scirpetum scirpetosum triquetri)	driekantige bies, heen
	Biezenvegetatie met spindotterbloem (Alismato-Scirpetum calthetosum)	mattenbies, spindotterbloem, grote waterveegbree, pijlkruid, moerassterrekroos
	Kleine lisdodde vegetatie (Typho-Phragmitetum typetosum angustifoliae)	kleine lisdodde
	Spindotter-rietland (Typho-Phragmitetum calthetosum)	riet, spindotterbloem
	Grote zeggevegetatie, liegras-vegetatie, Grote lisdoddevegetatie, Rietgrasvegetatie Rietruigte	div. helofytensoorten zomerklokje, rivierkruid, grote engelwortel, hondstarweggras, e.a.
	Natte strooiselruigten	grote brandnetel, groot warkruid

Figuur 10.4

Vegetatiezonering in het zoetwatergetijdengebied van de Rijn-Maas monding volgens het model EMOE (van de Rijt *et al.* 1996). Het schema voor de grote getijdenamplitudo geeft de oorspronkelijke situatie weer (gemiddelde getijslag van 200 cm), de kleine getijdenamplitudo is de situatie in de zuidrand na afsluiting van het Haringvliet (getijslag van 30 cm).



Toelichting vegetatiezones:

kaal + biezen: mozaïek van onbegroeide platen en biezenpollen. Deze klasse is het eerste pioniersstadium van opslibbende oevers (aanwassen) en platen (opwassen). Op de open delen is balletjeswier (*Vaucheria dichotoma*) vaak dominant en komen verspreid pioniersvoortem als blauwe waterereprijs, witte waterkers en waterpeper voor. De dynamiek is hoog (diepe overstroming, opslibbing, golfslag) waardoor de vegetatie sterk veranderlijk is.

biezen + waterpeper/waterereprijs: dit is het goed ontwikkelde deel van de vorige zone. Verschillende vegetatiezones in mozaïek. a) lage slikpioniervegetatie van waterpeper en blauwe waterereprijs (*Polypogon-Veronicetum anagallis*). b) biezenvelden die hetzij natuurlijk, hetzij in cultuur zijn - deze zone wordt voor de instandhouding van slijddare biezen dan vaak kunstmatig (bestrijding van riet en lisdodde) naar boven uitgebreid. De natuurlijke biezenvegetaties kunnen onderverdeeld worden al naar gelang het aspect van de vegetatie: facies van mattenbies of ruwe biezenvegetatie; biezenvegetatie met zeebies (*Alismato-Scirpetum maritimi*); biezenvegetatie met driekantige biezen (*Alismato-Scirpetum scirpetosum triquetri*); biezenvegetatie met spindotterbloem (*Alismato-Scirpetum calthetosum*); kleine lisdodde vegetatie (*Typho-Phragmitetum*, een vervangingsvegetatie).

riet + spindotterbloem: Rietgorzen binnen het overstromingsbereik van het getij worden vegetatiekundig gekarakteriseerd als *Typho-Phragmitetum calthetosum*, en gekenmerkt door een voorjaarsaspect van spindotterbloem, een reusenvorm van de dotterbloem met speciale aanpassingen aan het getidenmilieu. Bij gereduceerd getij kan dit vegetatietype zich goed handhaven als het rietland wordt gemaaid. ruig riet: Bij verdere ophoging door opslibbing of strooiselophoging ontstaat er vervuiging van rietgorzen: hoge ruigtekruiden dringen in het riet binnen. Op meer geëxponeerde plaatsen groeit rietgras als dominante soort, terwijl grote lisdodde op plaatsen waar veel strooisel is opgehoopt kan gaan domineren. Op nog hoger gelegen, meer ontwaterde plaatsen komen de natte strooiselruigten voor, waarin moeras-spirea, haitig wilgenroosje en poelruit kunnen domineren. Tenslotte ontstaat op de sterkst ontwaterde gorzen droge (nitrofiële) ruigte. Door de mineralisatie van organisch materiaal hebben hier stikstofminnende soorten, zoals grote brandnetel, de overhand.

hoge productiviteit van de vegetatie. Van grote betekenis zijn vooral de riet- en biezenvegetaties. Deze bevinden zich grotendeels tussen gemiddeld hoog- en gemiddeld laagwater. Op grond van vele vegetatie-opnamen in de Rijn- en Maasmonding is het voorspellingsmodel EMOE (Ecohydrologisch Model voor de Oevervegetatie van Estuaria) ontwikkeld, dat op grond van hoogteligging in de getijdengradiënt, zoutgehalte en beheersvorm de ruimtelijke verspreiding van vegetatie(hoofd)typen genereert.

10.3 Relaties met de omgeving

Hydraulische aspecten

De belangrijkste randvoorwaarde voor het rivierbeheer is dat de afvoercapaciteit van het winterbed onder maatgevende condities niet wordt verminderd. Ten opzichte van korte graslandvegetaties heeft een hoge helofytenvegetatie een relatief grote hydraulische ruwheid, die van belang kan zijn in verband met de weerstandberekening van uiterwaarden en de vraag of moerasontwikkeling elders gecompenseerd moet worden door uiterwaardverlagingen.

In het estuarium heeft verruiming van de hoogwaterbedding een minimaal effect op de doorstroomcapaciteit, zodat de hydraulische ruwheid van de vegetatie hier geen factor van belang is. Streven naar moerasachtige situaties hier heeft, net als bij binnendijkse bergingsgebieden, in hydraulisch opzicht vooral toename van de komberging tot gevolg.

Omdat de vegetatiewoerstand met name van belang is voor de afvoeren van de uiterwaarden, betreft dit vooral de meer bovenstrooms gelegen riviertakken. Helofytenvegetaties vormen dichte begroeiingen waarbinnen slechts zeer weinig afvoer kan plaatsvinden. Bij overstroming zal pas substantiële afvoer door rietmoerassen plaatsvinden als de begroeiing geheel geïnundeerd is en het water zich over de begroeiing heen dan wel door open delen in de begroeiing kan verplaatsen.

Een aantal aspecten is van belang voor de weerstand die helofytenbegroeiingen in een uiterwaard opleveren voor de afvoer onder extreme condities:

1. Moerasvegetaties zijn veelal in laagdynamische uiterwaarddelen gelegen, die tijdens hoog water eerder een bergende dan een afvoerende functie hebben.
2. Helofyten groeien op laaggelegen locaties in de uiterwaarden (zoals op de oevers van wingaten en plassen). Onder maatgevende omstandigheden zal vrijwel altijd sprake zijn van volledige overstroming van de vegetatie.
3. Het horizontaal profiel (aanstromend oppervlak) van de vegetatie wordt bepaald door de dikte, hoogte en dichtheid van de stengels. In tabel 10.2 is een aantal kengetallen voor helofytensoorten aangegeven. In gemengde vegetaties en ruigtes zal het aanstromend oppervlak hoger zijn.
4. De buigzaamheid van de vegetatie en het afbreken van bladeren en stengels onder invloed van over- en doorstroming. Gezien de stijfheid van dode riet- en biezenstengels en de matige stroomsnelheden in de uiterwaarden is niet te verwachten dat doorbuigen een significante bijdrage levert aan de ruwheid van de vegetatie. De aanname is dat de dode biomassa zich bij overstroming net zo gedraagt als in stagnante

Figuur 10.5
Begroeiingsstructuur van riet in de winter.



Tabel 10.2
Hydraulisch relevante eigenschappen van enkele plantensoorten van moerasvegetaties.

	hoogte gem. (winter) m	dikte gem. (winter) m	stengel- dichtheid n	aanstromend oppervlak m ² m ⁻²	opm.
Riet (zoetwatergetijden- gebied)	3.0	0.008	80	0.70	
Riet (uiterwaarden)	2.5	0.0075	80	0.64	1
Rietruigte:				0.30	2
riet	2.5	0.005	30		
hoge kruidlaag	0.5	0.003	20		
lage kruidlaag	0.1	nvt	nvt		
Moerasruigte	0.1	nvt	nvt	0.01	3
Gele lis	0.5	0.015	10	?	
Lisdodden	1.5	0.025	20	0.04	4
Mattenbies	hangt af van waterdiepte	0.004	100	0.06	5
Rietgras	1.0	0.003	200	0.23	6
Liesgras	0.2	nvt	nvt	0.10	7
Zegge	0.3	0.006	200	0.28	8

- opm. 1:**
Geschat wordt dat ongeveer 25% van gesloten rietbestanden in de winter uit platliggend strooisel bestaat, met een laagdikte van 0.1 m.
- opm. 2:**
Rietruigtes zullen in de praktijk vooral bestaan uit een mozaïek van dominante soorten.
- opm. 3:**
Voor moerasruigte in de wintersituatie kan een zeer geringe bovengrondse structuur worden aangenomen.
- opm. 4:**
Voor lisdodde kan een sterk geclusterde structuur met 50% onbegroeid worden aangenomen.
- opm. 5:**
Voor mattenbies kan een geclusterde structuur met 50% onbegroeid worden aangenomen.
- opm. 6:**
Voor rietgras kan een geclusterde structuur met 25% onbegroeid water worden aangenomen.
- opm. 7:**
Voor liesgras kan een geclusterde structuur met 50% laag gras worden aangenomen.
- opm. 8:**
Voor zeggen kan een sterk geclusterde structuur met 25% liggend strooisel (laag 0.1 m dik) worden aangenomen.

wateren en niet wegspoelt (voor meer dynamische locaties is dit een conservatieve aanname).

- 5) De fenologische toestand tijdens maatgevende omstandigheden, langs Rijn en Maas is dit altijd de wintersituatie, verschilt sterk van de toestand tijdens het groeiseizoen.

Waterkwaliteitsaspecten

Bij sterke doorstroming van moerasgebieden kan het feit dat slib uit het water wordt afgevangen ook leiden tot een verschil in waterkwaliteit tussen het doorstromende water en het rivierwater. Dit verschil wordt nog versterkt doordat het water in chemische zin verandert: het gehalte aan organische zuren neemt toe (waardoor het water een donkere kleur krijgt), aan slib gebonden nutriënten bezinken en stikstof verdwijnt door denitrificatie. De schaal van de moerassen in het Rijn-Maas gebied is over het algemeen niet groot genoeg om deze effecten te demonstreren, maar in natuurlijker functionerende gebieden is dit effect soms duidelijk zichtbaar.

De vastlegging van nutriënten door vegetatie is moeilijk vast te stellen. Enerzijds is er de (passieve) vastlegging door sedimentatie van slib. Anderzijds worden uit het sediment door de helofyten voedingsstoffen opgenomen en in de biomassa vastgelegd. De ordegrootte van de jaarlijkse biomassaproductie van riet is 10-25 ton droge stof per ha, waarvan zo'n 3 tot 5 % N en 0,1 tot 0,3 % P. Daarnaast wordt in het wortelmilieu, door het grote grensoppervlak tussen zuurstofrijke en zuurstofarme bodem, nitraat omgezet in stikstof, dat in gasvorm verdwijnt (denitrificatie). Voor de zuiveringsefficiëntie in hoogbelaste reinigingssystemen bestaan vuistregels, maar deze zijn niet goed toepasbaar voor natuurlijke systemen, vanwege de gemiddeld zeer lage gehalten en sterk variërende milieucondities.

Een aanvullende kwaliteitsfactor is het sterke accumulatievermogen van metalen als arseen, cadmium en lood in de biomassa van de snelgroeiende helofyten- en ruigtesoorten. Wat er met deze uit vervuilde bodemslib opgenomen stoffen gebeurt na de afbraak van het plantenstrooisel is nog niet goed bekend.

10.4 Maatregelen voor het ontwikkelen van moerassen

10.4.1 Ontwikkeling van helofyten

In veel gevallen zal zich spontaan een vegetatie ontwikkelen waarin na enkele jaren riet en biezengrassen de natte en ondiepe zone gaan domineren. De ontwikkeling wordt gestuurd door het waterpeilregime, de golfdynamiek, het bodemtype, de begrazing en het beheer.

Waterpeilregime en vestiging van vegetatie

Voor de vestiging van veel helofyten is een rustig milieu van plas-dras of oppervlakkig overstroomde bodem (maximaal enkele cm) nodig. Alleen dan kan kieming van de zaden plaatsvinden en kunnen de kiemplanten gedurende de eerste groeiperiode overleven. In het eerste jaar moeten de planten voldoende reserves in de rhizomen kunnen aanleggen om in het erop volgende jaar te kunnen overleven.

De kiemingseisen verschillen per soort: rietplanten kiemen op plas-drasse bodem en volledige overstrooming verdragen de planten slecht. Lisodde en mattenbies kiemen daarentegen het best in ondiep water en vooral

biezen kiemen goed in een getijdenmilieu, mits er geen sterke waterbeweging is. Mogelijk spelen bodemalgen (*Vaucheria*) een belangrijke rol in het stabiliseren van de bodemoppervlakte, waardoor zaden de kans krijgen te kiemen en kiemplanten relatief beschermd kunnen opgroeien.

Meestal gebeurt uitgroei van helofytenbestanden door vegetatieve groei. Op deze wijze kan vooral riet zich over de getijdegradiënt naar beneden uitbreiden. Oeverriet komt daardoor soms tot onder GLW voor. Verspreiding kan ook vegetatief gebeuren, waarbij de overstroming van standplaatsen en de getijdestromingen voor aanzienlijke verplaatsing van planten kan zorgen. Losgeslagen pollen riet en biezen kunnen zich hierdoor op allerlei plaatsen vestigen, onafhankelijk van geschikte kiemingslocaties. De spindotterbloem, een soort die uniek is voor het zoetwatergetijdengebied, is zelfs speciaal aangepast voor deze wijze van verspreiding, doordat na de bloei in de bladoksels nieuwe plantjes ontstaan ('spinnen'), die los kunnen raken van de plant en drijvend andere plaatsen kunnen bereiken.

Vegetatieve vestiging wordt al van oudsher nagebootst door het aanplanten van economisch interessante planten als riet en mattenbies. Door aanplanten kan heel gericht op bepaalde plaatsen voor een snelle bedekking met vegetatie worden gezorgd.

Golf- en stromingsdynamiek

Golven en stroming hebben een grote invloed op de ontwikkelingsmogelijkheden van de plantengroei en daarmee op de natuurwaarde van het intergetijdengebied. In de eerste plaats heeft de waterbeweging een indirect effect doordat de bodemopbouw sterk beïnvloed wordt. Op beschutte, laagdynamische plekken bezinkt fijn slib en ontstaan slibrijke platen; op geëxponeerde platen erodeert juist het fijne slib en blijft het grovere zand over. Op geëxponeerde platen heeft de vegetatie te maken met de mechanische krachten van golven en stroming, lage gehalten aan voedingsstoffen in de bodem en de afvoer van dood organisch materiaal. De successie op laag-dynamische plaatsen verloopt anders dan op hoog-dynamische plaatsen: door de snellere bodemophoging en ophoping van strooisel kan een rietvegetatie in relatief korte tijd verruigen, waarbij de dominantie door riet wordt overgenomen door natte ruigtesoorten zoals harig wilgenroosje, haagwinde en grote brandnetel.

De mate van opslibbing is niet in algemene termen te voorspellen, maar kan zeker in de beschutting van vooroeverdammen in de orde van enkele cm per jaar bedragen. Lokaal kunnen grote verschillen in erosie en sedimentatie optreden, vooral rondom instabiele geulen en kreken. De aanwezigheid van vegetatie kan daarnaast de lokale sedimentatie- en erosiepatronen sterk sturen.

Bodem

Hierboven is al beschreven dat de natuurlijke bodemopbouw de milieudynamiek weerspiegelt. Doordat bij oeverinrichting dikwijls grond wordt opgebracht of afgegraven, kan na aanleg sterke erosie optreden. Hierdoor wordt de eerste ontwikkeling van vegetatie gehinderd. Dit geldt ook als risico bij aanplant van oeverplanten op met rivierslib aangebrachte verondiepingen: als slib te snel wegspoelt tussen de wortels kunnen de planten niet verder uitgroeien. Daarentegen kan bij voldoende dichte beplanting de vegetatie snel gesloten raken en daarmee de erosie stopzetten. Volledig uitsluiten van erosie is echter ook geen goede optie omdat dan

snelle sedimentatie een geringe duurzaamheid van het gewenste natuurtype betekent.

In de Biesbosch zijn op verschillende plaatsen ervaringen opgedaan met doorgroeibare constructies op oevers en kribben, zoals doorgroeibare kribben waarin rietwortelspecie is aangebracht. Daarnaast is door DWW onderzoek uitgevoerd naar de doorgroeibaarheid van geotextiel en van verschillende sorteringen stortsteenbekleding.

Begrazing

Op sommige plaatsen speelt begrazing een sterk sturende rol in de vegetatie-ontwikkeling. De belangrijkste natuurlijke grazers zijn ganzen. Omdat ganzen vooral in grootschalige, open gebieden in grote aantallen voorkomen, is hun invloed op de ontwikkeling van riet en biezemoerasen soms zeer groot. Aanplant van biez en in het Haringvliet (Beninger Slikken, Ventjagersplaat), het Volkerak-Zoommeer (Dintelse Gorzen, Prinsesseplaat) en de Nieuwe Merwede (Tongplaat) bleek al na enkele jaren verdwenen, ondanks tijdelijke rasters die graas in het eerste jaar voorkwamen. Er zijn echter ook geslaagde aanplanten in de landschappelijk wat minder open delen van het gebied: Werkendam, Zuid-Maartensgat, diverse locaties langs de Oude Maas en Amer.

De ontwikkeling van helofytenmoeras verdraagt zich niet goed met veebeweiding. Alleen op zeer extensief begraasde plekken kan rietmoeras zich ontwikkelen of handhaven.

10.4.2 Herstel en ontwikkeling van zoetwatergetijdenmoeras

Voor het herstel van zoetwatergetijdenmoeras is inrichting gericht op maximalisatie van de intergetijdenzone van belang. Daardoor kan de gehele gradiënt hersteld worden, inclusief getijdenkreek, plaat en gors. Mogelijkheden om naast sedimentatie van slib ook lokale erosie en geulvorming te bevorderen moeten aangegrepen worden. Daar in een groot deel van het gebied de getijslag veel kleiner is dan vroeger, is een volledige ontwikkeling van de gradiënt niet goed mogelijk en is een aangepaste zonering van toepassing.

Door de toegenomen scheepvaart hebben oevers langs het open water te maken gehad met sterke afkalving. Langs het grote open water was de oorzaak van oeverafslag met name de geconcentreerde golfaanval in een kleine zone van de oever, waar bovendien de oevervegetatie weinig vitaal meer was. Door een grootschalig programma van vooroeververdedigingen is de sterke oeverafslag grotendeels tot staan gebracht. Bovendien ontstonden hierdoor luwe gebieden waar in principe goede mogelijkheden voor de vestiging van moerasvegetatie ontstonden. Zonder aanvullende maatregelen blijkt het uitbreiden van oevervegetatie in deze gebieden echter niet of nauwelijks plaats te vinden. De oorzaken hiervan zijn: het optreden van ganzenvraat, steile taluds, ongunstige kiemingsomstandigheden, en een ongunstig substraat voor beworteling.

INTERMEZZO: VOORKOMEN VAN MUGGENPLAGEN

Tijdens voorlichtings- en inspraakbijeenkomsten gedurende het planvormingsproces geven omwonenden vaak uiting aan hun angst voor het ontstaan van muggenplagen als gevolg van de voorgenomen inrichtingsplannen. De inrichters kunnen deze problematiek voorkomen door bij het ontwerp rekening te houden met de ecologie van de relevante muggensoorten.

Belangrijke factoren

Bij het optreden van muggenplagen zijn de volgende factoren van belang:

1. Voldoende grote populatie van de larven;
2. Sterke synchronisatie van de uitvliegperiode, bevorderd door uniforme watertemperatuur en grootschalige uniforme ecotopen;
3. Windsterkte en -richting. Bij sterke wind worden geen grote zwermen gevormd. De windrichting is van belang voor het bereiken van plaatsen waar de muggen veel overlast veroorzaken;
4. Aanwezigheid van opvallende punten. Muggenzwermen ontstaan bij een opvallende plaats, die waarschijnlijk een herkenningsfunctie heeft. Uitgekomen imago's zoeken een geschikte plaats om te paren. Veelal zoeken ze deze in de buurt van de broedplaats. Muggen hebben geen drang om grote afstanden af te leggen. Dit gebeurt alleen als ze in de buurt van de broedplaats geen geschikte paarplaats kunnen vinden.

Welke muggen geven overlast

De meeste plagen uit het verleden zijn gevormd door soorten uit de families van dans- of vedermuggen en steekmuggen. De dansmugplagen zijn ontstaan door een snelle verandering in milieuomstandigheden nadat zeearmen afgesloten werden van de zee. De plagen verdwenen nadat het biologisch evenwicht was hersteld. De grootste dichtheden van steekmuglarven worden gevonden in tijdelijke dras-nat situaties met poeltjes en greppels en in met bos begroeide gebiedsdelen met depressies of smalle sloten. Zij komen ook voor in poeltjes op weilanden, in dakgoten, en andere droogvallende plassen met een lage zuurgraad.

Ontwerp-richtlijn

Uitgangspunt: is: voorkomen van grote concentraties muggen, voorkomen dat een geschikt leefmilieu ontstaat. De volgende maatregelen kunnen worden overwogen.

1. Geen doorgaande bosschages naar woonkernen aanleggen, omdat deze kunnen werken als corridor voor muggen.
2. Afstand en ligging van het plangebied t.o.v. de bebouwing.
Een plangebied benedenwinds en op grote afstand van bebouwing zal de minste kans op overlast geven. Veel muggen verspreiden zich niet verder dan een paar honderd meter vanaf de broedplaats.
3. Potentiële broedplaatsen isoleren met opgaande vegetatie of beplanting. Muggen mijden open gebieden. Door isolatie van broedplaatsen met bosschages (dus met aanwezigheid van windluwe gedeelten) zal een concentratie optreden van zwermende muggen aan de luw- of lijzijde. Zwerven gebeurt alleen als er in de directe omgeving van de broedplaats geen paarplaats gevonden wordt..
4. De kans op gelijktijdig uitvliegen van een soort wordt vergroot door grote eenheden van dezelfde ecotoop en door uniforme watertemperatuur. Ontwerp van kleine eenheden en verschillende waterdiepten, waardoor het water geen uniforme temperatuur kan krijgen, verkleint dus de kans op gelijktijdig uitvliegen.
5. Predatoren als vissen en vogels kunnen de muggenpopulatie tijdens het larvale stadium, dat in het water wordt doorgebracht, op lage dichtheid houden.
Zorgen voor mogelijkheid voor toetreding van vis (predatie door vis van de larvale stadia).
6. Toename van de inundatiefrequentie verlaagt ontwikkelingskansen.

.....
Figuur 10.6
Vooroeververdediging voorkomt afslag
van helofyten langs de Oude Maas.



In het recente verleden zijn in het beheersgebied van directie Zuid-Holland al diverse projecten uitgevoerd om riet- en biezengroeiingen te ontwikkelen, met wisselend succes. Aanplant van biezën bleek goed te werken langs de Nieuwe Merwede bij Werkendam en langs de Amer, maar faalde op de Tongplaat en de Ventjagersplaten.

10.4.3 Herstel en ontwikkeling van moeras in het bovenrivierengebied

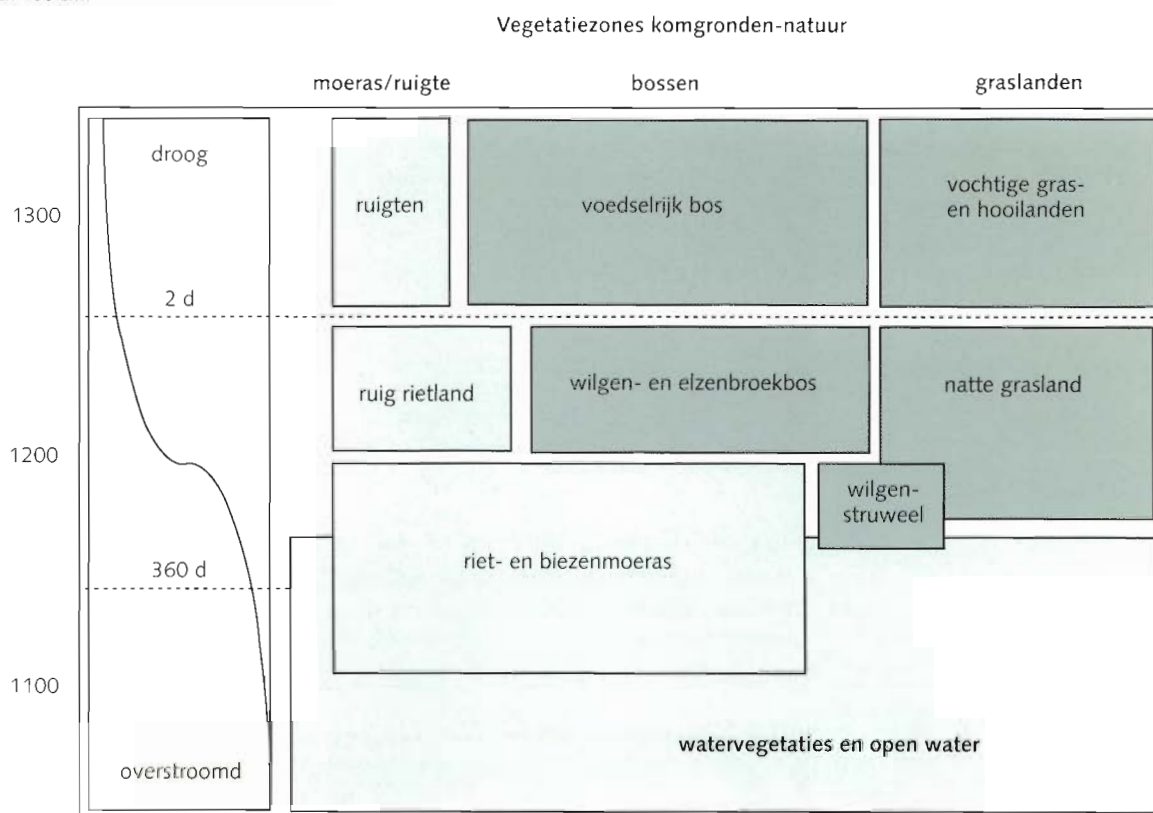
Riet- en biezengroeiingen kunnen dominant aanwezig zijn op sommige plaatsen langs de grote rivieren. De optredende peilfluctuatie is bepalend voor het voorkomen. Riet en andere helofyten zijn uitermate slecht bestand tegen volledige inundatie binnen het groeiseizoen. Daar kunnen de planten aan ontsnappen door op hooggelegen standplaatsen te groeien, maar daar kunnen verdroging (bij lage waterstanden vooral op zandige bodem), begrazing en concurrentie met ooibos- en ruigtesoorten de ontwikkeling belemmeren. Het voorkomen is hierdoor in de praktijk

.....
Figuur 10.7
Alleen omgaasde biezën overleven een
jaar na aanplant op de Tongplaat.



Figuur 10.8

Schema komgronden-bergingsgebied: hierbij is uitgegaan van een gedempte rivierdynamiek met een globale waterstandsfluctuatie door het jaar heen van 100 cm.



beperkt tot die plaatsen waar 's zomers grondwater tot aan maaiveld te vinden is in combinatie met het niet of nauwelijks voorkomen van zomerinundaties van meer dan 1 m diepte. Om deze reden zijn geschikte groeiplaatsen voor riet te vinden in hoogbekade uiterwaarden (bijv. de Kil van Hurwenen), bovenstrooms van de stuwen in de Nederrijn en in het Rijnstrangengebied.

In uiterwaarden kunnen zomerinundaties tot een zeer sterke verkleining van het arcaal helofyten leiden. Een voorbeeld hiervan is de Oude Waal bij Nijmegen waar een hoogwater in juli 1980 (waarbij het waterniveau in enkele uren met 3 m steeg) tot een zeer sterke afname van mattenbiezen en lisdoddes en een matig sterke afname van rietbestanden leidde. Hierbij moet aangetekend worden dat deze bestanden zich in de jaren erna geleidelijk herstelden.

Rietmoerassen hebben vaak hoge natuurwaarden. Dat geldt met name voor de rietmoerassen in het Rijnstrangengebied. Ze kunnen bovendien een referentiebeeld bieden voor natuurontwikkeling in bergingsgebieden in het rivierengebied. In zulke gebieden kunnen met een 'gedempte rivierdynamiek' (jaarfluctuaties van max. 2 m) waardevolle moerassystemen ontwikkeld worden. De hydraulische randvoorwaarden bij de inrichting van deze gebieden worden momenteel door het Waterloopkundig Laboratorium nader bekeken.

10.4.4 Waar kan de ontwikkeling van moerasgebied worden bevorderd

In tabel 10.3 is per traject op hoofdlijnen de geschiktheid voor het ontwikkelen van moerassen aangegeven.

Tabel 10.3
Geschiktheid per riviertraject voor de ontwikkeling van moerassen.

traject	geschiktheid	toelichting
Bovenrijn	matig	alleen geïsoleerde, hoogbekade uiterwaarden
Bovenwaal	matig	alleen geïsoleerde, hoogbekade uiterwaarden
Middenwaal	matig	alleen geïsoleerde, hoogbekade uiterwaarden
Oostelijke Benedenwaal	redelijk	alleen geïsoleerde, hoogbekade uiterwaarden
Westelijke Benedenwaal	redelijk	alleen geïsoleerde, hoogbekade uiterwaarden
Pannerdens Kanaal	matig	(m.u.v. het binnendijkse Rijnstrangengebied)
Rijn rond Arnhem	matig	
Doorwerthse Rijn	redelijk	bovenstrooms van stuwen meest geschikt
Gestuwde Nederrijn en Lek	redelijk	bovenstrooms van stuwen meest geschikt
Boven-Lek	hoog	
Boven-IJssel	matig	
Midden-IJssel	matig	
Sallandse IJssel	redelijk na km 950	
Beneden-IJssel	hoog	
Boven-Maas	laag	
Grensmaas	laag	
Plassenmaas	redelijk	bovenstrooms van stuwen; uiterwaarden vaak te hoog
Peelhorstmaas	redelijk	
Venloslenkmaas	redelijk	
Maaskantmaas	redelijk	
Beneden-Maas	hoog	geschikt na rivierbedverruiming
Afgedamde Maas	hoog	geschikt na rivierbedverruiming
Bergse Maas	hoog	
Oude Maas, Nieuwe Maas,		
Noord, Hollandsche IJssel	hoog	
Ben. en Nwe. Merwede	hoog	
Biesbosch en Amer	hoog	
Harinvliet, Spui, Holl. Diep	hoog	

10.4.5 Aandachtspunten bij het ontwerp

De aandachtspunten bij het ontwerp uit het voorgaande zijn samengevat in tabel 10.4.

Tabel 10.4

Aandachtspunten bij het ontwerp.

moerassen in getijdegebieden:

oppervlakte	niet beperkend
meest relevante waterstand	GHW (gemiddeld hoog water) en getijdenamplitudo
doorstromend debiet	n.v.t.
maximaal verdraagbaar rivierpeil/fluctuatie	over langere periode is 1 meter verhoging in de zomermaanden (mei – september) het maximaal verdraagbare
locatie in het winterbed	n.v.t.
talud	flauw talud bevordert brede rietkragen
netwerkfuncties	aaneengesloten areaal van belang voor migratiefunctie
kritische soorten	flora/macrofauna/vogels/vissen/reptielen/amfibieën

moerassen langs de bovenrivieren zonder getij

oppervlakte	n.v.t.
meest relevante waterstand	overstromingsfrequentie, grondwatertrap
min/max. rivierpeil	waterstand in de uiterwaard is bepalend. Fluctuatie tussen gemiddeld en minimum peil mag niet groter zijn dan 50 tot 70 cm.
min/max inundatieduur	zomerinundatie kort en ondiep
talud	n.v.t.

Literatuur

Boois, H. de 1982. *Veranderingen in het milieu en de vegetatie in de Biesbosch door de afsluiting van het Haringvliet*.

Brock, T.C.M., G. van der Velde & H.M. van de Steeg 1987. The effects of extreme water level fluctuations on the wetland vegetation of a nymphaeid-dominated oxbow lake in The Netherlands. *Archiv für Hydrobiologie Beihefte, Ergebnisse der Limnologie* 27, 57-73.

Clevering, O.A. 1999. Vitaliteit van rietbegroeiingen. *De Levende Natuur* 100, 42-45.

Coops, H. & G. van der Velde 1996. Impact of hydrodynamic changes on the zonation of helophytes. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 30, 165-173.

Coops, H., N. Geilen & G. van der Velde 1999. Helophyte zonation in two regulated estuarine areas in the Netherlands: vegetation analysis and relationships with hydrological factors. *Estuaries* 22, 657-668.

Donselaar, J. van, 1961. On the vegetation of former river beds in the Netherlands. *Wentia* 5, 1-85.

Geilen, N. & H. Coops 1996. *Oeverplanten: over eigenschappen en toepassingen in het water- en oeverbeheer*.

Graaf, M.C.C. de, H.M. van de Steeg, L.A.C.J. Voesenek & C.W.P.M. Blom 1990. Vegetatie in de uiterwaarden: de invloed van hydrologie, beheer en substraat. *Publikaties en rapporten van het project 'Ecologisch Herstel Rijn'* 16.

Graveland, J. & H. Coops 1997. Verdwijnen van rietgordels in Nederland. Oorzaken, gevolgen en een strategie voor herstel. *Landschap* 14, 67-86. 1997.

Graveland, J. 1999. Waterriet, moerasvogels en peildynamiek. *De Levende Natuur* 100, 50-53.

- Hermelink, P.P.J. & R.G. Mes 1987. De vegetatie van de buitendijkse gebieden van het Haringvliet en Hollandsch Diep. Ecoland-rapport 87-3.
- Jongman, R.H.G. & J.A.A.M. Leemans 1982. Vegetatie-onderzoek Gelderse uiterwaarden. Een onderzoek naar de relatie tussen vegetatie, rivierregime en ontgrondingen.
- Lenssen, J.P.M., F.B.J. Menting, W.H. van der Putten & C.W.P.M. Blom 1999. Soortenrijk rietmoeras vereist een natuurlijk fluctuerend waterpeil. De Levende Natuur 100, 131-135.
- Maas, G.J. 1998. Rijkswater-Ecotopen-Stelsels. Benedenrivier-Ecotopen-Stelsel. Herziening van de ecotopenindeling Biesbosch-Voordelta en afstemming met het Rivier-Ecotopen-Stelsel en de voorlopige indeling voor de zoute delta. ISBN 903695178x. Staring Centrum, Wageningen.
- Ostendorp, W. 1991. Damage by episodic flooding to *Phragmites* reeds in a prealpine lake: proposal of a model. *Oecologia* 86, 119-124.
- Ostendorp, W. 1993. Reed bed characteristics and significance of reeds in landscape ecology. *Limnologie aktuell* 5, 149-161. 1993.
- Paalvast, P. 2000. Doorstroming. Een natuurontwikkelingsproject in de Dordtse Biesbosch. Monitoring 1991-1997. Rijkswaterstaat directie Zuid-Holland AP/3563610/2000/002.
- Putten, W.H. van der & H. Smit 1990. Biezen. Over eigenschappen van biezen en toepassingen in het water- en oeverbeheer. DBW/RIZA nota 90.026.
- Rijkswaterstaat RIZA 1999. Integrale Verkenning Benedenrivieren. Deelstudie Landschap. Rivierverruiming en landschapsontwikkeling in de Biesbosch. RIZA-werkdocument 99.169x.
- Rijt, C.W.C.J. van de & H. Coops 1993. Getij geeft vegetatie meer ruimte in het Rijn-Maasestuarium. De Levende Natuur 94, 68-72.
- Rijt, C.W.C.J. van de, L. Hazelhoff & Blom, C.W.P.M. 1996. Vegetation zonation in a former tidal area: a vegetation-type response model based on DCA and logistic regression using GIS. *Journal of Vegetation Science* 7, 505-518.
- Seidel, K. 1952. Zur Ökologie von *Scirpus lacustris*.
- Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff 1995. De vegetatie van Nederland, deel 2.
- Smit, H. & H. Coops 1991. Ecological, economic and social aspects of natural and man-made bulrush (*Scirpus lacustris* L.) wetlands in the Netherlands. *Landscape and Urban Planning* 20, 33-40.
- Smit, H., G. van der Velde, R. Smits & H. Coops 1997. Ecosystem responses in the Rhine-Meuse delta during two decades after enclosure and steps toward estuary restoration. *Estuaries* 20, 504-520.
- Steeg, H.M. van de & C.W.P.M. Blom 1998. Impact of hydrology on floodplain vegetation in the Lower Rhine system: implications for nature conservation and nature development. Nienhuis, P.H., R.S.E.W. Leuven & A.M.J. Ragas: New concepts for sustainable management of river basins. p. 131-144.
- Toorn, J. van der 1972. Variability of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel in relation to the environment. *Van Zee tot Land* 48.
- Tosserams, M., J.T. Vulink & H. Coops 1999. Tussen water en land. Perspectief voor oeverplanten in het Volkerak-Zoommeer; eindrapportage 'Planten in de Peiling'. RIZA-rapport 99.031.
- Voo, E.E. van der & V. Westhoff, 1961. An autecological study of some limnophytes and helophytes in the area of the large rivers. *Wentia* 5, 163-258.
- Zonneveld, I.S., 1959. De Brabantse Biesbosch. Een studie van bodem en vegetatie van een zoetwatergetijdendelta. Verslagen van landbouwkundige onderzoeken No. 65.20. 1959.
- Zonneveld, I. S., 1999. De Biesbosch een halve eeuw gevolgd: van hennip tot netelbos en verder. De vierde dimensie van de vegetatie en de bodem in de Brabantse Biesbosch (1948-1998).

11 Begrazingsbeheer van uiterwaarden

Perry Cornelissen en J. Theo Vulink

Inhoud

- 11.1 Hoe functioneert begrazing?
- 11.2 Hydrologisch, morfologisch en ecologisch functioneren
- 11.3 Aanbevelingen

Literatuur

Dit afsluitende hoofdstuk van het handboek houdt zich niet bezig met de planning of vormgeving van een inrichtingsmaatregel, maar met het begrazingsbeheer van het terrein na voltooiing van de herinrichting. In die zin is dit hoofdstuk van belang voor alle voorgaande.

Begrazingsbeheer vormt een directe verbinding tussen veiligheid en ontwikkeling van natuurwaarden. Begrazing kan verruiging van de vegetatie tegengaan (maar niet onder alle omstandigheden; dat komt in dit hoofdstuk aan de orde) en levert dan een bijdrage aan de veiligheid tegen overstromingen. Tegelijk is begrazing een natuurlijk proces dat een waardevolle bijdrage levert aan het natuurlijk functioneren van een gebied.

Begrazing vormt een veld waar afwegingen tussen veiligheid en natuurlijkheid moeten worden gemaakt. Dit hoofdstuk biedt aanknopingspunten en aanbevelingen om deze afwegingen zo goed mogelijk te maken.

11 Begrazingsbeheer van uiterwaarden

Onder natuurlijke omstandigheden komt in riviergebieden in onze klimaatzone begrazing door grote zoogdieren voor (Groot Bruinderink *et al.* 1997, Van Wieren *et al.* 1997). Begrazing is van invloed op de ontwikkeling van vegetatietypen en -structuren en daarmee op het voorkomen van veel planten- en diersoorten. Het streven is dan ook de uiterwaarden integraal te beheren met vrijlevende kuddes grote herbivoren, omdat daarmee de vegetatieontwikkeling via een natuurlijk proces gestuurd kan worden (Grontmij 1995, Postma *et al.* 1996). Men verwacht dat naast abiotische factoren als bodemgesteldheid en overstromingsfrequentie, begrazing met grote herbivoren zoals runderen en paarden één van de belangrijkste factoren is die de structuur van de vegetatie beïnvloeden en daarmee van invloed zijn op de weerstand van de uiterwaard. De inzet van grote herbivoren zou dan tegelijkertijd twee doelen kunnen dienen: deze levert een bijdrage aan het voorkómen van verhoging van de waterstanden tijdens overstromingen en draagt bij aan een natuurlijker landschap.

Naast runderen en paarden kunnen ook wilde herbivoren zoals edelhert, eland, wisent, wild zwijn of bever een rol van betekenis spelen bij de vegetatieontwikkeling. In dit handboek zal echter uitsluitend worden ingegaan op het beheer met runderen en paarden, omdat dit tot nu toe de meest gebruikte beheersvorm is en dit in de komende jaren waarschijnlijk ook wel zal blijven.

In dit hoofdstuk zullen geen adviezen worden gegeven met betrekking tot de exacte aantallen dieren die ingezet zouden moeten worden bij het beheer van uiterwaarden. Dit is niet wenselijk, omdat de situatie van locatie tot locatie sterk kan verschillen. Voor iedere locatie zal opnieuw moeten worden bekeken wat daar de beste beheersmaatregel (vorm en aantallen) is. In dit hoofdstuk worden algemene principes van begrazing gegeven en wordt aan de hand van resultaten uit het RIZA-onderzoek aangegeven wat effecten van begrazing zijn bij een bepaalde graasdruk en begrazingsvorm. Op basis van de algemene principes en de resultaten van het onderzoek kan een keuze worden gemaakt voor een beheersmaatregel. Aan de hand van monitoring van het gekozen beheer zal dan uiteindelijk vastgesteld kunnen worden of de doelstellingen van het beheer worden gehaald.

11.1 Hoe functioneert begrazing?

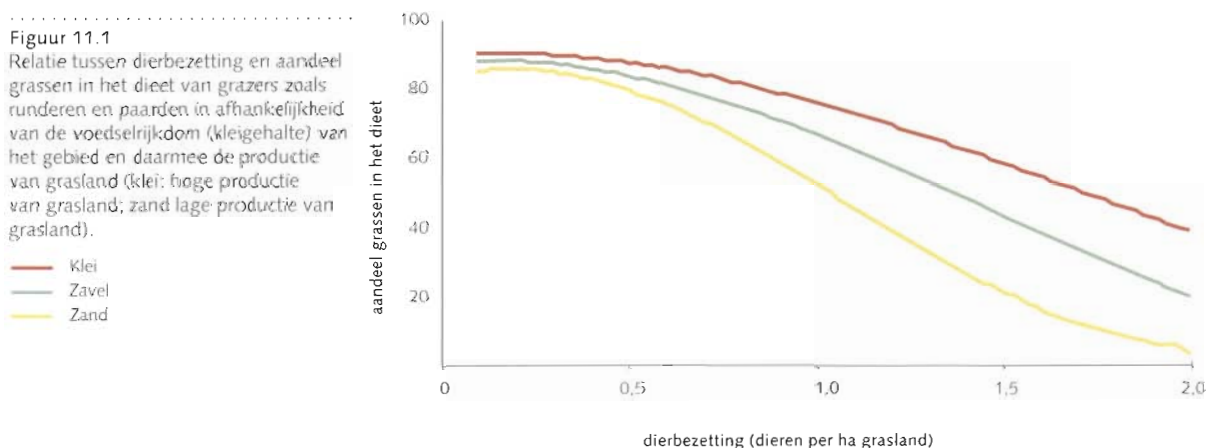
Runderen en paarden zijn typische grazers die voor hun onderhoud en groei voornamelijk afhankelijk zijn van grassen, met name van die van droog grasland (Cornelissen & Vulink 2001a). Het terreingebruik van deze herbivoren wordt dan ook in belangrijke mate bepaald door de productie van grasland, die voor een belangrijk deel afhangt van de voedselrijkdom van de bodem. De voedselrijkdom hangt weer grotendeels samen met het kleigehalte van de bodem.

Bij een extensieve begrazing kunnen de grazers vrijwel uitsluitend met het aanbod aan grassen in hun behoefte voor onderhoud en groei voorzien

(figuur 11.1). In een gevarieerd landschap zal bij een extensieve begrazing het dieet echter nooit geheel uit grassen bestaan. Afhankelijk van hoe extensief de begrazing is en waaruit het aanbod bestaat, zal onder deze omstandigheden ca 5 tot 20 % van het dieet bestaan uit kruiden, helofyten, ruige grassen en houtigen. Bij een extensieve begrazing zal de graasdruk voornamelijk geconcentreerd zijn op het droge grasland. Een bepaald deel van het grasland zal intensief begraasd worden en kort blijven. De rest zal extensiever worden begraasd en verruigt. Andere vegetatietypen die minder aantrekkelijk zijn voor runderen en paarden zullen bij een extensieve begrazing niet of nauwelijks benut worden en verruigen. De ontwikkeling van bos en struweel wordt bij extensieve begrazing niet tegengegaan.

Bij een intensieve begrazing kunnen de dieren niet meer volledig met het aanbod aan grassen in hun behoefte voorzien. Zij worden gedwongen plantensoorten uit andere vegetatietypen op te nemen. In dit geval wordt vrijwel het gehele oppervlak droog grasland kort gehouden. De druk op de andere vegetatietypen is groter dan bij de extensieve begrazing en de ruigere vegetatietypen kunnen worden omgezet in grazige vegetaties. Struweel- en bosontwikkeling wordt bij een intensieve begrazing onderdrukt.

Figuur 11.1
Relatie tussen dierbezetting en aandeel grassen in het dieet van grazers zoals runderen en paarden in afhankelijkheid van de voedselrijkdom (kleigehalte) van het gebied en daarmee de productie van grasland (klei: hoge productie van grasland; zand: lage productie van grasland).



Op basis van het voorgaande kan goed worden ingeschat hoe de graasdruk zich zal verdelen over een gebied bij een gegeven vegetatie, bodemtype en dierbezetting. In uiterwaarden zullen de dieren zich voornamelijk concentreren op de droge graslanden op de zwaardere en dus rijkere gronden.

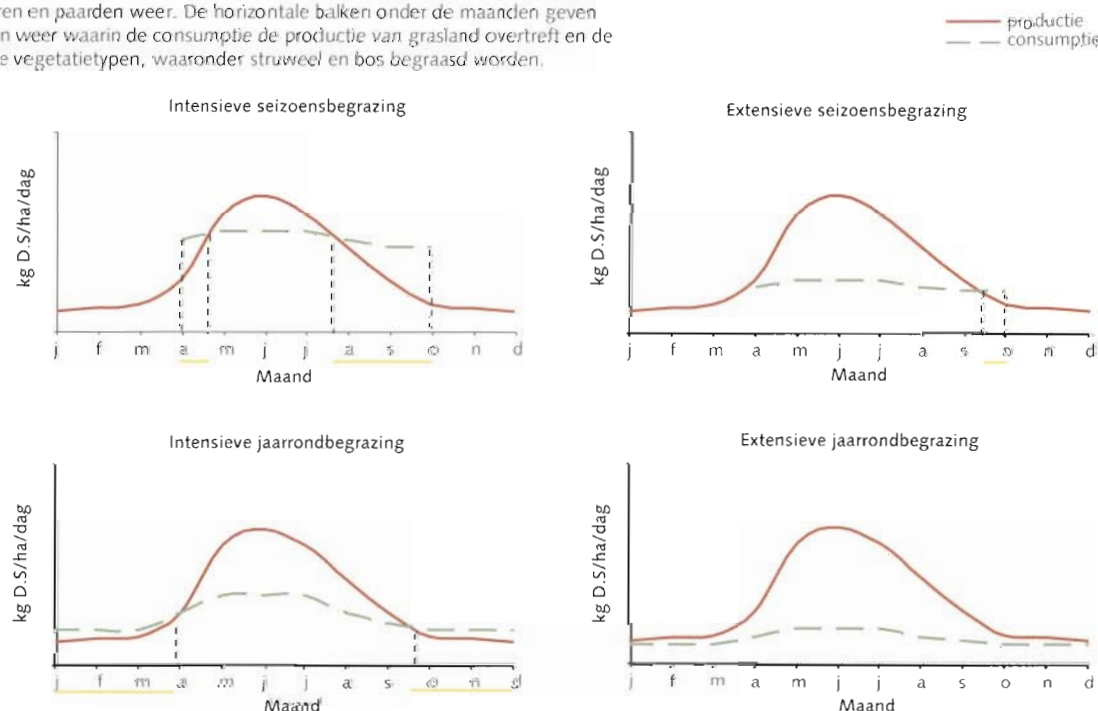
Bij herinrichting vindt vaak in een deel van de uiterwaard maaiveldverlaging of aanleg van wateren plaats. Hierbij wordt klei afgegraven tot op de zandondergrond. Op deze arme zandgronden ontstaan vegetatietypen die minder aantrekkelijk zijn voor runderen en paarden dan het droge grasland. Op deze zandgronden zijn de eerste jaren na aanleg ook bijzonder geschikte kiemingsmilieus aanwezig voor wilgen, die dan massaal kunnen kiemen. Bij een extensieve begrazing bestaat de kans dat de dieren niet of nauwelijks gebruik maken van de vegetatie in deze heringerichte delen. De vegetatie verruigt en er ontwikkelt zich struweel en bos. Om dat te voorkomen zal de graasdruk verhoogd moeten worden, waardoor de dieren als het ware gedwongen worden ook de rest van het gebied te benutten.

Het verhogen van de graasdruk heeft echter ook een keerzijde. Door verhoging kan weliswaar struweel- en bosontwikkeling worden tegengegaan, maar vegetatietypen die geen hoge graasdruk kunnen verdragen en wel gewenst zijn, zoals stroomdalgraslanden en helofyten, kunnen daardoor verdwijnen.

Het productieverloop van grasland binnen een jaar stuurt in combinatie met de dierbezetting het terreingebruik en daarmee de begrazingseffecten (figuur 11.2). Afhankelijk van de begrazingsvorm ontstaan er kortere of langere perioden in het jaar waarin de consumptie hoger is dan de productie van grasland. In die periode is er niet voldoende kwalitatief goed gras aanwezig, waardoor de dieren genoodzaakt zijn over te stappen op alternatieve vegetatietypen. In figuur 11.2 is te zien dat bij de intensieve begrazingsvormen de alternatieve vegetatietypen, waaronder struweel en bos, gedurende een periode van 4 tot 6 maanden begraasd moeten worden om aan de behoefte te blijven voldoen.

Figuur 11.2

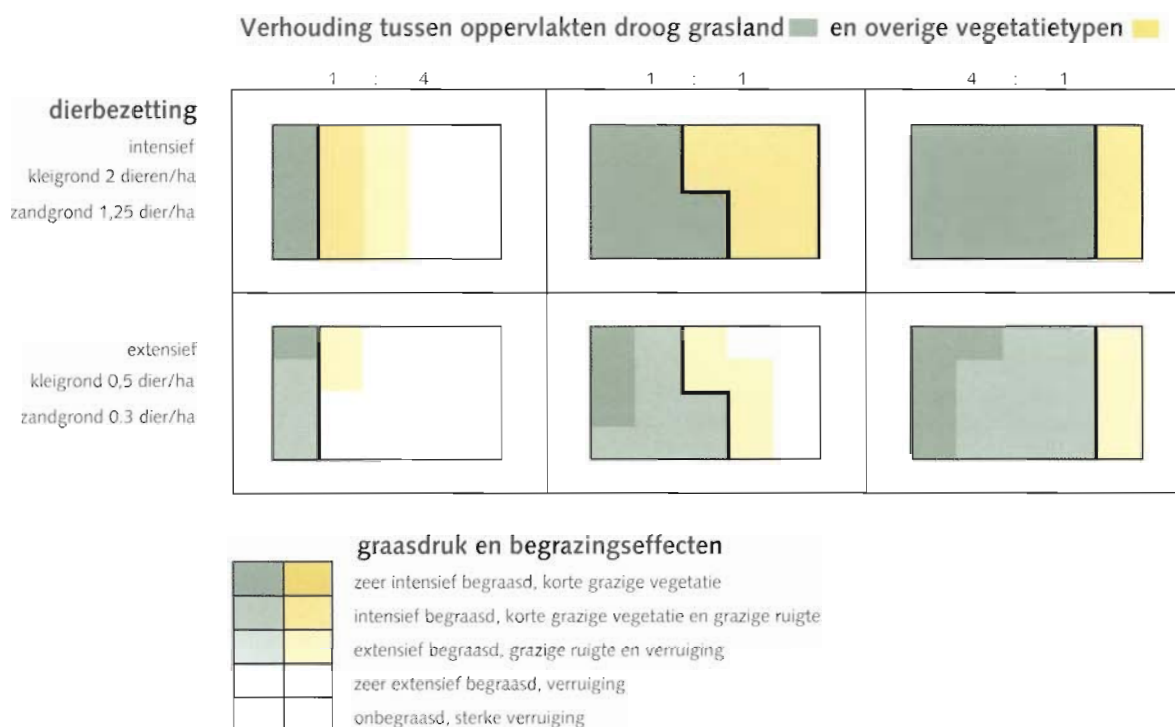
Theoretische relatie tussen de productie van grasland en de consumptie van runderen en paarden. De consumptie geeft de behoefte (maximale consumptie) van runderen en paarden weer. De horizontale balken onder de maanden geven de perioden weer waarin de consumptie de productie van grasland overtreft en de alternatieve vegetatietypen, waaronder struweel en bos, begraasd worden.



Hoe in een nieuw gebied bij aanvang van het beheer en in de eerstvolgende jaren daarna de graasdruk zich zal verdelen over het terrein, is voor een belangrijk deel afhankelijk van de hoogte van de dierbezetting en de verhouding tussen de oppervlakten droog grasland en de overige vegetatietypen (figuur 11.3). Afhankelijk van deze twee factoren kunnen situaties ontstaan variërend van uniforme kortgrazige vegetaties tot een afwisseling van kortgrazige vegetaties, grazige ruigten en verruigde vegetaties. Andere factoren die een rol spelen zijn de variatie in dierdichtheid in de tijd en de soort grazer. Wanneer ieder jaar met een zelfde dierdichtheid wordt gewerkt en de dieren ieder jaar hetzelfde graaspatroon vertonen, ontstaan harde grenzen tussen bepaalde structuurtypen. Als de dierdicht-

Figuur 11.3

Schematische weergave van de ruimtelijke effecten van begrazing van runderen en paarden op de structuur van de vegetatie in afhankelijkheid van de dierbezetting en de verhouding tussen de oppervlakten droog grasland (voorkeurs habitat voor runderen en paarden) en overige vegetatietypen. Met dierbezetting wordt het aantal dieren per ha droog grasland bedoeld. De verhouding van de oppervlakten tussen de vegetatietypen is illustratief.



heid eens in meerdere jaren wordt verlaagd krijgen bepaalde delen van de vegetatie de kans te verruigen en ontstaat er weer ruimte voor allerlei overgangen tussen structuurtypen.

Het is mogelijk dat na herinrichting de graasdruk op bepaalde plaatsen niet intensief is, terwijl dit vanuit veiligheid wel gewenst is. In die gevallen is sturing nodig van het terreingebruik van de runderen en paarden, of zijn aanvullende maatregelen nodig zoals tijdelijk inscharen van extra dieren in omrasterde delen, maaien of kappen.

Tot dusver is voornamelijk ingegaan op de consequenties van extensieve en intensieve begrazing op de verwachte vegetatie-ontwikkeling. De hoogte van de dierbezetting heeft echter ook consequenties voor de grazers zelf. Bij een extensieve begrazing zullen de dieren voornamelijk grassen van droog grasland opnemen waardoor zij een kwalitatief hoogwaardig dieet hebben. Als gevolg daarvan zullen zij een goede conditie hebben. Bij een intensieve begrazing moeten de dieren ook andere plantensoorten opnemen, die een mindere kwaliteit hebben dan de grassen. De lagere kwaliteit van het dieet zal met name in de winter consequenties hebben voor de conditie van de dieren. De voedselrijkdom van het gebied zal ook hierin weer een rol spelen. Bij het bepalen van de hoogte van de dierbezetting moet niet alleen gekeken worden naar de doelstellingen voor de vegetatie-ontwikkeling, maar moet ook rekening worden gehouden met de conditie van de dieren, vooral wanneer het jaarrondbegrazing betreft.

11.2 Hydrologisch, morfologisch en ecologisch functioneren

Hydrologisch functioneren

Met begrazingsbeheer kan de hydraulische weerstand van de uiterwaard worden verminderd doordat de vegetatiehoogte afneemt. Afhankelijk van de dierbezetting kan de vegetatie meer of minder kort worden afgegraasd (figuur 11.4). Een halvering van de graasdruk leidt tot een verdubbeling van de hoogte van de vegetatie (vergelijk de jaarrondbegrazing, figuur 11.4 A en C).

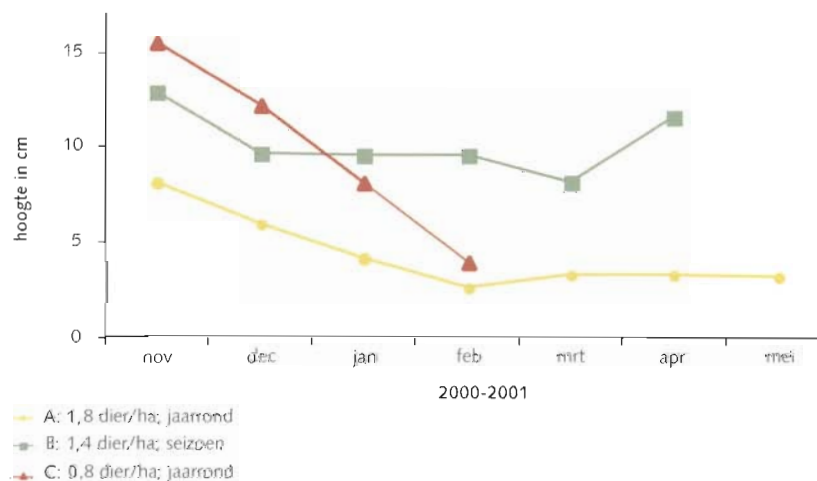
Vanuit veiligheid is de situatie in de winterperiode van groot belang. Bij jaarrondbegrazing neemt de hoogte in de winter af tot een minimum. Bij seizoensbegrazing (mei-oktober) blijft de hoogte in de winter vrij constant op het niveau van het moment dat de grazers uit het gebied zijn gehaald, gemiddeld eind oktober. Seizoensbegrazing met een inschaarperiode van mei tot en met oktober en een dichtheid van ca 1,5 dier per ha grasland is vanuit veiligheid, die vraagt om een minimale weerstand in de winterperiode, een minder gewenste optie. Door de graasdruk te verhogen of het graasseizoen te verlengen kan de hoogte worden verlaagd tot een situatie die voor de veiligheid wel acceptabel is.

Ontwikkeling van houtigen kan tot op zekere hoogte worden tegengegaan. Een belangrijke rol hierin spelen de afweermechanismen van de houtigen. Antivraatstoffen (zoals bijv. gewone vlier aanmaakt) en afweersystemen zoals stekels (bijv. bij eenstijlige meidoorn) voorkomen dat de plant gegeten wordt door herbivoren. Ontwikkeling van wilgenbos kan met behulp van begrazing met runderen en paarden worden tegengegaan, mits de graasdruk intensief is (figuur 11.5). Ontwikkeling van meidoornstruweel is niet tegen te gaan met begrazing (figuur 11.5); aanvullende beheersmaatregelen zijn nodig waar vanwege veiligheid struweel- of bosontwikkeling niet gewenst is.

Wanneer de grote herbivoren de vrije hand krijgen en zij zelf kunnen bepalen waar ze wel en niet willen grazen, kan de situatie ontstaan dat korte en structuurrijke vegetaties of struweel en bos op plaatsen ontstaan waar dat vanuit veiligheid niet toelaatbaar is. Sturing van de begrazing of tijdelijke aanvullende maatregelen als maaien of inzetten van extra grazers is dan nodig.

Figuur 11.4

Relatie tussen vegetatiehoogte, graasdruk, begrazingsvorm en tijd. De graasdruk is weergegeven in aantal dieren per ha grasland. In gebied A vindt jaarrondbegrazing met paarden plaats en worden er in de zomerperiode (mei-oktober) extra runderen ingezet. In gebied B vindt seizoensbegrazing met runderen plaats. In gebied C vindt jaarrondbegrazing met runderen en paarden plaats en wordt er in de winter bijgevoerd. Gebaseerd op gegevens van het begrazingsonderzoek Rivieren van het RIZA.



Figuur 11.5

Effecten van begrazing op houtigen. Met begrazing kan de ontwikkeling van wilgen worden onderdrukt. Meidoorn en andere houtige gewassen met anti-vraatstoffen of andere afweermechanismen kunnen zich in begraasd grasland zonder problemen handhaven. Foto links geeft de situatie weer van de ontwikkeling van wilgen binnen en buiten een exclosure in de Afferdensche en Deestsche Waarden. Foto rechts laat de ontwikkeling van meidoorn zien in begraasd grasland in de Duursche Waarden.



Morfologisch functioneren

Als gevolg van begrazing zal op de intensief gebruikte delen van het gebied met een zandondergrond de kans op erosie worden verhoogd, doordat de vegetatie wordt opengetrapt (figuur 11.6). In gebieden die extensief worden gebruikt en daardoor ruiger zijn, zal meer sedimentatie kunnen plaatsvinden, doordat de ruigere vegetatie meer sediment kan invangen.

Ecologisch functioneren

Begrazing met grote herbivoren is een natuurlijk proces dat thuis hoort in riviergebieden. Door begrazing met runderen en paarden ontstaat in combinatie met de rivierdynamiek zowel in tijd als in ruimte een variatie in vegetatietypen en -structuren (figuur 11.7 en 11.8). Begrazing kan tevens de vegetatiesuccessie vertragen of terugzetten. Door deze effecten ontstaan voor veel planten- en diersoorten geschikte habitats. De verhoging van deze habitatdiversiteit draagt bij aan de verhoging van de biodiversiteit in het gebied.

Figuur 11.6

Begrazingseffecten op zandgrond.

Op de linker foto is te zien dat in het begraasde gedeelte de bedekking van de vegetatie sterk is afgenomen in vergelijking met het niet begraasde gedeelte binnen de enclosure. Op de rechter foto is een effect te zien van betreding in combinatie met waters tand. Een aantal weken voorafgaand aan het moment waarop de foto is genomen stond het water hoger. De runderen en paarden liepen in dit gedeelte van het gebied voornamelijk langs de rand van het water wanneer zij zich verplaatsten van de ene graaslocatie naar de andere. Door de intensieve betreding ontstaan randen waar de vegetatie is vertrapt en open zandgrond weer aan het oppervlak komt te liggen.



11.3 Aanbevelingen

Het begrazingsbeheer kan in verschillende vormen plaatsvinden. De vorm van het begrazingsbeheer hangt voor een belangrijk deel af van de doelstellingen. In dit hoofdstuk zullen de keuzemogelijkheden tussen integraal en ecotoopgericht beheer, tussen rund en paard en tussen seizoens- en jaarrondbegrazing nader worden beschouwd.

Doelstellingen

Bij het bepalen van de beheersvorm is het van belang één duidelijke doelstelling voor het beheer te formuleren. Meerdere doelstellingen leiden vaak tot tegenstellingen waardoor het beheer moeilijk of niet meer uitvoerbaar is en de doelstellingen niet worden gehaald. Zo zijn de doelstellingen veiligheid en integraal beheer met zelfregulerende kuddes runderen en paarden zonder aanvullende maatregelen vaak niet met elkaar verenigbaar. Veiligheid vraagt een duidelijke ruimtelijke verdeling van ecotopen en structuur van de vegetatie terwijl dat bij integraal beheer met zelfregu-

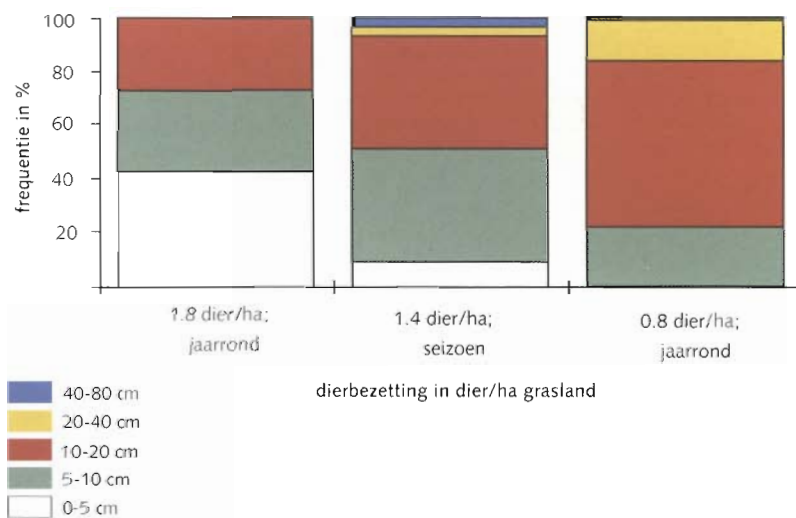
Figuur 11.7

Verandering in structuurpatronen onder invloed van begrazing en rivierdynamiek. Als gevolg van langdurig hoog water in het voorjaar van 1999 werden de grazers gedwongen het hoger gelegen grasland intensiever te begrazen. Deze false colour foto's geven de structuur van de graslanden weer: de donkerrode kleur geeft hoge vegetatie weer en de roze kleur korte vegetatie. Opname Stifse Waarden waar een seizoensbegrazing (mei-oktober) met runderen plaatsvindt (ca 1.5 dier per ha grasland).



Figuur 11.8

Relatie tussen dierbezetting en structuur van graslanden. In het intensief begraasde gebied komen de minste hoogteklassen voor en alleen de lagere. Ongeveer 40% bestaat uit kort afgegraasd grasland. In de extensiever begraasde gebieden komen alle klassen voor, maar is het aandeel zeer kort afgegraasd grasland (0-5cm) in het extensiefst begraasde gebied zeer laag (1%). De grafiek is gebaseerd op gegevens van oktober 2000.

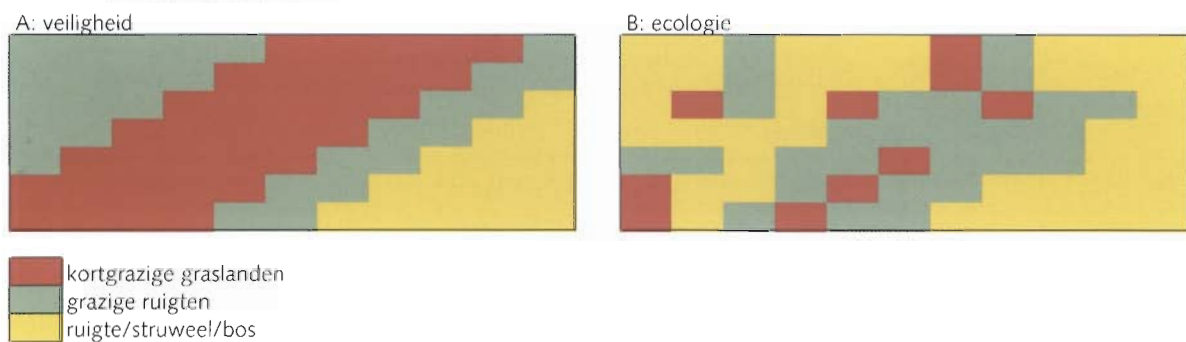


lerende kuddes herbivoren zonder aanvullende maatregelen niet voorspelbaar is en de structuur en de ruimtelijke patronen van die structuur in de loop van de tijd kunnen veranderen (figuur 11.9). De doelstelling veiligheid zal dan niet ieder jaar worden gehaald. Om dat toch te kunnen doen, zijn aanvullende beheersmaatregelen nodig.

Bij grotere uiterwaarden is het vanuit veiligheid niet nodig dat voor het hele gebied dezelfde doelstelling geldt, omdat niet overal de vegetatie kort hoeft te zijn (figuur 11.9). Dit betekent dat de uiterwaard in verschillende eenheden kan worden verdeeld, met ieder een eigen doelstelling. Dit wil niet zeggen dat het strikt noodzakelijk is dat er meerdere beheers-eenheden ontstaan die van elkaar zijn gescheiden door hekken, met ieder hun eigen beheer. Integraal beheer is nog steeds mogelijk, maar in een aantal eenheden is aanvullend beheer nodig in de vorm van tijdelijk hogere veedichtheid of aanvullend maaien of kappen.

Figuur 11.9

Doelstellingen vanuit veiligheid (A) en ecologie (B) voor een denkbeeldige uiterwaard. Vanuit veiligheid is de ligging van ecotopen veelal opgelegd en statisch terwijl vanuit ecologie de ligging van ecotopen wordt bepaald door de natuurlijke processen en de ligging door die natuurlijke processen in de loop van de tijd kan veranderen.



Integraal en ecotoopgericht beheer

Het beheer van een gebied kan integraal worden uitgevoerd (één beheersvorm voor het hele gebied) of ecotoopgericht (per ecotoop een specifiek beheer). Begrazing is bij uitstek een beheersmaatregel die geschikt is voor integraal beheer van gevarieerde gebieden. Integraal beheer benadert de natuurlijke processen van landschapsvorming meer dan ecotoopgericht beheer. De stuurbaarheid van de ontwikkeling van het landschap neemt echter enigszins af. Het gaat hierbij om de mogelijkheden ecotopen in bepaalde verhoudingen tot ontwikkeling te laten komen, om de precieze ligging van ecotopen en om de kwaliteit van de ecotopen. Enige sturing bij een integraal begrazingsbeheer is echter wel mogelijk door regulering van de veedichtheid, periode van begrazing (zomerbegrazing, jaarrondbegrazing), de keuze van de herbivoren (rund en/of paard) en door inrichtingsmaatregelen die het terreingebruik van de herbivoren en daarmee de begrazingseffecten beïnvloeden.

De keuze voor integraal of ecotoopgericht beheer hangt dus sterk af van de doelstelling voor het gebied. Wanneer in de doelstelling van het gebied het accent op een mozaïek van ecotopen ligt en de ligging van de ecotopen wordt bepaald door de natuurlijke processen, dan verdient integraal beheer de voorkeur. Wanneer de ligging van de ecotopen van tevoren wordt vastgelegd, bijvoorbeeld vanuit veiligheid, dan verdient ecotoopge-

richt beheer de voorkeur. Als er geen factoren zijn die bepalen welke vorm het best gehanteerd kan worden, gaat de voorkeur uit naar integraal begrazingsbeheer omdat dit een natuurlijker vorm van beheer is.

Jaarrond- en seizoensbegrazing

In principe bestaat er bij begrazing een keuze uit seizoens- of jaarrondbegrazing. In de huidige visies wordt er van uitgegaan dat jaarrondbegrazing een natuurlijkere vorm van begrazing is. Dit zal alleen het geval zijn als er zowel een zomer- als winterhabitat aanwezig is. Deze hoeven overigens niet beide in dezelfde uiterwaard aanwezig te zijn. Een zomerhabitat buitendijks kan met een goede verbindingszone gecombineerd worden met een winterhabitat binnendijks. Als het gebied alleen een zomer- of een winterhabitat bevat en er geen mogelijkheid is tot combinatie met een binnendijks gelegen zomer- of winterhabitat, is seizoensbegrazing de natuurlijker vorm.

Bij seizoensbegrazing wordt veelal gedacht aan agrarisch beheer waarbij in principe wordt uitgegaan van een inschaarperiode van mei tot en met oktober. Dit wordt voornamelijk bepaald door het voedselaanbod van het grasland. Daarnaast wordt bij agrarisch beheer de veedichtheid bepaald door economische motieven; de veedichtheid is daardoor vaak hoog. Bij een natuurlijker beheer hoeven deze overwegingen geen rol te spelen en kan ook gekozen worden voor andere inschaarperiodes die bijvoorbeeld worden bepaald door de rivierstanden. Als bij hoge waterstanden (veelal in de periode december tot maart) de graslanden onder water komen te staan worden de dieren er uit gehaald en wanneer het water weer voldoende is gezakt en de graslanden voldoende droog zijn worden de dieren er weer in gelaten. De dierbezetting kan bij seizoensbegrazing variëren van zeer extensief tot zeer intensief. Dit maakt deze vorm uitermate geschikt voor zowel integraal als ecotoopgericht beheer.

Bij jaarrondbegrazing kunnen twee vormen worden onderscheiden: met of zonder bijvoeren in de winter. Zonder bijvoeren is natuurlijker dan met bijvoeren, ervan uitgaande dat het gebied zowel een zomer- als winterhabitat omvat. Met bijvoeren kan echter een hogere dierbezetting worden gehaald, zodat de vegetatie in de lente en zomer korter kan worden afgegraasd. Afhankelijk van de hoeveelheid die in de periode waarover wordt bijgevoerd, zal deze vorm meer of minder lijken op seizoensbegrazing. Met bijvoeren in de winter is de kans groot dat de invloed van begrazing op de struweel- en bosontwikkeling gering is. Zonder bijvoeren wordt het gebied volledig door de herbivoren benut. De dieren zijn genooddaakt in de herfst en winter, als het gras op is, alternatieve voedselbronnen als ruigtekruiden en hout (twijgen en bast) op te nemen. Ervaringen met extensieve jaarrondbegrazing zonder bijvoeren in de uiterwaarden laten zien dat struweel- en bosontwikkeling echter niet wordt tegengegaan, doordat de dierbezetting te laag is (Cornelissen & Vulink 2001b). Jaarrondbegrazing zonder bijvoeren kan alleen maar in extensieve vorm, omdat er voldoende voedsel voor de winter moet overblijven. De dierbezetting bij jaarrondbegrazing met bijvoeren kan variëren van extensief tot intensief, afhankelijk van de hoeveelheid die wordt bijgevoerd. Zoals eerder aangegeven zal deze beheersvorm dan meer of minder gaan lijken op seizoensbegrazing.

Indien voor jaarrondbegrazing wordt gekozen dienen een of meerdere hoogwatervluchtplaatsen aanwezig te zijn waar de dieren voor langere tijd kunnen verblijven. Indien binnen de uiterwaard geen hoogwatervlucht-

plaatsen aanwezig zijn, kan gekeken worden naar binnendijs gelegen gebieden. Wanneer de dieren op eigen gelegenheid gebruik moeten kunnen maken van een binnendijs gelegen gebied, dienen er voorzieningen op de dijk getroffen te worden zoals rasters en veeroosters.

Runderen en paarden

Hoewel runderen en paarden een sterk overeenkomend dieet hebben (voornamelijk grassen), bestaan er toch duidelijke verschillen tussen runderen en paarden met betrekking tot hun terreingebruik. Runderen maken vaak van een groter deel van het terrein gebruik dan paarden (Cornelissen & Vulink 1996, Cornelissen *et al.* 1995). Paarden zijn veel meer geneigd gedurende langere tijd op dezelfde locaties te grazen. Bij de runderen zal de graasdruk dus veel meer worden verdeeld over het hele terrein en ontstaat een gradiënt van zeer intensief tot zeer extensief begraasd. Bij de paarden ontstaan slechts zeer intensief begraasde delen naast zeer extensief begraasde delen. Wanneer gestreefd wordt naar een zo groot mogelijke variatie in vegetatiestructuur verdient een combinatie van runderen en paarden de voorkeur.

Een ander belangrijk verschil tussen runderen en paarden wordt veroorzaakt door het verschil in type grazer: het rund is een herkauwer en het paard is een einddarmverteerder. Als gevolg van dit verschil kunnen runderen beter plantensoorten met antivraatstoffen aan dan paarden, doordat de antivraatstoffen in de pens worden gedetoxificeerd (Freeland & Janzen 1974). Gewone vlier wordt bijvoorbeeld niet door paarden en wel door runderen gegeten. Dit kan consequenties hebben voor de ontwikkeling van vlier bij een begrazingsbeheer met alleen runderen of paarden. Bij een relatief hoge graasdruk zal door begrazing en betreding de graszode een open karakter krijgen, waardoor veel kiemingsmogelijkheden voor planten ontstaan. De jonge kiemplanten van vlier zullen door de paarden niet worden weggevreten waardoor zich vlierstruweel kan ontwikkelen en uitbreiden.

Beheer van runderen en paarden

Het inzetten van runderen en paarden in uiterwaarden vraagt enige inspanning met betrekking tot het beheer van deze dieren. Het gebied dient te zijn voorzien van een raster dat tijdens een hoogwater blijft staan. Het zwerfvuil dat in het raster achterblijft dient door de beheerder te worden verwijderd in verband met de weerstand die het water daarvan ondervindt. Omdat runderen en paarden 'gehouden' dieren zijn, dienen alle individuen verzorgd te worden. Dit betekent dat er veterinaire begeleiding nodig is en dat de dieren regelmatig onderzocht moeten worden. Bij jaarrondbegrazing moeten de dieren dan jaarlijks een of meerdere keren bij elkaar gedreven worden voor onderzoek. Bij seizoensbegrazing komen de dieren automatisch binnen handbereik als zij uit het gebied worden gehaald. Zowel voor seizoensbegrazing als jaarrondbegrazing betekent dit dat er in het gebied een kraal moet worden aangelegd om de dieren tijdelijk in op te vangen en handelbaar te maken.

Hoe om te gaan met vervuilde bodems?

In veel uiterwaarden komen vervuilde bodems voor. Via planten kunnen verontreinigingen in de herbivoren terechtkomen waar ze worden opgeslagen in verschillende organen van de dieren. Bij langdurige blootstelling kunnen deze dieren daar nadelige effecten van ondervinden. Er zijn tot nu toe geen gevallen bekend dat vee van boeren of de ingeschaarde runderen en paarden in natuurontwikkelingsgebieden problemen hebben

ondervonden van verontreinigde bodems in uiterwaarden. Dit kan samenhangen met de duur van de inscharing of met het gegeven dat er geen gericht onderzoek naar is verricht. Vee van boeren loopt gemiddeld slechts één tot enkele jaren in uiterwaarden terwijl effecten van verontreinigingen zich op langere termijn manifesteren. In natuurontwikkelingsgebieden lopen de dieren gemiddeld langer in het gebied, maar onderzoek naar effecten van verontreinigingen heeft tot nu niet plaatsgevonden.

Tabel 11.1
Samenvattend overzicht van
aanbevelingen,

Doelstelling	Voorkeur beheer
100% veiligheid (ruigte-, struweel en/of bosontwikkeling tegengaan)	• Extensieve of intensieve jaarrond- of seizoensbegrazing met aanvullend beheer (maaaien en/of kappen). • Bij extensieve begrazing zal ruimtelijk een gevarieerdere vegetatiestructuur ontstaan dan bij intensieve begrazing zowel bij jaarrond- als bij seizoensbegrazing. • Bij extensieve begrazing zal meer aanvullend beheer moeten plaatsvinden dan bij intensieve begrazing. De vorm en de mate waarin aanvullend beheer moet plaatsvinden is afhankelijk van de voorwaarden die vanuit veiligheid zijn gesteld.
X% veiligheid Y% natuurlijkheid	• Instellen beheerseenheden voor veiligheid en natuur. • Integrale jaarrondbegrazing met zelfregulerende populaties waarbij het beheersgebied tevens beschikt over een hoogwatervrij terrein dat voldoende voedsel bevat om de kudde herbivoren te onderhouden in tijden dat de uiterwaard onder water staat. Dit hoogwatervrij terrein kan binnen de uiterwaard liggen, maar mag er ook buiten liggen zolang de dieren maar vrij van de laaggelegen uiterwaard naar het hoogwatervrij terrein kunnen. • Indien zelfregulatie niet mogelijk is verdient het de voorkeur de aantallen herbivoren in de tijd te variëren. Hiermee worden de populatieschommelingen nagebootst die bij natuurlijke populaties verwacht mogen worden. • Aanvullend beheer alleen in beheerseenheden met hoofddoelstelling veiligheid.
100% natuurlijkheid	• Integrale jaarrondbegrazing met zelfregulerende populaties waarbij het beheersgebied tevens beschikt over een hoogwatervrij terrein dat voldoende voedsel bevat om de kudde herbivoren te onderhouden in tijden dat de uiterwaard onder water staat. Dit hoogwatervrij terrein kan binnen de uiterwaard liggen, maar mag er ook buiten liggen zolang de dieren maar vrij van de laaggelegen uiterwaard naar het hoogwatervrij terrein kunnen. • Indien zelfregulatie niet mogelijk is verdient het de voorkeur de aantallen herbivoren in de tijd te variëren. Hiermee worden de populatieschommelingen nagebootst die bij natuurlijke populaties verwacht mogen worden.

Literatuur

Cornelissen, P., E.J.M. van Deursen & J.T. Vulink 1995. Jaarrondbegrazing op de Zoutkamperplaat in het Lauwersmeergebied. Rijkswaterstaat Directie IJsselmeergebied Flevobericht 379. Lelystad.

Cornelissen, P. & J.T. Vulink 1996. Grote herbivoren in Wetlands. Evaluatie begrazingsbeheer Oostvaardersplassen. Rijkswaterstaat Directie IJsselmeergebied Flevobericht 399. Lelystad.

Cornelissen, P. & J.T. Vulink 2001a. Density-dependent exploitation of well-drained grassland by free-ranging cattle and horses. In: J.T. Vulink, Hungry Herds. Proefschrift. Instituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalbehandeling RIZA. Lelystad.

Cornelissen, P. & J.T. Vulink 2001b. Effects of cattle and horses on vegetation structure. Are cattle and horses browsers enough to stop development of shrubs and trees. In: Landscape Development with Large Herbivores. New Models and Practical Experiences. Gerhen, B. & M. Görner (Eds.). Proceedings Natur- und Kulturlandschaft 4, Höxter/Jena, Germany.

Freeland, W.J. & D.H. Janzen 1974. Strategies in herbivory by mammals: the role of plant secondary compounds. *American Naturalist* 108, 269-289.

Grontmij 1995. De Gelderse Poort: Ontwikkelingsvisie. Grontmij Advies & Techniek. Zeist

Groot Bruinderink, G.W.T.A., H.G.J.M. Koop, A.T. Kuiters & D.R. Lammerstma 1997. Herstel van het ecosysteem Veluwe-IJsseluiteerwaarden: gevolgen voor bosontwikkeling, edelherten en wilde zwijnen. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek. IBN-rapport 316. Wageningen

Postma, R., M.J.J. Kerkhofs, G.B.M. Pedrolí & J.G.M. Rademakers 1996. Een stroom natuur. RIZA-nota 95.060. Arnhem

Van Wieren, S.E., G.W.T.A. Groot Bruinderink, I.T.M. Jorritsma & A.T. Kuiters 1997. Hoefdieren in het boslandschap. Backhuys Publishers, Leiden.

Trefwoordenlijst

aangetakt water	
- eenzijdig	4.1; 4.2; 4.3
- tweezijdig	5 geheel
aanzanding	
- in nevengeul	5.4.3; 5.4.4
- in vaargeul	5.3.2; 5.4.3; 5.4.4; 6.3; 7.3; 7.4.2
- op oeverwal	6.2.2
bandijk	3.3
- stabiliteit van	5.4.4
- verlegging	2.1
begrazing	3.2; 4.3; 4.4.2; 5.4.3; 6.2.3; 6.4.3; 7.4.4; 8.2.2; 8.3; 9.3; 10.4.1; 10.4.3; 11 geheel
- sbeheer	6.5; 8.4.3; 11
- sdruk	6.4.3; 11
beheer	
- begrazings-	5.4.3; 6.5; 8.4.3; 11
geheel	
- peil-	4.4.3
- rivier-	10.3
- sluis-	4.4.3
- terrein-	5.4.3; 6.4.3; 7.4.4; 8.4.3; 11.1; 11.2; 11.3
- water-	4.4.3; 10.2.1
beleid	
-sanalyse	2.2
-svoornemen	2; 2.1
bever	3.2; 5.4.4; 11
binnendijs gebied, relatie met	1.2.2; 1.6; 2.1; 3.2; 4.2.1; 5.2.1; 5.3.3; 6.3; 11.3
chloride	4.2.1
-gehalte	4.2.1
ecologische hoofdstructuur	1.6; 2.1
ecologische netwerken	1.5; 3.2; 4.3; 5.4.1; 8.3; 9.3; 10.4.5
ecologische samenhang	3.1; 3.2; 4.4.2
erosie	10.2.2; 10.4.1
- in hoofdgeul	5.1; 6.2.1
- in nevengeul	5.2.2; 5.3.1; 5.4.2; 5.4.3; 5.4.4; 10.4.2
- in uiterwaard	1.4.2; 4.2.2; 6.2.2; 6.2.3; 6.3; 6.4.2; 7.2.2; 7.4.3; 11.2
- oever-	1.2.2; 10.4.1
- terugschrijdende	3.2
flood pulse concept	1.3
flood pulse	1.3; 1.4.1; 4.2.1
flow pulse concept	1.3
gidssort	3.2
grazers	
- ganzen	10.4.1; 10.4.2
- koeten	11.1; 11.2; 11.3
- padden	11.1; 11.2; 11.3
- overige	11

getij, getijde	1.4.2; 10.2.1
- amplitudo	10.1; 10.2.1; 10.2.3; 10.4.5
- cyclus	10.2.1
- geul	4.4.1
- kreek	4.1; 4.4.1; 4.4.2; 10.2.3; 10.4.2
- invloed	1.7; 3.2
- slag	4.2.1; 4.4.1; 5.4.1; 10.1; 10.2.3; 10.4.2
groene rivier	5.1
grondwater	1.3; 3.2; 3.4; 4.1; 4.2.1; 4.2.2; 4.2.3; 10.2.1; 10.4.3
grondwatertrap	10.4.5
grondwaterstand	6.3; 6.4.2; 10.2.1
helicoïdale stroming	8.2.1
herkolonisatie (re-)	4.3; 6.2.3; 6.4.2; 8.3
hoogwatervrij terrein	1.5; 3.2; 3.3; 6.2.3; 6.4.2; 7.4.2; 11.3
hydraulische ruwheid	3.3; 10.3
hydraulische weerstand	5.2.1; 10.3; 11.2; 11.3
hydrodynamiek	1.4.1; 1.6; 4.1; 4.2.1; 4.4.2; 5.4.1; 6.4.3; 10.1
integraal beheer	11.3
integrale planvorming	1.6
kerngebied	10.1
kernpopulatie	8.3
kleiput	3.4; 4.1; 4.4.2
kolk	4.1; 4.4.2
kribvak	6.1; 9.1; 9.2.1; 9.4.1; 9.4.2
kronkelwaard	1.7; 4.1
kwel	1.3; 1.7; 3.2; 4.1; 4.2.1; 4.3; 4.4.3; 5.2.1; 5.3.3; 6.3; 6.4.2
maaienveldverlaging	6.3; 6.4.1; 6.5; 11.1
maatgevende afvoer	1.1; 1.4.2; 1.5
maatgevende hoogwaterstand (MHW)	1.5; 1.6; 3.1; 3.3; 5.3.1; 6.3; 6.4.1; 6.4.2; 7.1; 7.3; 8.3; 9.3; 9.4.2;
moeras	1.2.2; 3.2; 3.4; 6.1; 6.4; 6.4.1; 7.2.3; 7.4.1; 10
morfodynamiek	1.4.2; 1.7; 4.2.2; 4.4.1; 4.4.3; 6.2.2
muggen	5.2.3; 10.4
- plagen	10.4
natuurbeleid	1.6; 2.1
natuurontwikkeling	1.6; 2.1; 2.2; 4.2.1; 7.4.5; 10.4.3; 11.3
natuurwaarden	2.2; 3.2; 4.4.1; 6.1; 6.4.2; 7.2.3; 7.4.1; 8.4.3; 10.1; 10.4.3
nevengeul	1.2.2; 1.4.2; 1.5; 2.1; 3.2; 3.3; 3.4; 4.1; 4.4.3; 5 geheel; 6.2.2; 7.4.1; 7.4.2; 7.4.3;
nutriënten	4.2.1; 6.2.3; 7.2.3; 7.3; 10.3
oeverwal	1.2.1; 1.4.2; 1.7; 3.2; 4.1; 7.2.2; 8 geheel; 9.1; 9.2.1; 9.3; 10.2.2
ontgraving	3.2; 3.3; 6.4.2
ontgroning	6.4.2
ontkleiing	4.4.2; 6.2.3; 6.3; 6.4.2
ontwerprichtlijnen	tabellen 4.2, 4.3, 4.4, 4.5, 5.2, 6.2, 7.2, 8.2, 9.1, 10.4, 11.1

ontzanding	6.2.3
oobos	1.2.2; 3.3; 4.3; 8.4.3; 9.3; 10.4.3
- hardhout	3.2; 8.3; 8.4.3; 9.2.2
- zachthout	3.2; 8.4.3
opstuwing	3.3
- van schepen	5.2.1
peilfluctuatie, -verloop	
- in grondwater	1.3; 4.2.2
- in nevengeul	5.2.2; 5.2.3
- in plas e.d.	1.3; 4.2.1; 4.4.2
- in rivier	1.4.1; 1.7; 4.2.1; 4.4.1; 10.4; 10.4.3; 10.4.5
poel	4.4.1; 10.4.2
plantensoorten	5.2.3; 10.3; 11.1; 11.3
- kritische	tabel 5.2; 8.2.2; 9.3; tabel 10.1; tabel 10.4
planvorming	1.6; 2.1; 2.3; 3.2
plas	1.4.2; 3.2; 3.3; 4.1; 4.2.1; 4.2.2; 4.2.3; 4.3; 4.4.1; 4.4.2; 5.1; 5.4.4; 7.3; 7.4.2; 7.4.4; 10.3; 10.4.2;
rekolonisatie (her-)	4.3; 6.2.3; 6.4.2; 8.3
retentiegebied	4.4.1
river continuum concept	1.3
riverduin	1.2.2; 1.4.2; 3.2; 8.1; 9 geheel
rieverruiming	2.1; 2.3; 3.3
ruimtelijke planvorming	3.2
schaalniveau	1.7; 3.2
sedimentatie	1.2.2; 1.4.2; 3.3; 4.4.2; 5.1
- in nevengeul	5.2.2; 5.4.2; 5.4.3; 5.4.4
- in uiterwaard	1.4.2; 3.1; 3.3; 4.2.2; 6.2.2; 6.2.3; 6.4.3; 7.2.2; 7.3; 7.4.3; 10.3; 10.4.1; 11.2
- in vaargeul	5.2.2; 6.1
- op oeverwal	1.4.2; 8.1; 8.2.1; 10.4.1
serial discontinuity concept	1.3
sleutelgebied	3.2; 4.3
sleutelpopulatie	3.2
slib	1.4.2; 4.1
- erosie	4.2.1; 5.4.2; 10.4.1
- resuspensie	4.2.3
- sedimentatie	1.4.2; 5.4.4; 6.2.2; 7.2.2; 8.1; 10.2.2; 10.3; 10.4.1
- transport	1.1; 1.4.2
- vang	5.4.2
- verontreiniging	1.4.2; 3.4; 10.3
spiraalstroming	1.4.2; 8.2.1; 9.2.1
strang	3.2; 3.4; 4.1; 4.4.1; 4.4.2; 5.1; 7.4.3; 10.1
stroom	
- baan	1.4.2; 4.3; 6.4.1; 6.4.2; 7.4.2
- bergende delen	3.3
- dalgrasland	3.2; 6.4.1; 8.2.2; 8.3; 8.4.3; 9.3; 11.1
- gebied	1.1; 1.7; 3.2
- luw	3.3
- minnend	5.2.3
- voerend	3.3; 6.3; 6.4.2
stuw	1.1; 1.2.1; 1.2.2; 1.5; 1.7; 2.2; 5.4.1
- pand	1.2.2; 1.7; 4.2.1; 4.4.1; 5.4.1; 6.4.1; 10.1; 10.4.3
- passage	5.4.1

stuwwal	1.4.2; 1.7; 2.2; 3.2; 4.1; 4.2.1; 4.3; 4.4.1; 4.4.3; 6.3; 6.4.2; 8.1
successie	1.3; 3.2; 4.1; 4.4.3; 5.1; 5.2.3; 6.2.3; 6.4.3; 6.5; 8.3; 9.2.2; 9.3; 10.4.1; 11.2
trajectindeling	1.7
uiterwaardverlaging	2.3; 3.2; 3.3; 4.3; 6 geheel; 7.2.2; 7.2.3; 7.4.1; 7.4.2; 7.4.3; 7.4.5; 10.3; 11.1
vaargeul	5.4.1
- afmetingen	1.5; 5.3.2
- sedimentatie in	1.5; 5.3.2; 5.4.1
verstuwing	1.2.2; 1.3
vistrap	1.5; 5.4.1
verontreinigde bodem en sediment	1.4.2; 2.1; 3.1; 3.4; 5.4.3; 7.4.3; 11.3
wiel	4.1; 4.4.2
winterbed	1.2.2; 1.3; 1.4.1; 2.1; 2.3; 3.2; 3.3; 5.4.4; 6.4.1; 7.1; 9.2.2; 10.1; 10.3; 10.4.5
winterdijk	1.2.2; 4.2.1; 4.2.2; 5.2.1; 6.4.2; 7.1; 8.2.1
zand	
- bank	1.4.2; 5.2.2; 6.1
- bodem	4.2.2; 6.4.3; 10.2.1
- duin	1.7
- grond	1.7; 6.2.3; 6.4.2; 11.1; 11.2
- oever	1.7; 3.2; 6.1
- plaat	1.7; 5.2.2; 10.2.1
- rivier	1.7
- sedimentatie,	1.2.2; 1.4.2; 1.5; 3.2; 5.1;
aanzanding	5.2.2; 5.3.2; 5.4.1; 5.4.2; 5.4.3; 5.4.4; 6.2.2; 6.3; 7.3; 7.4.2; 8.1; 8.2.1; 8.2.2; 8.4.1; 9.2.1
- transport	1.1; 1.4.2; 5.4.1; 9.1
- vang	5.4.2; 5.4.4
- verstuiving van	9.2.1; 9.2.2
- winning	1.2.2; 1.6; 8.4.3
- winputten	3.2; 3.4; 4.1; 4.4.1; 4.4.2; 4.4.3; 5.4.4
zoetwatergetijdengebied	10.1; 10.2.1; 10.2.2; 10.2.3; 10.3; 10.4
zoetwatergetijdenmoeras	10.1; 10.2.3; 10.4.2; 10.4.3
zomerbed	1.1; 1.2.2; 1.3; 1.4.2; 3.2; 3.3; 5.3.2; 5.4.1; 5.4.2; 6.1; 6.3; 6.4.2; 7.3; 8.2.1; 8.3; 8.4.1; 9.3;
zomerkade	1.4.2; 1.5; 3.1; 3.2; 3.3; 4.4.2; 4.4.3; 5.4.2; 6.2.1; 6.2.2; 6.3; 7 geheel; 8.2.1; 8.4.2; 8.4.3
zoutgehalte	4.4.1; 10.2.3

Lijst van gebruikte afkortingen

ABR	Actief Bodembeheer Rivierbed
DLO	Directie Landbouwkundig Onderzoek
DWW	Dienst Weg- en Waterbouwkunde
EHM	Ecological Rehabilitation of the River Meuse
EHR	Ecological Rehabilitation of the Rivers Rhine and Meuse
EHS	Ecologische Hoofdstructuur
EMOE	Ecohydrologisch Model voor de Oevervegetatie van Estuaria
GHW	Gemiddeld Hoogwater
GLW/MLW	Gemiddeld Laagwater
IBN	Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek
IKC	Informatie- en Kennis Centrum (van LNV)
IPO	Inter Provinciaal Overlegorgaan
IRMA	Interreg Rijn Maas Activiteiten
IVR-DSS	Integrale Verkenning Rijntakken-Decision Support System
LCN	Landschap, Cultuurhistorie en Natuur
LNC	Landschap, Natuur en Cultuurhistorie
LVN	Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij
MER	Milieu Effect Rapportage
MHW	Maatgevende Hoogwaterstand
NBL21	Natuur-, Bos- en Landschapsbeleid 21 ^e eeuw ("Natuur voor Mensen, Mensen voor Natuur")
NBP	Natuur Beleids Plan
NUGH	Nadere Uitwerking voor het Groene Hart
NURG	Nadere Uitwerking Rivierengebied
NW4	Vierde Nota Waterhuishouding
OC&W	Ministerie van Onderwijs, Cultuur en Wetenschappen
OLR	Overeengekomen Laagste Rivierpeilen
PAK	Poly Aromatische Koolwaterstof
PCB	Poly Chloor Bifenyyl
RIZA	Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling
RvR/RVR	Ruimte voor Rijntakken of Ruimte voor Rivieren
RWS	Rijkswaterstaat
RWS-DLI	Rijkswaterstaat Directie Limburg
RWS-DON	Rijkswaterstaat Directie Oost-Nederland
SC	Staring Centrum
SGR	Structuurschema Groene Ruimte
TAW	Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen
VenW/V&W	Ministerie van Verkeer en Waterstaat
VINEX	Vierde Nota Ruimtelijke Ordening Extra
VNG	Vereniging Nederlandse Gemeenten
VROM	Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne
VijNo/RO5	Vijfde Nota Ruimtelijke Ordening
WB21	Waterbeheer in de 21 ^e eeuw
Wbb	Wet bodembescherming
WL	Waterloopkundig Laboratorium
WNF	Wereld Natuur Fonds

Dit is een uitgave van het Ministerie van Verkeer en Waterstaat, RIZA (2000). Deze uitgave is mede tot stand gekomen door een bijdrage van het IRMA-SPONGE programma.

Projectleiding

Henk A. Wolters (RIZA)

Redactie

Henk A. Wolters
M. Platteeuw
Margriet M. Schoor
(allen RIZA)

Auteurs

Joost J.G.M. Backx, Jan Wouter C. Bruggenkamp, Tom (A.D.) Buijse, Hugo Coops, Perry Cornelissen, Gerben J. van Geest (Wageningen Universiteit), Noël (E.F.M.) Geilen, Rob E. Grift (Nederlands Instituut voor Visserij Onderzoek), Luc H. Jans, Jolande de Jonge, Frederike I. Kappers, Maarten Platteeuw, Frank C.J.M. Roozen (Wageningen Universiteit), Margriet M. Schoor, Max H.I. Schropp, Anne Sorber, Esther Stouthamer, J. Theo Vulink, Henk A. Wolters en Marjolein van Wijngaarden. Alle auteurs zijn werkzaam of werkzaam geweest bij het RIZA, tenzij anders vermeld.

Coördinatie Productie

Henk Bos

DTP, opmaak en drukwerk

Evers Litho en Druk Almere

Foto's en figuren

M. Platteeuw	1.1
F.W.B. van den Brink 1994	1.2
H.A. Wolters	1.3, 1.4, 1.5, 7.2
A. D. Buyse	1.6, 4.1, 4.4, 4.5, 4.6
H. J. A. Berendsen 1996,1998	1.7
H. Middelkoop 1998	1.8
Schoor en Sorber 1998	1.9, 1.10, 8.3, 8.4, 8.5, 8.6, 9.6
Water in beeld 2000	1.11
J.W.C. Bruggenkamp	1.12, 2.1
Min. Van LNV 1992	2.2, 2.3
RWS DON 1998	2.4, 2.5
M.H.I. Schropp	3.1, 3.2, 7.3, 7.4, 7.5
Van de Guchte <i>et al.</i> 1999	3.3
Wolters-Noordhoff 1998	4.2, 4.3
Tockner <i>et al.</i> 1998	4.7
H. Wolfert 1998	5.1
L. H. Jans	5.2, 5.4, 5.7,5.8
RWS MD	5.3
Sorber 1997	5.5

Jans <i>et al.</i> 2000	5.6
J. Backx	6.1
A.J Remmelzwaal	6.2, 6.3
Deltaphot Middelburg	6.4, 7.1, 11.7
W. ten Brinke	8.1, 8.2
M.M. Schoor	9.1, 9.5
R. Doef	9.2, 9.4
P. Jongerius	9.3
H. Coops	10.1, 10.5, 10.6, 10.7, 10.8
Rijkswaterstaat DZH	10.2
S. Zonneveld 1959	10.3
C.W.C.J. van de Rijt	10.4
P. Cornelissen	11.1, 11.2, 11.3, 11.4, 11.5, 11.6, 11.8, 11.9

ISBN 90 369 5417 7