

Grote grazers voor veiligheid en natuur in rivieruiterwaarden

Fase 1 Analyse bestaande gegevens



T.J. Boudewijn

C. Smit

D. Emond

W.M. Liefveld

E.S. Bakker



Bureau Waardenburg bv
Adviseurs voor ecologie & milieu



**rijksuniversiteit
groningen**



ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn

© 2015 VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren

Rapport nr. 2015/OBN202-RI
Driebergen, 2015

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van BIJ12 en het Ministerie van Economische Zaken.

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave is digitaal verkrijgbaar via www.natuurkennis.nl

Foto voorkant W.M. Liefveld

Samenstelling T.J. Boudewijn, Bureau Waardenburg
C. Smit, Rijksuniversiteit Groningen
D. Emond, Bureau Waardenburg
W.M. Liefveld, Bureau Waardenburg
E.S. Bakker, NIOO

Productie Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE)
Adres : Princenhof Park 9, 3972 NG Driebergen
Telefoon : 0343-745250
E-mail : info@vbne.nl

Voorwoord

Het doel van het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (OBN) is het ontwikkelen, verspreiden en benutten van kennis voor terreinbeheerders over natuurherstel, Natura 2000, leefgebiedenbenadering en ontwikkeling van nieuwe natuur. In het rivierengebied raakt het natuurbeheer direct aan een andere belangrijke functie: hoogwaterbescherming. Ook deze doelstelling ligt deels bij de terreinbeheerders, vastgelegd in afspraken met Rijkswaterstaat. En met steeds meer urgentie.

Door de grotere weersextremen worden naar verwachting de hoogwaterstanden in de Nederlandse rivieren steeds hoger. Daarom laat Rijkswaterstaat in het kader van het project Stroomlijn de begroeiing in de uiterwaarden aanpassen om de doorstroming en daarmee de beoogde veiligheid te kunnen garanderen. Een belangrijke vraag hierbij is of de beheerders van natuurgebieden in de uiterwaarden aan deze voorwaarden kunnen voldoen zonder tegelijkertijd een negatief effect op bestaande natuurwaarden te veroorzaken. En daarnaast of begrazing een geschikt beheerinstrument is om de gewenste potentiële waterafvoer te garanderen en tegelijkertijd de nagestreefde natuurwaarden te realiseren.

De centrale vraag in dit onderzoek naar begrazing in uiterwaarden is dan ook: Hoe kan begrazing het beste ingezet worden om de natuur-en veiligheidsdoelen in het rivierengebied in goede samenhang te realiseren? Deze rapportage omvat fase 1 waarin bestaande kennis verzameld is en een eerste analyse is uitgevoerd om deze vraag te kunnen beantwoorden.

Er is gekeken naar de effecten van de verschillende beheermaatregelen die door beheerders worden gehanteerd om gestelde natuur- en veiligheidsdoelstellingen te halen. Deze beheermaatregelen bestaan voornamelijk uit de inzet van begrazing (seizoens- of jaarrond) en maaien. U leest in dit rapport hoe de verschillende beheermaatregelen effect hebben op kwaliteit en ruwheid van de vegetatie en (in mindere mate) op fauna. De inzichten uit dit rapport zijn bedoeld als opstap naar fase 2, waarin op een aantal zaken dieper wordt ingegaan. Tegelijk willen we de beheerders al wat indicaties meegeven hoe ze het uiterwaardbeheer kunnen optimaliseren om effectief en te werken aan zowel veiligheids- als natuurdoelstellingen.

Ik wens u veel leesplezier

Drs. T.J. Wams

Voorzitter van de OBN Adviescommissie

Inhoudsopgave

Samenvatting

Summary

Dankwoord

1 Inleiding	14
1.1 Achtergrond	13
1.2 Vraagstelling	15
1.3 Leeswijzer	16
2 Materiaal en methoden	17
2.1 Aanpak	17
2.2 Werkwijze op hoofdlijnen	17
2.3 Nadere uitwerking methode Structural Equation Modelling (SEM)	21
2.4 Nadere uitwerking enclosure onderzoek	23
2.5 Vergelijking effecten beheerregimes op rivierflora	26
2.6 Vergelijking effect verschillende beheersregimes in de tijd	27
2.7 Ontwikkeling kwaliteit vegetatie	27
2.8 Ontwikkeling ruwheid vegetatie	28
2.9 Interviews met beheerders	32
3 Wat wisten we al?	33
3.1 Interactie grazers en vegetatie	33
3.2 Natuurdoelen in uiterwaarden	39
3.3 Veiligheid en vegetatieruwheid	40
4 Resultaten	44
4.1 Inleiding	44
4.2 Begrazingsprojecten langs de grote rivieren: het overzicht	44
4.3 Structural Equation Modelling	48
4.3.1 Algemene trends	48
4.3.2 Stuurvariabelen grasland	50
4.3.3 Stuurvariabelen ruigte	52
4.3.4 Stuurvariabelen struweel	53
4.3.5 Stuurvariabelen bos	54
4.3.6 Samenvatting SEM-analyse	55
4.4 Enclosure onderzoek	56
4.5 Vergelijking effecten beheerregimes op rivierflora	64

4.5.1	Inleiding	64
4.5.2	Vergelijking verschillende beheerregimes binnen een gebied	65
4.5.3	Vergelijking flora in seizoen- en jaarrondbegraste terreinen	69
4.6	Ontwikkeling in de tijd	71
4.6.1	Kwaliteit plantensoorten	71
4.6.2	Kwaliteit vegetatie en relatie Natura 2000 habitattypen	78
4.7	Ontwikkeling ruwheid vegetatie	82
4.8	Ervaringen van beheerders	83
5	Discussie	87
5.1	Algemeen	87
5.2	Opbrengst deelonderzoeken	87
5.3	Overige relevante aspecten	95
5.4	Antwoorden op de onderzoeksvragen	100
5.5	Aanbevelingen vervolgonderzoek Fase 2	103
6	Conclusies en aanbevelingen	107
	Literatuur	110
	Bijlagen	115

Samenvatting

Hoe kan begrazing het beste ingezet worden om de natuur-en veiligheidsdoelen in het rivierengebied in goede samenhang te realiseren? Deze vraag staat centraal in dit onderzoek naar begrazing in uiterwaarden voor het OBN Deskundigenteam Rivierenlandschap. Omdat de druk op de ruimte ook langs de Nederlandse rivieren toeneemt, moeten functies steeds uitgekierder vervlochten worden. In de uiterwaarden betekent dit vooral het vinden van een goede balans tussen natuurontwikkeling en hoogwaterveiligheid.

Doordat de laatste decennia in steeds meer uiterwaarden het beheer is overgegaan van landbouw naar natuur, verandert ook de vegetatie in die uiterwaarden: van glad Engels raaisgras naar een veel gevarieerdere begroeiing met bloemrijk grasland, ruigte, struweel en lokaal zelfs bosontwikkeling. Deze natuurlijke vegetatietypen herbergen een hogere biodiversiteit, zowel wat flora als fauna betreft, maar hebben tegelijk een hogere 'ruwheid' dan de kort gegraasde productiegroaslanden. Dit betekent dat bij hoge afvoeren, als de uiterwaarden onder water komen te staan, de waterstanden tot een hoger niveau komen. Daarom wil Rijkswaterstaat dat in de stroombanen van de rivier de vegetatie weer teruggezet wordt tot een ruwheid die overeenkomt met die van productiegroasland. Bomen, struweel en ruigtes worden momenteel actief verwijderd onder de vlag van het programma Stroomlijn. Met terreinbeheerders worden gedetailleerde afspraken gemaakt om deze vegetatie vervolgens ook kort te houden. De terreinbeheerders vragen zich nu af of het beheermiddel dat zij meestal inzetten in de uiterwaarden, namelijk de inzet van grote grazers, geschikt is om dit veiligheidsniveau te handhaven en of bij zo'n begrazingsregime de natuurdoelen wel overeind kunnen blijven.

Het onderzoeksproject bestaat uit twee fasen: in fase 1 is bestaande kennis verzameld en een eerste analyse uitgevoerd om te bekijken welke stuurparameters relevant zijn. In fase 2 wordt veldwerk verricht om de veronderstelde relaties diepgaander te onderzoeken. De voorliggende rapportage heeft betrekking op fase 1.

Resultaten

De meeste natuurontwikkelingsgebieden langs de Nederlandse rivieren worden beheerd met grote grazers, die vaak jaarrond aanwezig zijn (in 52% van de 103 onderzochte gebieden). Begrazing vindt meestal plaats door runderen of een combinatie van runderen en paarden (respectievelijk in 48 en 45% van de gebieden). Maaien wordt met name in kleinere gebieden toegepast.

De vegetatie- en vlindergegevens van een aantal begraasde gebieden zijn nader onderzocht middels statistische modellering (Structural Equation Modelling (SEM)). Hieruit blijkt dat in de periode 1996-2008 het aandeel natuurlijk grasland in deze gebieden toenam met gemiddeld 16%, ruigte met 1% en struweel met 5%. Het aandeel bos nam licht af: met 1%. De oppervlakteveranderingen van grasland, ruigte en struweel worden meer bepaald door de abiotische omstandigheden dan door het beheer, terwijl voor de lichte afname van het (relatieve) bosareaal ook de graasdichtheid bepalend is (tabel 0.1). Een hoge graasdichtheid heeft in het model een negatief effect op het aantal karakteristieke rivierplantensoorten in zowel grasland als ruigte en bos. Voor struweelvorming lijken de abiotische omstandigheden bepalender. De vlinderdiversiteit is vooral afhankelijk van de hoeveelheid grasland.

Ruigte ontwikkelt zich meer op zandige terreindelen. Mogelijk komt dit doordat deze delen minder intensief begraasd worden dan de kleiige delen. Vaak gebruiken de dieren deze plekken wel om te rusten (waardoor lokaal de bemesting en daarmee verruiging toeneemt).

Tabel 0.1 Samenvatting SEM-analyses per stuurvariabele. Positieve effecten op de variatie in de oppervlakteveranderingen en op de verandering in de plantendiversiteit: + = >0 - 0,25; ++ = 0,26 - 0,50; +++ = 0,51 - 1,00. Negatieve effecten op de variatie in de oppervlakteverandering en op de verandering in de plantendiversiteit: - = <0 - -0,25; -- = -0,26 - -0,50; --- = -0,51 - -1,00. Geen effect = 0. Hoe groter de waarde des te sterker is het effect. Bodem: 1 > 90% klei, 2 = 75% klei (25% zand), 3 = 50%/50%, 4 = 25% klei, 75 zand en 5 > 90% zand, topografie = topografische heterogeniteit = variatie in hoogteligging (cm), overstroming = overstromingsfrequentie, graasdichtheid = N/ha/jr, intensiteit uitgangsheer = 1 zeer ext - 4 zeer intensief, start begrazing = startjaar. De percentages geven de gemiddelde verandering in oppervlakte-aandeel weer van de verschillende vegetatietypen.

stuurvariabele	verandering oppervlakte				verandering diversiteit plantensoorten			
	gras +16 %	ruigte +1%	struw eel +5%	bos -1%	gras	ruigte	struweel	bos
bodem	++	++		-	-	0		+
topografie	+++	-	+++		---	---	+++	
overstroming	-	+	++		0	-	+	
graasdichtheid	--	-		+++	---	---		---
int. uitgangsheer	+	++	++	---	+	+	-	+
start begrazing	-	+	++	-	+	+	+	+

Uit langjarig enclosure onderzoek in verschillende uiterwaarden blijkt dat in het algemeen de bedekking van houtigen (vaak meidoorn) toeneemt door het uitsluiten van begrazing. Omdat bij deze experimenten vaak sprake was van een reeds gesloten vegetatiemat, duurt het enkele jaren voordat deze effecten duidelijk worden. Op kale bodem vindt zonder begrazing massaal wilgenopslag plaats (o.a. Afferdensche en Deestsche waarden). Naast het effect door grote grazers kan ook het effect door konijnen aanzienlijk zijn, soms is dit zelfs de bepalende factor zoals in Junner Koeland.

De vergelijking van de resultaten van maaibeheer versus begrazingsbeheer in hetzelfde gebied (om zo de invloed van abiotische omstandigheden te minimaliseren), laat zien dat het beheer van invloed is op de samenstelling van de aanwezige karakteristieke rivierplantensoorten. Begrazingsbeheer lijkt hierbij meer soorten op te leveren dan maaibeheer. Verdere opsplitsing naar verschillende vormen van begrazing liet in dit onderzoek geen duidelijke verschillen zien.

In de begraasde natuurontwikkelingsgebieden neemt na de start van de natuurontwikkeling het aantal karakteristieke rivierplantensoorten toe: eerst vooral de pionier- en graslandsoorten, later vooral de ruigte- en struweelsoorten. In de gemaaide gebieden is weinig verandering in het aantal karakteristieke rivierplantensoorten te zien in de tijd.

De vegetatiekwaliteit van specifieke graslandgebieden, waaronder Natura 2000 habitattypen als glanshaverhooiland en stroomdalgrasland, heeft zich negatief ontwikkeld bij begrazingsbeheer. Alleen in gebieden met hooilandbeheer gaat het goed. Deels heeft dit te maken met de definitie van glanshaverhooilanden en stroomdalgraslanden, waarvoor geldt dat er langjarig hooilandbeheer wordt toegepast. Begrazingsbeheer wordt pas sinds enkele

decennia toegepast en het stroomdalgrasland ontwikkelt zich onder dit regime tot een wat ruigere vorm. Vermoedelijk moeten deze graslanden niet als minder waardevol worden beoordeeld, maar de huidige beoordelingscriteria, gebaseerd op hooilandbeheer, zijn nog niet aangepast aan deze nieuwe situatie.

De vegetatieruwheid neemt vergelijkbaar toe in de tijd bij jaarrond- en seizoenbegrazing. In gebieden waar (ook) gemaaid wordt, neemt de ruwheid niet of nauwelijks toe. Kennelijk is de graasdruk waarbij een afname in de vegetatieruwheid wordt bereikt nog niet gerealiseerd in de huidige gebieden (max. 2 GVE/ha), ofschoon al wel een negatief effect op de plantendiversiteit is vastgesteld bij de maximale graasdruk.

Er waren weinig gegevens beschikbaar over de relatie tussen fauna en begrazingsbeheer. De effecten van begrazing op fauna zijn bovendien groeps- en vaak zelfs soortspecifiek. Algemene lijn is dat de afname aan voedselbeschikbaarheid en verhoogde sterfte bij ongewervelden leidt tot lagere abundanties, maar dat door de toegenomen heterogeniteit van het systeem op landschapsschaal de diversiteit van de fauna toeneemt. Bij voldoende grote begrazingseenheden ontstaat vanzelf een gradiënt in graasdruk, waardoor voor een groot aantal soorten geschikte omstandigheden ontstaan. Dit maakt het wel moeilijker gericht te sturen op het vrijhouden van de stroombanen.

Ervaringen beheerders

Op dit moment ervaren nog weinig beheerders een conflict tussen veiligheid en natuur. Wel worden de veiligheidsnormen steeds strenger en beheerders hebben behoefte aan informatie op dit punt. Vegetatiestructuur wordt gezien als een belangrijke voorwaarde voor de aanwezigheid van fauna. Het beheer is op dit moment afgestemd op de potenties van het gebied (botanische waarden, vogels), praktische mogelijkheden (oppervlakte, hoogwatervrije plaatsen) en persoonlijke voorkeuren van de beheerder. De natuurdoelen zijn dan ook vaak op deze combinaties afgestemd, waarbij wordt gestreefd naar een mozaïek in het landschap met de bijbehorende SNL-waarden. Er wordt volop geëxperimenteerd met de inzet van grazers, waarbij ook de praktische beschikbaarheid van de grazers een rol speelt. De meerderheid van de beheerders vindt begrazingsbeheer een geslaagd instrument om de natuurdoelen te halen. Over begrazing als instrument om de vegetatieruwheid te beperken tot op het vereiste niveau zijn de meningen meer verdeeld.

Summary

Can grazing with large herbivores be used as a management tool to achieve goals for both nature and flood defence along rivers? This is the key question in this study on grazing in river floodplains for OBN. As the pressure on space increases, as is also happening along Dutch rivers, the functions of these areas have to be optimised. In river floodplains this requires a balance between nature and flood defence.

In the last decennia the primary land use in many Dutch floodplains has changed from agriculture to nature, bringing about a change in vegetation from uniform Perennial Ryegrass coverage to a more diverse vegetation of flowery grassland, roughs, shrubs and locally even riparian forests. This natural vegetation contains higher values for biodiversity, both for plants and animals. At the same time, natural vegetation has a higher resistance to water flow than short cut pastures. This results in higher flood levels, when floodplains are flooded. Rijkswaterstaat aims to reduce the vegetation resistance in the floodplains to a level that corresponds to the level of pastures. Trees, brushwood and shrubs are now actively removed under the 'Stroomlijn'-(streamline) program. Detailed arrangements are made with floodplain managers to maintain the target situation. But the instrument they apply, namely grazing by large herbivores, might not be suitable for maintaining this safety level yet at the same time it serves the ecological goals.

This study consists of two phases: in phase one the existing knowledge is collected and subject to an initial analysis in order to assess control parameters. In phase two, fieldwork is carried out for further research on presumed relationships. This report considers phase one.

Results

Most nature development areas along Dutch rivers are managed through the use of large herbivores, often all year round (52% of the 103 areas considered). Grazing is mostly by cattle, or a combination of cattle and horses. Haymaking is only carried out in smaller plots.

For a selection of areas, vegetation and butterfly data were studied in more detail by means of Structural Equation Modelling (SEM). These data demonstrate that in the period from 1996 to 2008 the contribution of natural grasslands in these areas increased by an average of 16 %, roughs by 1% and shrubs by 5%. In the same period the contribution of riparian forest decreased by 1%. The changes in the cover of grassland, roughs and shrubs are determined more by abiotic conditions than by management. The cover of riparian forests is also determined by grazing (table 0.1). An increase in grazing density has a negative impact on plant diversity in grassland, roughs and woodland. For the development of shrubs the abiotic conditions appear dominant. Butterfly diversity turns out to be determined mainly by the cover of grassland.

In this analysis roughs develop mostly on sandy plots (table 0.1). This is probably due to the fact that these areas are being grazed less intensively than argillaceous areas. The animals use these spots for resting and sleeping (as a result of which local dung input increases).

Table 0.1 Summary of the SEM analysis per control variable. Positive impact on the change in surface area: + = >0 - 0.25; ++ = 0.26 - 0.50; +++ = 0.51 - 1.00. Negative impact: - = <0 - -0.25; -- = -0.26 - -0.50; --- = -0.51 - -1.00. No impact = 0. The larger the value, the larger the impact. Soil: 1 > 90% clay, 2 = 75% clay (25% sand), 3 = 50%/50%, 4 = 25% clay, 75 sand en 5 > 90% sand, topography = topographic heterogeneity = variation in height (cm), flooding = flooding frequency, grazing intensity = N/ha/yr, intensity initial management = 1 very extensive - 4 very intensive, start grazing = starting year.

control variabele	surface area				plant diversity			
	grass	rough s	shrubs	fore st	grass	roughs	shrubs	forest
soil	++	++		-	-	0		+
topography	+++	-	+++		---	---	+++	
flooding	-	+	++		0	-	+	
grazing density	--	-		+++	---	---		---
int. management	+	++	++	---	+	+	-	+
start grazing	-	+	++	-	+	+	+	+

Studies with long-term exclusions in several floodplains show that the cover of woody species (often hawthorn) increases with the exclusion of grazing. As these experiments often start with a closed vegetation cover, it takes several years until effects are visible. Bare soil leads to mass willow growth in the absence of grazing (e.g. Afferdensche and Deestsche warden). In addition to large herbivores, the effects of grazing by rabbits can be significant, sometimes even stronger than cattle grazing, as shown in the Junner Koeland.

The comparison of the results of mowing with grazing within the same area (thus reducing the impact of local abiotic conditions) shows that management has an impact on the number of riparian target species. Grazing tends to result in a higher number of species. Further differentiation in types of grazing showed no clear differences.

In restored floodplains with grazing by large herbivores, the number of characteristic riparian species increases: first mainly pioneer and grassland species occur, later roughs and shrub-related species develop. Areas that are mown show little change in the number of characteristic riparian species over time.

The quality of specific grassland areas, including Natura 2000 habitat types such as Lowland hay meadows (H6510) and Xeric sand calcareous grasslands (H6120), has decreased under grazing regimes. Only areas with haymaking develop in a positive way. These habitat types require, by definition, a long-term haymaking regime. Grazing by large herbivores has been implemented only relatively recently. Xeric sand calcareous grasslands shift into a slightly different form under this regime. This shift does not necessarily reduce the quality of these grasslands. A review of the criteria for characteristic grassland vegetation types that are adapted to the new situation can be considered.

Vegetation resistance to water flow increases in time to a similar extent both with a grazing regime year-round and seasonal grazing. In areas with an additional mowing regime, the resistance level is stable. Apparently the grazing intensity by which a reduction in vegetation roughness can be reached has not yet been met (max 2 GVE/ha), although a negative impact on plant diversity has been demonstrated.

Few data were available on the relationship between animals and grazing regime. Furthermore, the effects of grazing on animals are group- and even species-specific. The

common view is that the reduction of food availability and increased mortality of invertebrates leads to lower densities. As the heterogeneity of the system at the landscape level increases the fauna diversity also increases. Sufficiently large grazing areas will generate natural gradients in grazing pressure and subsequent habitat conditions, fitting a large number of species. In the same time this may interfere with reducing vegetation structure in the floodway.

Experiences of floodplain managers

At this moment floodplain managers experience few conflicts between flood defence and nature development. Nevertheless safety constraints are becoming more and more strict and managers are currently in need of information. Vegetation structure is considered an important factor for flora and fauna diversity. Floodplain management often focuses on the potential of the area (e.g. botanical values, birds), practical possibilities (surface area, flood-free areas) and personal preferences. This leads to nature goals that aim at a mosaic landscape that are supported by public funding. Managers experiment with grazing regimes and different combinations of large herbivores. They consider grazing a suitable tool to achieve nature goals but there remains doubt as to its effectiveness for clearing the floodway to the required level.

Dankwoord

Aan het onderzoek werd, naast het kernteam, verder nog meegewerkt door:

G. Kurstjens	Bureau Kurstjens
L.S.A. Anema	Bureau Waardenburg
I. van Gogh	Bureau Waardenburg
J.A. Inberg	Bureau Waardenburg
J.W. de Jong	Bureau Waardenburg
J.C. Kleyheeg-Hartman	Bureau Waardenburg
M.J.M. Poot	Bureau Waardenburg

Veel informatie is door middel van interviews verzameld. De volgende personen hebben informatie verstrekt of op een andere wijze bijgedragen:

- Staatsbosbeheer P. Greeve, H. van Heiningen, M. Karelse, F. Klinge, T. Muusse, H. Roelofs, P. Roomberg, H. Sluiter, G. Verhoeks, J. Wind, H. Woesthuis
- Utrechts Landschap H. Spitzen
- Natuurmonumenten H. Joosten, R. Kluit, J. van Mierlo
- Free Nature T. de Bode
- HAS Hogeschool M. Voeten

H. Spitzen (Utrechts Landschap gaf toestemming voor het maken van opnamen in de enclosures in de Blauwe Kamer en P. Greeve (Natuurmonumenten) voor de Duursche Waarden. P. Cornelissen (vroeger RWS en tegenwoordig Staatsbosbeheer) stelde gegevens van de enclosures in de Duursche en de Stiftsche Waarden beschikbaar. H. Boll (Staatsbosbeheer) stelde vegetatiekarteringen beschikbaar. We zijn alle bovengenoemde personen zeer erkentelijk voor hun bereidheid om aan het onderzoek mee te werken of te faciliteren.

We ontvingen opbouwend commentaar en aanvullingen van L. Linnartz en H. Meertens (Stichting ARK), C. Braat (FREE Nature) en H. van Kleef (deskundigenteam OBN Fauna) op het conceptrapport. Ook hen zijn we zeer erkentelijk.

Tenslotte willen we de begeleidingsgroep bedanken voor het meedenken en hun opbouwende commentaar. De begeleidingsgroep bestond uit: J. Bekhuis (Stichting Ark), M. Brunsveld (VBNE), J. Ex (provincie Gelderland), H. Geessink (Utrechts Landschap), M. Nijssen (Stichting Bargerveen), H. Sluiter (Staatsbosbeheer), P. Voorn (Natuurmonumenten) en B. Voortman (Rijkswaterstaat).

1 Inleiding

De uiterwaarden van de grote rivieren worden al sinds jaar en dag begraasd. Aanvankelijk vooral door huisvee. De voedselrijke uiterwaarden produceren eiwitrijke graslanden, waar het vee goed op gedijt. Sinds de natuurontwikkelingsimpuls uit de jaren negentig, zijn veel landbouwgebieden langs de Nederlandse rivieren omgezet in natuurgebieden, vaak in combinatie met rivierverruimende maatregelen. Veel van deze nieuwe gebieden worden begraasd door 'semi-wilde' rassen die jaarrond in de gebieden rondstruinen. Het idee is dat hiermee een natuurlijker vegetatiepatroon in de uiterwaarden ontstaat en de biodiversiteit toeneemt. Recent is echter duidelijk geworden dat de begroeiing die hierbij ontstaat in hoogwatersituaties voor opstuwung van het rivierwater kan zorgen. Daarom wil Rijkswaterstaat dat de uiterwaarden weer kaler worden. In het stroomvoerende deel van de uiterwaarden is grasland het uitgangspunt. En de grote grazers moeten helpen om het zo te houden.

Maar is dat wel realistisch? Welke graasdruk is daarbij nodig en kan dat wel in combinatie met jaarrondbegrazing? En gaat dit niet ten koste van de beoogde natuurwaarden? Hoe kun je slim sturen? Dit zijn de belangrijkste vragen voor deze studie, met de grote grazers als inzet voor zowel veiligheid als natuur. Er moet een nieuwe balans gevonden worden tussen loslaten en sturen. Dat kan alleen met voldoende kennis van de knoppen waaraan gedraaid kan worden, met aandacht voor beide doelen: veiligheid en natuur. Deze studie onderzoekt of en hoe deze combinatie van doelen in het rivierengebied bereikt kan worden met begrazing als middel.

1.1 Achtergrond

Door de grotere weersextremen als gevolg van klimaatverandering, nemen de maatgevende afvoer en de hoogwaterstanden in de Nederlandse rivieren toe (Deltaprogramma rivieren 2014). Hier komt bij dat de zeespiegel stijgt, de bodem verder daalt en het economische belang van laag-Nederland nog steeds toeneemt. Om de risico's het hoofd te bieden worden in het Deltaprogramma maatregelen voorbereid. Voor de rivieren betekent dit een vervolg op de reeds ingezette lijn van Ruimte voor de Rivier: het hoogwaterveiligheidsprogramma, naar aanleiding van de overstromingen in 1995-1998, dat wordt afgerond in 2015 (www.ruimtevoorde.rivier.nl).

Maar prioritair aan het voorbereiden van nieuwe hoogwaterbeschermingsmaatregelen is het zorgvuldig omspringen met de bestaande of verworven ruimte voor water. De afgelopen jaren is het Rijkswaterstaat duidelijk geworden dat de Nederlandse uiterwaarden niet meer louter uit glad geschoren productiegroen bestaan, zoals in de rivierkundige modellen, maar uit een veel gevarieerdere begroeiing. Met consequenties voor de hoogwaterstanden.

De afgelopen twintig jaar zijn veel natuurontwikkelingsprojecten in de uiterwaarden van de grote rivieren uitgevoerd, met dragende programma's als NURG, Groen voor grind en Ruimte voor de rivier. In deze projecten is veelal productiegroen omgezet in natuurgebied, al dan niet in combinatie met graafwerkzaamheden voor bijvoorbeeld (neven)geulen. Deze omzetting naar natuurgebied gaat in veel gevallen samen met een toename van ruigtes, struiken en bomen in de uiterwaarden, waardoor de doorstroming van het water minder soepel verloopt en de waterstanden bij hoge afvoer lokaal toenemen (Van Velzen *et al.* 2003). Deze vegetatieontwikkeling doet afbreuk aan het waterstandsverlagende effect van de Ruimte voor de rivier-maatregelen (Makaske & Maas 2007). Daarom verwijdt

Rijkswaterstaat in het kader van het project Stroomlijn de begroeiing in veel uiterwaarden om het gewenste veiligheidsniveau weer te bereiken. Hierbij gaat Rijkswaterstaat uit van een zeer streng regime: "stroombaan glad, tenzij". Dit betekent dat in het stroomvoerende deel van de uiterwaard alleen grasland is toegestaan. Om dit niet tot volledige kaalslag van de uiterwaarden te laten leiden, bekijkt Rijkswaterstaat wel welke bomen en struiken beeldbepalend zijn, en om die reden moeten blijven staan. Daarnaast houdt Rijkswaterstaat zich aan de Natuurbeschermings- en Flora- en faunawet. Hierbij kunnen wel lastige dilemma's ontstaan omdat bijvoorbeeld sommige zachthoutbossen beschermd zijn als habitattypen onder Natura 2000. Tot nu toe is het nog niet voorgekomen dat aanvullende rivierverruimende maatregelen getroffen worden om bepaalde vegetaties te sparen. Complicerende factor hierbij is dat Rijkswaterstaat (ministerie van Infrastructuur en Milieu) strikt genomen geen 'natuurtaakstelling' heeft (anders dan de Kaderrichtlijn Water) en dat het ministerie van Economische Zaken, die dat wel heeft, geen rivierverruimende maatregelen uitvoert.

Vooralsnog gaat Rijkswaterstaat ervan uit dat de vegetatie in de Nederlandse uiterwaarden aangepast wordt volgens het 'stroombaan glad' principe. Rijkswaterstaat sluit "Service Level Agreements" af met de beheerders voor het onderhoud van de uiterwaarden. Een belangrijke vraag is hoe de beheerder zo effectief en efficiënt mogelijk aan de voorwaarden van deze overeenkomst kan voldoen en tegelijkertijd de natuurwaarden van het riviereengebied kan behouden.

Een actuele vraag van de beheerders in het riviereengebied is in hoeverre begrazing bij kan dragen aan een duurzame lage ruwheid van de belangrijkste stroombanen in de uiterwaarden. Vanuit de terreinbeheerders is tegelijk de vraag gekomen hoe buiten de stroombanen wel een landschap kan ontstaan waarin plaats is voor alle structuurcategorieën. Een mozaïek van kale grond, korte vegetatie, ruigte, struweel en bos levert immers een hoge biodiversiteit op, conform de natuurdoelstellingen voor de toekomst van het riviereengebied (Ministerie van Economische Zaken 2014). Dit vraagt vereenvoudigd maatwerk en dus gedetailleerd inzicht in de precieze stuurparameters van begrazing als beheerinstrument.

Vanuit Rijkswaterstaat heeft de veiligheid prioriteit in het riviereengebied, zoals tot uiting komt in het project Stroomlijn en het Deltaprogramma Rivieren. Het riviereengebied herbergt echter ook belangrijke natuurwaarden die wettelijk beschermd zijn en een belangrijke status hebben in het Europese netwerk van natuurgebieden. Een groot deel van het riviereengebied langs de Rijntakken is aangewezen als Natura 2000-gebied, zowel op basis van het voorkomen van habitattypen, als van habitatsoorten, broedvogel- en niet-broedvogelsoorten (zie bijlage 1). Begrazing heeft een directe invloed op habitattypen, maar door veranderingen in vegetatiestructuur en groeistadium kunnen ook veel diersoorten indirect beïnvloed worden. Dit geldt niet alleen voor diersoorten waarvoor de desbetreffende Natura 2000-gebieden zijn aangewezen, maar ook voor andere dier- en plantensoorten.

Het huidige Nederlandse uiterwaardbeheer bestaat uit een mix van patroonbeheer en procesbeheer. Met name voor de beschermde graslandtypen als stroomdalgrasland en glanshaverhooiland wordt gericht beheer gevoerd, bedoeld om deze producten van het eeuwenlange extensieve landbouwkundige gebruik van de uiterwaarden voor de toekomst te behouden (Natura 2000). In grote delen van de uiterwaarden vindt echter ook extensiever procesbeheer plaats, met jaarrondbegrazing als stuurmiddel. De uitkomst van dit type beheer is variabel en veel meer afhankelijk van de locatie en de omstandigheden (wat doet de rivier?). Hier hebben we in Nederland pas recenter ervaring mee. Deze studie geeft handvatten hoe deze beheervormen passen bij de wensen en eisen die vanuit veiligheid gesteld worden en waar de grenzen liggen. De praktijk wijst uit dat dit geen uitgemaakte zaak is. Er moet dan ook een goede balans gevonden worden. Terugkeren naar grootschalig landbouwkundig gebruik van de uiterwaarden is immers geen optie. Daarom besteedt deze studie zowel aandacht aan de effecten van begrazing op veiligheidsdoelen als op natuurdoelen.

1.2 Vraagstelling

De studie bestaat uit twee fasen. Dit rapport heeft betrekking op de eerste fase, waarin bestaande kennis geïnventariseerd en geanalyseerd wordt. In fase 2 wordt door middel van veldonderzoek onderzocht of een duurzaam evenwicht tussen veiligheid en natuurwaarden is te realiseren door middel van begrazing en of de factoren die hierop van invloed zijn daadwerkelijk beïnvloed kunnen worden.

Grote grazers hebben een sterk effect op de vegetatiestructuur en daarmee op het aanzien van het landschap en haar natuurwaarden. De vegetatiestructuur heeft grote invloed op de doorstroming van de rivier bij hoge waterstanden en daarmee op de veiligheid van het achterland. Zonder begrazing of ander menselijk ingrijpen vindt natuurlijke successie plaats. Hierbij verandert de vegetatie in de tijd in de volgorde: grasland-ruigte-struweel-bos. De vraag is nu (1) in hoeverre onderbreekt of vertraagt de inzet van grote grazers in uiterwaarden deze natuurlijke successie en zijn grote grazers in staat het landschap in bepaalde mate open te houden en (2) wat zijn de effecten van grote grazers op de natuurwaarden en doelstellingen van de beheerders van de uiterwaarden? Deze vragen zijn afgeleid van de beheervraag die aanleiding is voor van deze studie:

Kan met begrazing de gewenste (veiligheids)vegetatieruwheid bereikt worden zonder dat dit ten koste gaat van natuurdoelen?

Uiterwaarden zonder beheer en zonder ruimte voor natuurlijke processen bestaan uiteindelijk uit hoog opgaand struweel en bos. Grote grazers kunnen een proces van cyclische successie in gang zetten, waarbij delen van het landschap de cyclus doormaken van grasland naar bos en weer naar grasland. Op landschapsschaal is er geen statisch patroon van structuurtypen, maar dit mozaïek van structuurtypen beweegt zich door het landschap. Belangrijke vraag is dan ook of met begrazing het ontwikkelen van hoog opgaande structuurtypen in de stroombanen in de uiterwaarden te voorkomen is. Begrazing kan beschouwd worden als procesbeheer en het open houden van stroombanen, de hoofdstroomroutes van het rivierwater door de uiterwaard bij verhoogde rivierwaterstanden, als patroonbeheer.

Binnen de uiterwaarden kunnen vanuit veiligheidsoogpunt gebieden onderscheiden worden die binnen de stroombanen vallen en gebieden die daar buiten vallen. De beheerders streven over het algemeen naar begrazing in grote aaneengesloten eenheden, waarbij de dieren zelf kunnen beslissen waar ze foerageren. Een belangrijke onderliggende vraag is dan ook of het mogelijk is om door aanvullende maatregelen de graasdruk in de verschillende delen van het gebied zodanig te sturen dat in de stroombanen duurzaam een vegetatie met lage ruwheid ontstaat, maar dat hierbuiten de begrazingsdruk zodanig is dat de biodiversiteit hoog is en doelsoorten tot hun recht komen.

Een mogelijke keerzijde van begrazing is dat grote grazers de vestiging van houtige gewassen ook kunnen faciliteren. Dit gebeurt als ze de strooisellaag of grasmat open trappen waardoor de lichtconcurrentie vermindert en houtige gewassen in staat zijn om te kiemen en zich te vestigen. Ook kruidachtigen kunnen profiteren van begrazing van dominante grasachtigen. Belangrijk is dan ook de vraag waar in het open landschap open grasland ontstaat als de dieren vrij kunnen kiezen en of dit ook te sturen is door het manipuleren van de begrazingsdruk in ruimte en tijd, door het inzetten van een bepaald type grazer of door een additionele beheermaatregel (bijvoorbeeld eenmalig maaien van verruigd grasland). Met andere woorden: kan de gewenste lage ruwheid van de vegetatie door middel van begrazing gerealiseerd worden zonder voortdurend in te grijpen?

Grote delen van de uiterwaarden zijn aangewezen als Natura 2000-gebied op basis van het voorkomen van habitattypen, habitatsoorten of soorten broed- en niet-broedvogels. Het

beheer van deze natuurwaarden is vooral conserverend en komt in belangrijke mate neer op patroonbeheer, waarbij soms lokaal uitbreiding van soorten of habitattypen wordt nagestreefd. Beheer van deze gebieden vindt deels plaats in de vorm van begrazing, maar dit leidt niet altijd tot de gewenste ontwikkelingen. Op verschillende plaatsen wordt de vegetatieontwikkeling in de stroombanen nu teruggezet. Soorten van grazige vegetaties profiteren hiervan maar soorten meer gebonden aan structuurrijke vegetaties, zoals broedvogels, insecten en kleine zoogdieren, kunnen hierdoor en door veranderingen in de graasdruk, achteruit gaan. Zo kan het behalen van instandhoudingsdoelen bemoeilijkt worden. Voor de beheerder is het essentieel om inzicht te hebben in hoeverre met een minimum aan ingrepen met begrazing aan de eisen van Rijkswaterstaat ten aanzien van de veiligheid kan worden voldaan en tegelijkertijd de gewenste diversiteit in de uiterwaarden gehandhaafd kan worden.

Onderzoeksvragen

Bovenstaande probleem- en vraagstelling is vertaald in de volgende onderzoeksvragen:

- Op welke manier wordt momenteel in rivieruiterwaarden begrazing ingezet en welke data zijn beschikbaar over de effecten?
- Hoe denken de beheerders over de effecten van de ingezette begrazing?
- Welke set van rivieruiterwaarden is geschikt om de effecten van verschillende typen begrazing middels veldexperimenten vast te stellen?
- Welk effect heeft de begrazingsdichtheid en de verschillende vormen van begrazing op a) de vegetatieruwheid en b) de soortenrijkdom / natuurdoelen?
- Wat is hierbij de invloed van lokale terreinkenmerken (bodemtype, overstromingsduur, etc.)?
- Wat is het effect op kenmerkende faunasoorten?
- Kunnen aanvullende maatregelen, zoals maaien de begrazingsdruk sturen, waardoor de vegetatie duurzamer een lage ruwheid behoudt?
- Hoe kun je met begrazing en/of aanvullende beheermaatregelen sturen in de ruimtelijke differentiatie binnen terreinen?
- Wat zijn praktische indicatoren voor beheerders om de effecten van het begrazingsbeheer te volgen?

Deze vragen vormen de basis voor de onderzoeksopzet in hoofdstuk twee. De verschillende onderzoekslijnen leveren simultaan informatie aan de verschillende onderzoeksvragen. In deze fase van de studie wordt deze informatie voornamelijk kwalitatief verzameld. In de nog op te starten fase 2 worden de relaties en mechanismen met experimenteel onderzoek verder ontrafeld.

1.3 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 gaat (eerst schematisch) in op de aanpak van fase 1 van deze studie, vervolgens wordt meer in detail op de aanpak bij de verschillende onderdelen ingegaan. Alvorens de resultaten te bespreken geeft hoofdstuk 3 een overzicht van wat al bekend is over begrazing van uiterwaarden. Hoofdstuk 4 presenteert de resultaten van deze studie en hoofdstuk 5 de discussie. Hoofdstuk 6 vat de conclusies en de aanbevelingen samen.

2 Materiaal en methoden

2.1 Aanpak

De studie is, zoals al eerder is aangegeven, opgesplitst in twee fasen:

- 1) Opstellen overzicht begrazingsprojecten in de Nederlandse uiterwaarden;
- 2) Uitvoeren veldexperimenten en analyse van bestaande gebieden.

In deze rapportage wordt alleen ingegaan op de resultaten van fase 1. Aangezien er nog geen zekerheid bestaat over de doorgang van fase 2 en in welke vorm dit eventueel gaat plaatsvinden, worden in hoofdstuk 5 en 6 hiervoor verschillende opties aangegeven. Deze dienen bij doorgang van fase 2 nader uitgewerkt te worden.

Fase 1: Opstellen overzicht begrazingsprojecten

Op basis van literatuur en websites hebben we een overzicht samengesteld van begrazingsprojecten in de Nederlandse uiterwaarden (zie bijlage 2). Uit deze projecten is een selectie gemaakt van projecten waar veel informatie van beschikbaar is en vervolgens zijn de betreffende beheerders benaderd voor interviews. Vooral de projecten, waarbij bruikbare gegevens over begrazingsintensiteit gekoppeld kunnen worden aan onderzoeksgegevens, monitoringgegevens en beoordelingen van terreinbeheerders, zijn relevant. Hierbij hebben we gestreefd naar een selectie met zoveel mogelijk verschillen in begrazingsintensiteit en – dichtheid, zodat effecten van maatregelen als drukbegrazing of ondersteunend beheer onderzocht kunnen worden.

2.2 Werkwijze op hoofdlijnen

In fase 1 zijn twee sporen gevolgd met elk hun eigen werkwijze (figuur 2.1.)

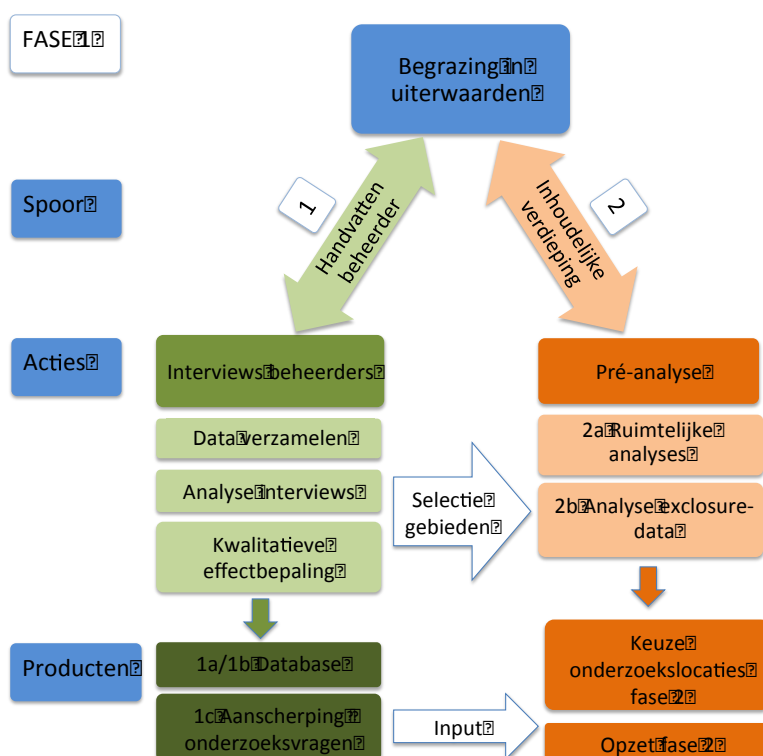
Spoor 1. Overzicht begrazingsprojecten

1a. Overzicht begrazingsprojecten

Als uitgangspunt voor het overzicht van begrazingsprojecten in de Nederlandse uiterwaarden is de website www.synbiosys.alterra.nl/begrazing gebruikt. In de onderliggende database zijn 70 begrazingsprojecten met hoofdfunctie natuur in het rivierenlandschap opgenomen (geactualiseerd tot 2007). Daarnaast is aanvullende informatie gebruikt uit diverse literatuurbronnen, waaronder Rijn in Beeld en Maas in Beeld (Peters & Kurstjens 2011abc, Kurstjens & Peters 2011) en via de websites van verschillende terreinbeheerders. Hierbij is de volgende informatie verzameld: ligging van de gebieden, beherende instantie, start jaar begrazing, type grazers, vee dichtheid, seizoen van begrazing en grootte van het terrein. Dit vormt het basisoverzicht.

1b. Overzicht monitoring- en onderzoeksgegevens

Uit het basisoverzicht is een selectie gemaakt van gebieden waarvan ook gedetailleerde monitoringsinformatie uit verschillende perioden beschikbaar is (tabel 2.1). Met name de publicaties van Peters & Kurstjens (2011abc) en Kurstjens & Peters (2011) bevatten veel bruikbare informatie. Deze gebieden zijn nader geanalyseerd middels interviews met de beheerders (spoor 1) en een modelanalyse met *Structural Equation Modelling* (spoor 2).



Figuur 2.1 De aanpak van fase 1 schematisch weergegeven.
Figure 2.1 Approach to phase one.

Tabel 2.1 Overzicht van de gebieden waarvan de beheerders zijn geïnterviewd.
Table 2.1 Overview of areas for which land managers were interviewed.

Gebied	Riviertak	Gebied	Riviertak
Meers	Maas	Gamerensche Waarden	Waal
De Brandt	Maas	Duursche Waarden	IJssel
Koningssteen	Maas	Blauwe Kamer	Nederrijn
Stadsweide	Maas	Brakelse Benedenwaarden	Waal
Asseltse Plassen	Maas	Millingerwaard	Waal
Rijkelse bemden	Maas	Amerongse Bovenpolder	Nederrijn
Oeffelter Meent	Maas	Wageningse Bovenpolder	Nederrijn
Gebrande Kamp	Maas	Loevestein	Waal
Buitenpolder Heerewaarden	Maas	Breemwaard	Waal
Koornwaard	Maas	Ravenswaarden	IJssel
Hedelse Bovenwaarden	Maas	Kop van de Oude Wiel	Waal
Vreugderijkerwaard	IJssel		

De soortgegevens van planten en dagvlinders bleken het meest bruikbaar voor nadere analyse, omdat van deze groepen vaak redelijk volledige gegevens uit verschillende perioden beschikbaar zijn. Voor de planten is uitgegaan van de Standaardlijst voor Floramonitoring in het Rivierengebied (Peters *et al.* 2005). Deze bevat soorten die karakteristiek zijn voor het rivierengebied, waarbij is aangegeven voor welk biotoop ze kenmerkend zijn.

1c. Beoordeling effect begrazing door beheerders

De terreinbeheerders van de geselecteerde gebieden zijn geïnterviewd over het effect van begrazing. Hiermee is onder andere de begrazingsgeschiedenis in beeld gebracht, evenals de ontwikkeling van het gebied en een kwalitatieve beoordeling van de effecten van begrazing. De informatie uit de interviews is ook gebruikt voor de modelanalyse. Daarom is een deel van de vragen gesteld in de vorm van meerkeuze vragen met geprecodeerde antwoorden op een vijfpuntsschaal (bijlage 3). In de modelanalyse is deze informatie over de terreinen gekoppeld aan de monitoringsgegevens (zie 2a) om een eerste indicatie van de stuurparameters te krijgen. Daarnaast zijn de grote lijnen en bijzonderheden die uit de interviews naar voren kwamen ook afzonderlijk gerapporteerd (paragraaf 4.8).

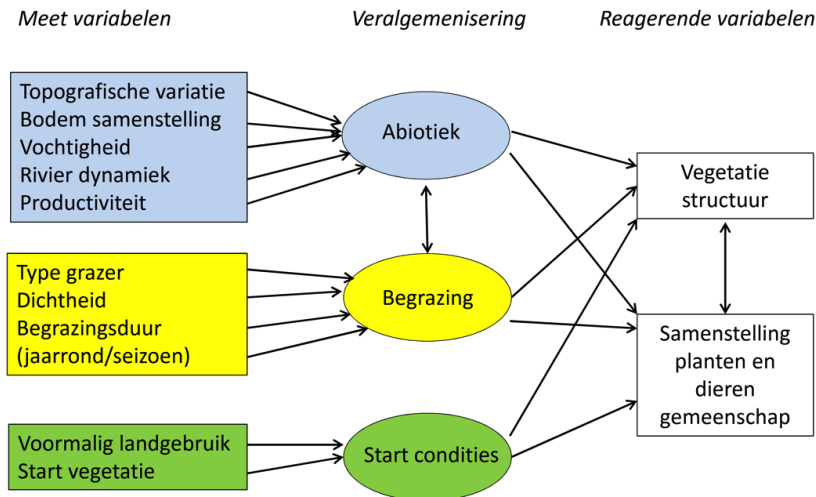
Een belangrijke vraag is in hoeverre beheerders van natuurgebieden in uiterwaarden de combinatie van veiligheid en behoud van natuurwaarden als een probleem zien en of in hun ogen begrazing een geschikte methode is om de doelstellingen voor zowel veiligheid als natuurwaarden in hun gebieden te realiseren. In de eerste fase van deze studie vindt een verkenning plaats of beheerders de combinatie van doelstellingen als een probleem zien en of begrazing hiervoor een oplossing biedt.

Spoor 2. Selectie onderzoeksgebieden en identificatie stuurparameters

In spoor twee wordt in verschillende benaderingen steeds verder ingezoomd op de stuurparameters die de effecten van begrazing bepalen. Eerst op hoofdlijnen aan de hand van een modelanalyse van data van een groot aantal begrazingsprojecten, waarbij ook vlinders meegenomen zijn (§2.3). Vervolgens detailleert het onderzoek zich aan de hand van langjarig praktijkonderzoek in exclosures (§2.4). Ook is bekeken welke aanvullende informatie nog uit het onderzoek voor 'Rijn- en Maas in beeld' te destilleren is over de effecten van verschillende begrazingsregimes op natuurwaarden (§2.5/2.6). Tenslotte is door het vergelijken van vegetatiekarteringen van meerdere jaren onderzocht wat de effecten van verschillende beheerregimes zijn op Natura 2000 habitattypen en graslandvegetaties (§2.7).

2a. Effecten van begrazing in relatie tot de omgeving -> Structural Equation Modelling

De geselecteerde gebieden met voldoende beschikbare informatie zijn nader geanalyseerd om een indicatie te krijgen van de factoren die de vegetatiestructuur en planten- en diereengemeenschappen beïnvloeden in rivieruiterwaarden. Met behulp van *Structural Equation Modelling* (zie paragraaf 2.3) is bepaald wat de belangrijke sturende variabelen zijn (figuur 2.2). De gegevens die gebruikt zijn voor deze analyse komen uit de monitoringgegevens (zie 1b), uit de hoogtebestanden van het Algemeen Hoogtemodel Nederland (AHN), ecotopenkaarten en vegetatiekarteringen.



Figuur 2.2 Schema van onderzochte oorzakelijke verbanden tussen terreincondities, de vegetatiestructuur en samenstelling van de planten- en dierengemeenschap in rivieruiterwaarden. De sterkte, richting (positief of negatief) en significantie van deze verbanden is statistisch getoetst door middel van structural equation modelling. Op deze manier kunnen de gegevens van veel verschillende terreinen in een model gecombineerd en getoetst worden. De uitkomst van de toets geeft aan welke relaties belangrijk lijken te zijn. Deze kunnen nader onderzocht worden in fase 2 van het onderzoek.

Figure 2.2 Schematic representation of the investigated links between habitat conditions, vegetation structure and the community structure of plants and animals in the floodplains. The strength, direction (positive or negative) and significance of these connections are tested through Structural Equation Modelling (SEM). This tests combinations of data and shows the relationships that are of most importance. These were further examined in phase two.

2b. Effecten van begrazing: analyse bestaande gegevens enclosure experimenten

In aanvulling op de modelanalyse is het effect van begrazing en de interactie met de abiotiek en omgevingsfactoren ook in de praktijk bestudeerd aan de hand van enclosure experimenten. Hiervoor zijn bestaande enclosure experimenten bestudeerd en reeds verzamelde gegevens geanalyseerd. Over het rivierengebied verspreid zijn in het verleden diverse enclosure studies gedaan. Voor onze analyse hebben wij gebruik gemaakt van de enclosure studies van Rijkswaterstaat in de Duursche en Stiftsche Waarden. Ook hebben wij eigen data van het Junner Koeland (>10 jaar), Prathoek en De Hui, langs de Overijsselse Vecht, en kortlopende gegevens van enclosures in de Blauwe Kamer (3 jaar) in de analyses meegenomen. In deze analyse hebben we de effecten van begrazing op de vegetatiestructuur (ruwheid), opslag en ontwikkeling van houtigen, en vegetatiesamenstelling geanalyseerd.

2.3 Nadere uitwerking methode Structural Equation Modelling (SEM)

Vorbereiding en selectie van data

Voor de statistische analyse is gebruik gemaakt van de gegevens verkregen uit de interviews met de beheerders (zie bijlage 3), aangevuld met gegevens uit eerder gepubliceerde bronnen, monitoringsgegevens en hoogtebestanden (Algemeen Hoogtemodel Nederland = AHN). Allereerst zijn de interviewgegevens ingevoerd in een database en gerangschikt, waarbij variabelen waar mogelijk omgezet zijn in 'continue' variabelen. Dit wil zeggen dat variabelen die in schaalloze categorieën stonden gerangschikt werden in een oplopende schaal, ter voorbereiding op de statistische analyse. Dit betrof de variabelen overstromingsfrequentie, uitgangsbeheer (intensiteit), bodemsamenstelling van de toplaag (zand/kleigehalte).

Vervolgens zijn de gegevens uit de hoogtebestanden en monitoring gereed gemaakt voor de statistische analyse. Uit de AHN zijn per gebied verschillende waarden voor de hoogte variatie bepaald (gemiddelde variatie in hoogte, de minima, de maxima, de standaarddeviatie en range). Deze waarden zijn een zeer bruikbare maat voor de topografische heterogeniteit binnen een gebied, die sterk van invloed kan zijn op de diversiteit (zie bijv. Ruifrok *et al.* (2014)) voor effecten van topografische heterogeniteit en begrazing voor plantendiversiteit op kwelders). Voor deze analyse is gekozen voor de gemiddelde hoogtevariatie (in cm) per gebied. De ecotopenkaarten (in drie cycli uitgevoerd: 1996-1997; 2004-2006; 2008-2012), zijn gebruikt om de vegetatie veranderingen per gebied tussen de eerste en laatste kartering te bepalen. Uit de 19 verschillende ecotopen zijn de vier meest relevante en 'natuurlijke' typen gekozen, te weten natuurlijk grasland, ruigte, struweel en bos. Voor elk gebied is dus een waarde verkregen voor de verandering (% gebied) over de tijd voor deze 4 vegetatietypen.

De beschikbare gegevens over de biodiversiteit bevatten informatie over het voorkomen (aanwezigheid) van kenmerkende plantensoorten van rivieren en, in mindere mate, dagvlinders. Omdat de gegevens voor een groot deel van de gebieden niet structureel of regelmatig over de tijd verzameld zijn, met soms grote gaten tussen jaren, is een selectie gemaakt om zo goed mogelijk een scheiding te kunnen maken tussen de periode vóór en na implementatie van het begrazingsbeheer. Hierbij is getracht om zoveel mogelijk het tijdstip of periode van inventarisatie vóór en na implementatie vergelijkbaar van lengte te houden (bijv. bij implementatie in 2002: periode vóór = 1992-1996, periode na = 2008-2012). Uiteindelijk bleken 10 gebieden voldoende gegevens te bevatten over de plantendiversiteit vóór en na implementatie. Gegevens over vlinders vóór implementatie van begrazingsbeheer bleken nauwelijks beschikbaar (slechts zeer beperkt voor 6 gebieden), waardoor een betrouwbare vergelijking vóór en na implementatie niet mogelijk was. Van 18 gebieden waren wel voldoende gegevens beschikbaar over de periode na implementatie. Daarom is voor de analyse van vlinderdiversiteit alleen gebruik gemaakt van deze laatste informatie.

Statistische analyses: correlaties, multiple regressie en SEM

Allereerst is een Spearman correlatie uitgevoerd om te testen in hoeverre de relevante verklarende variabelen met elkaar gecorreleerd zijn (tabel 2.2). Indien verklarende variabelen niet onafhankelijk zijn, dan dienen deze namelijk ook als zodanig (als covariabelen) in de SEM analyse gebruikt te worden.

Tabel 2.2 Correlaties (Spearman's rho) van de variabelen. In grijs staan significante correlaties weergegeven.

Table 2.2 Correlations (Spearman's rho) of the variable (significant correlations given in grey).

	topgr. heterog.	oprvk	int. uitgangsheer	overstrom. freq	bodem	startjr. begraaz	grasachtigheid	plantdiv. na	verschil. plantdiv	plantdiv. voor	toel. na	toel. voor	verschil. rodelijst	vinderdiv. na	verandering. gras	verandering. ruigte	verandering. bos	veerdiv. na	
Spearman's rho	1	-0.189	0	-0.029	-0.379	-0.259	-0.471*	0.176	0.395	-0.067	-0.061	-0.129	-0.11	-0.386	0.517	-0.233	-0.137	0.189	
Correlation Coefficient		0.411	1	0.902	0.09	0.256	0.031	0.627	0.23	0.853	0.867	0.706	0.762	0.114	0.07	0.444	0.655	0.537	
Sig. (2-tailed)		21	21	21	21	21	21	21	10	10	10	10	10	18	13	13	13	13	
Correlation Coefficient	-0.189	1	-0.024	0.187	0.252	-0.342	-0.256	0.335	0.544	-0.179	-0.083	0.148	-0.277	.693**	-0.1	0.287	-0.461	-0.271	
Sig. (2-tailed)	0.411		0.915	0.406	0.259	0.12	0.25	0.343	0.084	0.621	0.82	0.664	0.439	0.001	0.733	0.319	0.097	0.349	
Correlation Coefficient	0	-0.024	1	.440*	-0.361	-0.222	.425*	0.035	-0.193	-0.088	-0.148	-0.299	-0.113	0.063	0.502	-0.504	-0.202	0.121	
Sig. (2-tailed)	1	0.915		0.041	0.099	0.32	0.049	0.924	0.569	0.81	0.682	0.371	0.755	0.803	0.068	0.066	0.488	0.681	
Correlation Coefficient	-0.029	0.187	-0.440*	1	0.392	0.248	-0.173	0.449	0.354	0.137	0.454	0.157	0.227	0.245	-0.505	0.408	0.188	0.391	
Sig. (2-tailed)	0.902	0.406	0.041		0.071	0.265	0.441	0.193	0.286	0.707	0.188	0.644	0.529	0.326	0.066	0.148	0.521	0.167	
Correlation Coefficient	0.379	0.252	-0.361	0.392	1	0.058	0.035	-0.006	-0.129	0.529	0.197	-0.238	0.476	0.222	-0.118	.576*	0.113	-0.094	
Sig. (2-tailed)	0.09	0.259	0.099	0.071		0.799	0.878	0.986	0.705	0.116	0.586	0.482	0.164	0.375	0.688	0.031	0.7	0.75	
Correlation Coefficient	-0.259	-0.342	-0.222	0.248	0.058	1	0.131	0	-0.112	0.044	0.273	-0.052	0.494	-0.216	-.562*	0.241	0.246	0.197	
Sig. (2-tailed)	0.256	0.12	0.32	0.265	0.799		0.561	1	0.743	0.905	0.445	0.88	0.147	0.39	0.037	0.407	0.396	0.499	
Correlation Coefficient	-0.471*	-0.256	.425*	-0.173	0.035	0.131	1	-0.498	-.690*	0.062	-0.248	-0.247	0.175	-0.238	0.093	-0.105	0.201	-0.157	
Sig. (2-tailed)	0.031	0.25	0.049	0.441	0.878	0.561		0.143	0.019	0.866	0.489	0.465	0.629	0.341	0.752	0.721	0.49	0.593	
Correlation Coefficient	0.176	0.335	0.035	0.449	-0.006	0	-0.498	1	.828**	0.252	.746*	0.234	0.202	-0.072	0	-0.12	0.533	-0.228	
Sig. (2-tailed)	0.627	0.343	0.924	0.193	0.986	1	0.143		0.003	0.483	0.013	0.515	0.576	0.866	1	0.759	0.139	0.555	
Correlation Coefficient	0.395	0.544	-0.193	0.354	-0.129	-0.112	-.690*	.828**	1	-0.068	0.594	0.557	-0.13	0.295	0.006	-0.315	0.215	-0.313	
Sig. (2-tailed)	0.23	0.084	0.569	0.286	0.705	0.743	0.019	0.003		0.851	0.07	0.075	0.72	0.479	0.987	0.375	0.551	0.379	
Correlation Coefficient	-0.067	-0.179	-0.088	0.137	0.529	0.044	0.062	0.252	-0.068	1	0.341	-.679*	.836**	-0.221	0.136	0.07	0.458	-0.197	
Sig. (2-tailed)	0.853	0.621	0.81	0.707	0.116	0.905	0.866	0.483	0.851		0.336	0.031	0.003	0.599	0.728	0.859	0.215	0.611	
Correlation Coefficient	-0.061	-0.083	-0.148	0.454	0.197	0.273	-0.248	.746*	0.594	0.341	1	0.205	0.429	-0.018	-0.295	0.043	0.464	-.697*	
Sig. (2-tailed)	0.867	0.82	0.682	0.188	0.586	0.445	0.489	0.013	0.07	0.336		0.57	0.216	0.966	0.44	0.912	0.208	0.037	
Correlation Coefficient	-0.129	0.148	-0.299	0.157	-0.238	-0.052	-0.247	0.234	0.557	-.679*	0.205	1	-.708*	0.157	-0.203	-0.164	0.166	-0.369	
Sig. (2-tailed)	0.706	0.664	0.371	0.644	0.482	0.88	0.465	0.515	0.075	0.031	0.57		0.022	0.711	0.574	0.651	0.647	0.294	
Correlation Coefficient	-0.11	-0.277	-0.113	0.227	0.476	0.494	0.175	0.202	-0.13	.836**	0.429	-.708*	1	-0.317	-0.295	0.268	0.321	-0.111	
Sig. (2-tailed)	0.762	0.439	0.755	0.529	0.164	0.147	0.629	0.576	0.72	0.003	0.216	0.022		0.444	0.44	0.485	0.4	0.776	
Correlation Coefficient	-0.386	.693**	0.063	0.245	0.222	-0.216	-0.238	-0.072	0.295	-0.221	-0.018	0.157	-0.317	1	-0.469	-0.074	-0.424	-0.069	
Sig. (2-tailed)	0.114	0.001	0.803	0.326	0.375	0.39	0.341	0.866	0.479	0.599	0.966	0.711	0.444		0.145	0.828	0.194	0.841	
Correlation Coefficient	0.517	-0.1	0.502	-0.505	-0.118	-.562*	0.093	0	0.006	0.136	-0.295	-0.203	-0.295	-0.469	1	-0.345	-0.059	-0.112	
Sig. (2-tailed)	0.07	0.733	0.068	0.066	0.688	0.037	0.752	1	0.987	0.728	0.44	0.574	0.44	0.145		0.228	0.84	0.702	
Correlation Coefficient	-0.233	0.287	-0.504	0.408	.576*	0.241	-0.105	-0.12	-0.315	0.07	0.043	-0.164	0.268	-0.074	-0.345	1	-0.229	-0.064	
Sig. (2-tailed)	0.444	0.319	0.066	0.148	0.031	0.407	0.721	0.759	0.375	0.859	0.912	0.651	0.485	0.828	0.228		0.43	0.827	
Correlation Coefficient	-0.137	-0.461	-0.202	0.188	0.113	0.246	0.201	0.533	0.215	0.458	0.464	0.166	0.321	-0.424	-0.059	-0.229	1	-0.031	
Sig. (2-tailed)	0.655	0.097	0.488	0.521	0.7	0.396	0.49	0.139	0.551	0.215	0.208	0.647	0.4	0.194	0.84	0.43		0.916	
Correlation Coefficient	0.189	-0.271	0.121	0.391	-0.094	0.197	-0.157	-0.228	-0.313	-0.197	-.697*	-0.369	-0.111	-0.069	-0.112	-0.064	-0.031	1	
Sig. (2-tailed)	0.537	0.349	0.681	0.167	0.75	0.499	0.593	0.555	0.379	0.611	0.037	0.294	0.776	0.841	0.702	0.827	0.916		
Correlation Coefficient	0.13	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14

* Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).
** Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

Tevens is met behulp van multiple lineaire regressie (met backward selection criteria) voor de 4 vegetatietypen (grasland, ruigte, struweel en bos) bepaald welke factoren het belangrijkste zijn (i.e. de meeste variatie verklaren) en tenminste in het SEM model meegenomen dienen te worden.

Voor de kracht van een SEM analyse is het aantal herhalingen voor elke combinatie van variabelen bepalend. Ondanks het redelijk grote aantal gebieden (22) is het aantal herhalingen voor elke combinatie van de factoren beperkt, omdat bijvoorbeeld niet van elke variabele de waarde bekend was voor elk gebied. De geschiktheid van de variabelen verschilde dus en ze zijn niet allemaal gebruikt voor de eindmodellen. Daarbij genieten continue variabelen (geschaald in tegenstelling tot categorisch) een voorkeur bij SEM analyses. Uit de grote hoeveelheid variabelen is dus een aantal verklarende variabelen geselecteerd, te weten de *abiotische variabelen*: bodemsamenstelling, topografische heterogeniteit, overstromingsfrequentie, de *begrazing/ beheer gerelateerde variabelen*: graasdichtheid, startjaar begrazing, intensiteit uitgangsheer. Als reagerende variabelen zijn de *verandering in oppervlakte* (van grasland, ruigte, struweel of bos) en de *plantendiversiteit* dan wel de *vlinderdiversiteit* (alleen bij grasland) *na implementatie van het begrazingsbeheer* gebruikt.

Vervolgens is begonnen met de constructie van eenvoudige modellen waarna het model complexer werd gemaakt door toevoeging van variabelen indien dit het model ten goede kwam (hoeveelheid verklaarde variatie). Het gebruik van latente variabelen (het samenbundelen van soortgelijke variabelen in één 'groepsvariabele'), zoals oorspronkelijk gepland (zie initieel model in het onderzoeksvoorstel met 'abiotiek', 'begrazing', en 'start condities') bleek geen meerwaarde te hebben voor de modellen en is dus in de uiteindelijke modellen niet toegepast. De belangrijkste focus lag op de constructie van een model voor het ecotype natuurlijk grasland, omdat dit type vanuit de beheerproblematiek in dit project (combinatie van biodiversiteit en veiligheid) wellicht het meest relevant is. Vervolgens zijn ook de drie andere ecotypen, ruigte, struweel en bos, geanalyseerd met vergelijkbare SEM's.

2.4 Nadere uitwerking enclosure onderzoek

Om te onderzoeken wat het effect is van grote grazers op de opslag van houtigen is gebruik gemaakt van bestaande enclosure sets, waar grote grazers buitengesloten zijn door middel van een raster en waar gedurende een aantal jaren de bedekking van houtigen binnen en buiten de enclosures is geschat. Voor dit project zijn de enclosures die nog stonden in drie uiterwaarden opnieuw bezocht om een zo lang mogelijke tijd sinds de plaatsing van de enclosures mee te kunnen nemen, aangezien de vestiging en ontwikkeling van houtigen een langdurig proces kan zijn.

De enclosures staan in 5 rivieruiterwaardgebieden (tabel 2.3). De enclosures waren in diverse uitgangssituaties geplaatst: aangrenzend aan sleedoornstruweel, om het effect van begrazing op sleedoornuitlopers vast te stellen in drie gebieden langs de Overijsselse Vecht, en in open grasland op Junner Koeland, in de Duursche Waarden en Blauwe Kamer (tabel 2.3).

Tabel 2.3 De rivieruiterwaard gebieden met exclusures waarvan de gegevens geanalyseerd zijn. * 14 jaar van vegetatie opnamen en na 20 jaar houtigen telling. ** 4 jaar van vegetatie opnamen en na 16 jaar houtigen telling in de 6 overgebleven exclusures.

Table 2.3 Floodplain areas with exclusures for which data were analysed. * 14 years since the vegetation survey and 20 years since the woody species survey. ** Four years since vegetation survey and 16 years since the woody species survey in the six remaining exclusures.

Gebied	Rivier	Habitat type	Geschiedenis	Jaar plaatsing exclusures	Tijd sinds exclusure (jaar)	Aantal replica's	Type grazers	Type begrazing	Dichtheid indiv/ha
Junner Koeland	Overijsselse Vecht	Sleedoornstruweel	Nooit vergraven	1999	3	5	Koelen	Seizoen	0.4
Junner Koeland	Overijsselse Vecht	Grasland	Nooit vergraven	1994	14/20*	5	Koelen, ponies sinds 2010	Seizoen	0.4
Prathoek	Overijsselse Vecht	Sleedoornstruweel	Nooit vergraven	1999	3	5	Koelen	Seizoen	0.5
De Hui	Overijsselse Vecht	Sleedoornstruweel	Nooit vergraven	1999	3	5	Koelen	Seizoen	1
Blauwe Kamer	Nederrijn	Grasland	In 1992 ontgraven	2011	3		Galloways en Koniks	Jaarrond	0.5
Duursche Waarden	IJssel	Hoogwaterrij grasland	In 1989 ontgraven	1998	4/16**	3	Schotse hooglanders en Shetland ponies	Jaarrond	0.6
Duursche Waarden	IJssel	Laaggelegen grasland	In 1989 ontgraven	1998	4/16**	3	Schotse hooglanders en Shetland ponies	Jaarrond	0.6
Duursche Waarden	IJssel	Hooggelegen grasland	In 1989 ontgraven	1998	4/16**	3	Schotse hooglanders en Shetland ponies	Jaarrond	0.6
Duursche Waarden	IJssel	Hooggelegen zanddepot	In 1989 ontgraven	1998	4/16**	1	Schotse hooglanders en Shetland ponies	Jaarrond	0.6
Duursche Waarden	IJssel	Laaggelegen wilgen	In 1989 ontgraven	1998	4/16**	3	Schotse hooglanders en Shetland ponies	Jaarrond	0.6
Duursche Waarden	IJssel	Medium hoog grasland	In 1989 ontgraven	1998	4/16**	3	Schotse hooglanders en Shetland ponies	Jaarrond	0.6

Effecten begrazing op karakteristieke rivierplantensoorten

In deze analyse zijn vegetatieopnamen gebruikt van het Junner Koeland (Overijsselse Vecht) en de Duursche Waarden (IJssel), op basis waarvan het effect van begrazing op de bedekking van houtigen en rivier soorten is bepaald. Voor de selectie van rivier soorten is de standaardlijst floramonitoring riviereengebied (Peters *et al.* 2005) aangehouden, zoals ook in de andere projectonderdelen.

Junner Koeland

Van het Junner Koeland zijn jaarlijkse opnamen van 1995 tot en met 2001 en van 2005 tot en met 2008 beschikbaar, tot 14 jaar na het plaatsen van de exclusures (voorjaar 1994). De opnamen zijn gebaseerd op de Londo-schaal. De exclusures bestaan uit 3 behandelingen: een controle, waar alle grazers toegang hebben, een deel afgesloten met prikkeldraad, waar koeien en pony's buitengesloten zijn, maar konijnen wel toegang hebben, en een gedeelte afgesloten met kippengaas (2,5 cm), waar koeien, pony's en konijnen buitengesloten zijn (bijlage 4). Elk van deze drie begrazingsbehandelingen vormt 1 blok, deze blokken zijn vijf keer herhaald. In de exclusures en begraasde delen liggen zes opnamevakken van 2 x 2 m, die jaarlijks in de zomer (eind juli of begin augustus) opgenomen zijn door visuele schatting van de bedekking, waarvan voor vier plots een tijdreeks tot 14 jaar na het plaatsen van de exclusures beschikbaar is. Voor de analyse zijn de bedekkingen van deze 4 plots gemiddeld, waarna verder gerekend is op basis van 5 replica's, namelijk de 5 blokken.

Duursche waarden

Van de Duursche waarden zijn gegevens beschikbaar van drie van de eerste vier jaar na het plaatsen van exclusures in 1998. De exclusures sluiten Schotse hooglanders en Shetland pony's uit, die jaarrond in het gebied voorkomen. In elke exclusure en naastgelegen begraasd proefvak liggen 4 opnamevakken van 2 x 2 m. Hierin is jaarlijks de bedekking van plantensoorten geschat gebaseerd op de Braun-Blanquet schaal. Voor het rekenen met percentage bedekkingen is de middenschaal van elke categorie aangehouden (Hennekens 2009). De 16 exclusures met bijbehorende controles zijn verdeeld over 6 habitats. In 5 habitats zijn 3 exclusures plus controles zijn geplaatst en in 1 habitat 1 exclusure met bijbehorende controle (zie bijlage 5). De gegevens zijn gemiddeld eerst per 4 plots binnen een exclusure en vervolgens per groep van 3 in hetzelfde habitat, behalve voor de exclusure plus controle zonder replicatie in hetzelfde habitat.

Effecten begrazing op opslag houtigen

Er waren gegevens beschikbaar van de bedekkingschatting van houtigen in de Duursche Waarden en het Junner Koeland. In 2014 zijn drie aanvullende veldbezoeken gebracht aan nog bestaande exclusures: de Blauwe Kamer (21 november 2014), 3 jaar na plaatsing van de exclusures, waar tot dan toe geen gegevens van houtigen bekend waren; de Duursche Waarden (28 november 2014), waar 6 van de 16 exclusures nog overeind stonden en nu 16 jaar na plaatsing de houtigen geteld zijn (zie bijlage 5) en het Junner Koeland (mei 2014), 20 jaar na het plaatsen van de exclusures. Tijdens deze bezoeken is het aantal houtigen geteld binnen en buiten de exclusures. Hierbij is de gehele exclusure als 1 proefvlak beschouwd om het opname oppervlak zo groot mogelijk te maken. Als controle is een even groot oppervlak buiten de exclusure genomen. Alle houtige struiken en bomen zijn geteld, inclusief rozen, maar exclusief bramen. Van elke houtige is de hoogte gemeten. In 2014 zijn ook in de Duursche Waarden de houtigen geteld in de 6 overgebleven exclusures (zie bijlage 5) die 16 jaar na plaatsing nog te vinden waren. In de Blauwe kamer zijn in 2011 6 exclusures gebouwd, met naastgelegen controleplots op de landtong langs de Nederrijn. Het gebied wordt jaarrond begraasd door Galloways en Konik paarden (tabel 2.3). De exclusures zijn 12 x 4 m. In 2014 zijn binnen elk vak de houtigen geteld.

Klonale uitbreiding sleedoornstruweel

Er waren gegevens beschikbaar van drie uiterwaarden langs de Overijsselse Vecht, waar exclusures waren geplaatst tegen de rand van sleedoornstruweel (tabel 2.3). Het doel was om het effect van begrazing op de uitbreiding van sleedoornstruweel, door middel van

worteluitlopers (klonale uitbreiding), te meten. Er waren drie begrazingsbehandelingen: toegankelijk voor koeien en konijnen, alleen konijnen en geen koeien en geen konijnen (zie bijlage 6 voor het ontwerp van de exclusures). Een exclusure was 9 x 4 m (lengte x breedte) en er zijn 5 replica's per gebied. De exclusures zijn geplaatst in 1998 en gedurende drie jaar is de ontwikkeling van het sleedoorn struweel gevolgd. In 36 vakken van 1 m² is de stengeldichtheid, diameter en hoogte van de individuele uitlopers gemeten begin juni van elk jaar. Op basis hiervan is het volume van de struik berekend. De waarden van de 36 vierkante meter plots zijn gemiddeld en verdere berekeningen zijn gebaseerd op 5 replica's.

Herkomst data

De gegevens van de Duursche Waarden zijn verzameld door P. Cornelissen (Rijkswaterstaat/ Staatsbosbeheer) in het kader van een studie van Rijkswaterstaat en beschikbaar gesteld voor deze analyse. De exclusures in de Duursche Waarden zijn in verschillende uitgangshabitats geplaatst, met grotendeels meerdere replica's per habitattypen. Voor de analyse van de gegevens zijn deze deelgebieden apart bekeken. De gegevens van de andere uiterwaarden komen uit eerder onderzoek van C. Smit en E.S. Bakker. Er waren ook exclusures in de Stiftsche Waarden, bij Varik langs de Waal, waarvan de gegevens door P. Cornelissen beschikbaar zijn gesteld. Hiervan was echter de codering verloren gegaan, waardoor niet bekend was welke proefvlakken binnen en buiten de exclusures lagen. Mogelijkerwijs is dit met interpretatie van de opslag van houtigen (wel binnen de exclusures, niet daarbuiten) terug te leiden, maar voor wie het gebied en onderzoek niet kent is dit niet betrouwbaar uit te voeren. Daarom zijn deze laatste gegevens niet verder geanalyseerd.

2.5 Vergelijking effecten beheerregimes op rivierflora

In het kader van Maas in Beeld en Rijn in Beeld zijn in ca. 65 gebieden gegevens verzameld. Dit biedt de mogelijkheid om enerzijds de resultaten van de verschillende beheerregimes met elkaar te vergelijken en anderzijds zijn er ook verschillende gebieden waar meerdere beheervormen naast elkaar plaatsvinden, waarvan de resultaten met elkaar vergeleken kunnen worden.

In alle gebieden is de soortenrijkdom van de hogere planten bepaald, waarbij de indicatieve floralijst rivierengebied (Peters *et al.* 2005) als uitgangspunt is gebruikt. Niet alleen is de aanwezigheid vastgelegd maar tevens is de ruimtelijke verspreiding in beeld gebracht. Er worden drie beheerregimes onderscheiden:

- extensieve jaarrondbegrazing;
- seizoenbegrazing;
- maaien al dan niet met nabeweiding.

Probleem bij het vergelijken van verschillende gebieden, die vaak langs verschillende riviertakken liggen, is dat er veelal grote verschillen zijn in bodemopbouw, overstromingsfrequentie en beheergeschiedenis. Dit hebben wij (deels) ondervangen door gebieden te selecteren, waar twee beheerregimes naast elkaar gehanteerd worden, en deze verschillende delen met elkaar te vergelijken. Voor deze analyse zijn twee gebieden langs de Maas geselecteerd (De Rug bij Roosteren en de Swalmmonding) en drie langs de Rijntakken (Bloemplaats langs de Waal bij Brakel, Stiftse Uiterwaarden langs de Waal nabij Tiel en Cortenoever langs de IJssel nabij Zutphen). Deze gebieden zijn al lang in natuur(ontwikkelings)beheer; minimaal 10 jaar, maar vaak al langer (15-20 jaar).

Binnen deze gebieden is vergeleken welke soorten van de lijst indicatieve soorten aanwezig zijn in de deelgebieden met een verschillend beheer. Niet relevante soorten (zoals waterplanten in de rivier of beek) zijn weggelaten, omdat het begrazingsbeheer daar geen invloed op heeft.

Indien binnen riviertakken gebieden met verschillende beheerregimes aanwezig zijn, biedt dit de mogelijkheid om vergelijkingen per riviertak te maken. Langs de Nederrijn en IJssel

ontbraken gebieden met seizoenbegrazing of gebieden waar gegevens zijn verzameld. Alleen voor de Waal kunnen vier gebieden met seizoenbegrazing vergeleken worden met vier gebieden met jaarrondbegrazing.

Voor de Maas geldt dat er in het kader van Maas in Beeld vooral gegevens beschikbaar zijn van gebieden langs de Zandmaas en langs de Bedijkte Maas. Van slechts weinig gebieden langs de Grensmaas is voldoende informatie beschikbaar, deels omdat hier nog natuurontwikkeling plaatsvindt.

2.6 Vergelijking effect verschillende beheersregimes in de tijd

In aanvulling op de ruimtelijke analyse van de effecten van begrazing op de soortenrijkdom in natuurontwikkelingsgebieden (§ 2.5), is ook een analyse van de ontwikkeling in de tijd gemaakt op basis van oudere gegevens.

Voor deze analyse zijn de gegevens gebruikt die verzameld zijn voor de projecten Maas in Beeld en Rijn in Beeld (Kurstjens *et al.* 2008, 2010, Kurstjens & Peters 2009, 2011, Peters & Kurstjens 2009, 2011, Peters *et al.* 2007, 2008, 2009). Voor deze projecten zijn voor alle natuurontwikkelingsgebieden de karakteristieke plantensoorten voor het rivierengebied in een database opgenomen, waarbij ook de waarneemperiode, zoals vermeld in de publicatie is overgenomen (bij oudere gegevens wordt vaak geen waarneemperiode aangegeven). Voor de bewerkingen is de mediane waarde van de waarneemperiode aangehouden.

Daarnaast zijn voor verschillende gebieden gegevens uit vegetatiekarteringen gebruikt of andere literatuurbronnen: Stenfert-Steehouwer *et al.* (1992), Bijkerk *et al.* (1995), Inberg & Offereins (2003), Akkerman *et al.* (2008), Niemeijer *et al.* (2008), Kurstjens & Rademakers (2013), Michiels (2013). Daarnaast zijn gegevens van de Kop van de Oude Wiel ontvangen van de Provincie Zuid-Holland en van Staatsbosbeheer Biesbosch.

In de standaardlijst Floramonitoring Rivierengebied wordt niet alleen een overzicht gegeven van de die soorten karakteristiek zijn voor het rivierengebied maar ook in welk biotoop ze voorkomen. Diverse soorten kunnen in meerdere biotopen voorkomen. Op basis hiervan is per inventarisatiejaar voor de verschillende natuurontwikkelingsgebieden bepaald hoeveel karakteristieke riviersoorten er per biotoop voorkomen.

2.7 Ontwikkeling kwaliteit vegetatie

Naast de analyse van de effecten van begrazing op karakteristieke plantensoorten (§2.5 en §2.6), is ook onderzocht wat de effecten zijn van verschillende beheerregimes op de ontwikkeling van de botanische kwaliteit van uiterwaardgraslanden. Dit is met name relevant in relatie tot de Natura 2000 habitattypen die hierop gebaseerd zijn.

Voor deze analyse zijn 18 vegetatiekarteringen van terreinen van Staatsbosbeheer beschikbaar uit de periode 1981-2010, die op een vergelijkbare manier zijn uitgevoerd. Sommige gebieden zijn meerdere keren gekarteerd, waardoor trends in de tijd bepaald kunnen worden. In andere gebieden is het alleen mogelijk om ruimtelijke patronen binnen één jaar te analyseren en te koppelen aan patronen in begrazing.

De vegetatiekarteringen zijn beschikbaar gesteld in de digitale standaard van Staatsbosbeheer, bestaande uit access- en shapefiles en turbovegbestanden.

In al deze vegetatiekarteringen is gebruik gemaakt van een lokale typologie. De lokale typologieën verschillen enigszins van elkaar. In de meeste gevallen was de lokale typologie

in de digitale standaard reeds vertaald naar landelijke syntaxa (SBB-catalogus). Een deel van de lokale typen is vertaald naar 2 catalogustypen, om intermediaire situaties aan te geven.

Van de vegetatiekarteringen zijn uitsluitend de graslanden geanalyseerd. Om tot een waardering van botanische graslandkwaliteit te komen is de volgende werkwijze gehanteerd:

- alle 520 vegetatietypen van de oorspronkelijke lokale typologieën zijn vertaald naar 1 systeem van vegetatietypen, op een iets grover niveau dan de oorspronkelijke typologieën, waarbij elk type een vergelijkbare botanische waarde vertegenwoordigt. Dit zijn de 'kwaliteitstypen'.

Het opstellen van één typologie van kwaliteitstypen is relatief eenvoudig. De 18 karteringen zijn uitgevoerd door een gering aantal bureaus (5), de typologieën zijn niet gelijk, maar lijken vaak wel op elkaar.

De gebruikte hoofdindeling is:

S = stroomdalgrasland (dit vormt ook onderdeel van het habitatype Stroomdalgrasland)

G = glanshaverhooiland (soms habitatype)

V = vossenstaarthooiland (soms habitatype)

K = kamgrasland (nooit habitatype)

O = overstromingsgrasland (nooit habitatype)

R = ruige graslanden en raaigrasweiden (nooit habitatype)

D = dotterbloemhooilanden (nooit habitatype)

W = witbolgraslanden (nooit habitatype)

In de onderverdeling is globaal het laagste nummer het meest waardevol, het hoogste nummer het minst waardevol, maar dit is geen regel. Voorbeelden: G1 = glanshaverhooiland met stroomdalsoorten, G6 = glanshaverhooiland, verruigd.

- Per gebied is voor het karteerjaar bepaald wat de oppervlakten en de percentages zijn van de kwaliteitstypen. Ook de oppervlakte en percentages van niet gekarteerd terrein zijn bepaald, evenals de oppervlakte en percentages van de terreindelen die wel gekarteerd zijn maar geen graslandvegetaties bevatten.
- Er zijn vijf klassen onderscheiden voor botanische kwaliteit:
 - GG = zeer goed
 - G = goed
 - M = matig
 - S = slecht
 - SS = zeer slecht

2.8 Ontwikkeling ruwheid vegetatie

Voorgaande analyses gaan vooral in op de effecten van begrazing op natuurwaarden. Daarnaast zijn de effecten op de vegetatieruwheid onderzocht. Hiervoor is gebruik gemaakt van de karteringen die voor de ecotopenkaart en de vegetatielegger van Rijkswaterstaat gemaakt zijn.

De ecotopen in de Rijn- en Maasuitewaarden worden sinds ongeveer 1996 met regelmaat gekarteerd (tabel 2.4). In 2012 zijn bovendien in alle rivieruitewaarden in het kader van de vegetatielegger de ecotopen gekarteerd. Bij deze karteringen is niet in alle jaren dezelfde ecotoopindeling aangehouden. Tabel 2.5 geeft een overzicht van de gehanteerde ecotopen in de verschillende karteringsronden. Tussen jaren zijn duidelijke verschillen tussen de gehanteerde indeling. In enkele gevallen is dit vooral een kwestie van naamgeving (riet en overige helofyten versus rietmoeras).

Tabel 2.4 Overzicht van de jaren waarin de ecotopenkarteringen van de verschillende uiterwaarden plaatsvonden.

Table 2.4 Overview of the years in which ecotope mapping of the various floodplains was undertaken.

Rivier	1 ^e ronde	2 ^e ronde	3 ^e ronde	vegetatielegger
Rijntakken-Oost	1997	2005	2008	2012
Rijn-/Maasmonding	1998	2006	2008	2012
Maas	1996	2004	2008	2012

Om de ontwikkeling van de belangrijkste ecotopen in de tijd in beeld te brengen zijn de ecotopen voor deze studie deels samengevoegd (tabel 2.6). Dit lost deels het probleem op dat bij de verschillende karteringen niet consequent dezelfde indeling is gehanteerd.

Tabel 2.5 Overzicht van de gehanteerde ecotoopindeling per karteringsronde.

Table 2.5 Overview of the ecotope classification used for mapping.

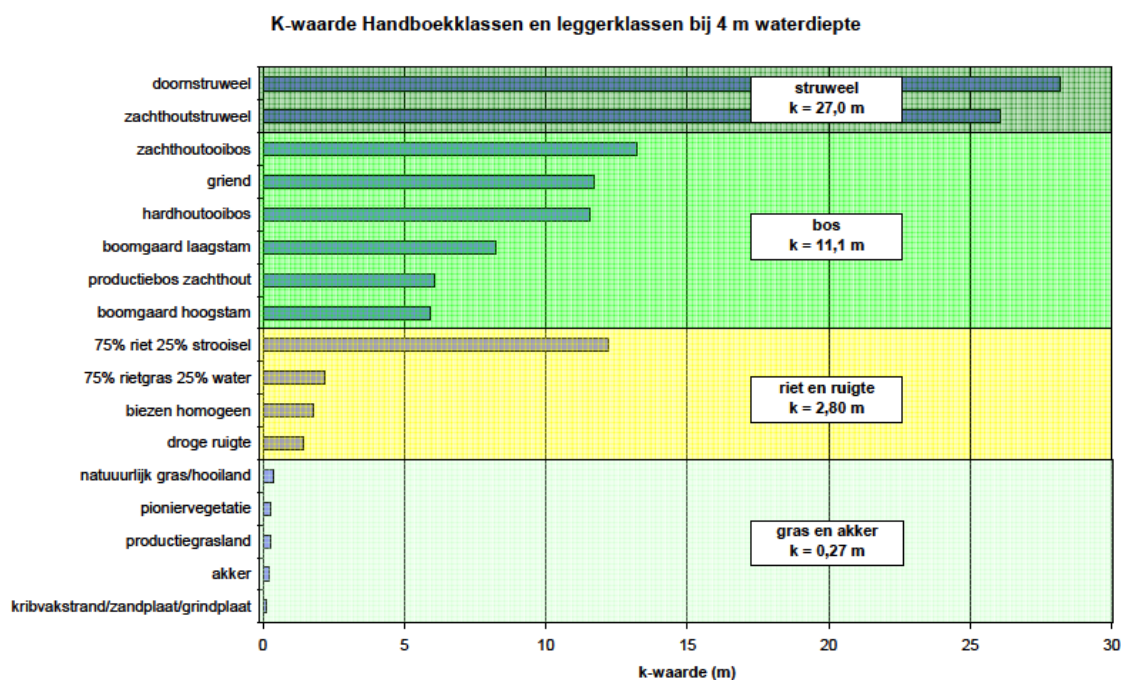
Ecotoop	1 ^e ronde	2 ^e ronde	3 ^e ronde	vegetatielegger
akker	x	x	x	x
bebouwd/verhard	x	x	x	x
boomgaard	-	-	x	x
griend	x	x	-	x
natuurlijk bos	x	x	x	x
natuurlijk grasland	x	x	x	-
onbegroeid (antropogeen)	-	-	x	x
onbegroeid (natuurlijk)	x	x	x	x
productie-/natuurlijk grasland	-	x	x	x
productiebos	x	x	x	x
productiegrasland	x	x	x	-
rest	-	x	-	-
riet en overige helofyten	-	x	x	x
rietmoeras	x	-	-	-
ruigte	x	x	x	x
struweel	-	x	x	x
vegetatie met 5-25% bedekking	-	-	-	-
water	x	x	x	x

Aan de hand van de oppervlakte van de verschillende ecotopen in een natuurontwikkelingsgebied kan ook de weerstand van de vegetatie berekend worden. Figuur 2.3 geeft een overzicht van de weerstand van de verschillende ecotopen bij 4 m waterdiepte uitgedrukt als K-waarde. Met name struweel heeft een hoge weerstand, gevolgd door bos en riet, terwijl droge ruigte een betrekkelijk lage weerstand heeft. Met behulp van de K-waarden (tabel 2.7) en de oppervlaktegegevens van de ecotopenkarteringen is vervolgens de stromingsweerstand per gebied per kartering berekend. Hiervoor zijn gegevens van dertig verschillende gebieden gebruikt (tabel 2.8). Vervolgens is de gemiddelde ruwheid per vierkante meter berekend, zodat gebieden met een verschillende oppervlakte ook met elkaar vergeleken kunnen worden. Dit is niet de officiële werkwijze aan de hand van hydraulische modelberekeningen, waarbij rekening gehouden wordt met de stroombanen van het water en de plek waar de weerstand zich voordoet.

Tabel 2.6 Overzicht van de ecotopen samengevoegd tot grotere eenheden.

Table 2.6 Overview of the grouping used for classes of ecotopes.

ecotoop	samengevoegd	ecotoop	samengevoegd
akker	akker	productiegrasland	productie grasland
onbegroeid (antropogeen)	kaal/schaars	ruigte	ruigte
onbegroeid (natuurlijk)		struweel	struweel
5-25% bedekking		boomgaard	bos
riet en overige helofyten	moeras	griend	
rietmoeras		natuurlijk bos	
natuurlijk grasland	natuurlijk grasland	productiebos	
productie-/natuurlijk grasland			



Figuur 2.3 De weerstandswaarde (K-waarde) handboekklassen en homogene vegetatieklassen bij 4 m waterdiepte (Uit: Normatief kader RWS (Stroomlijn)).

Figure 2.3 The resistance values (K-value) handbook classes and homogeneous vegetation classes at 4 m water depth. Taken from: Normatief kader RWS (Stroomlijn).

Tabel 2.7 Gehanteerde weerstandwaarde om de vegetatieruwheid per gebied te berekenen (Uit: Normatief kader RWS (Stroomlijn)).

Table 2.7 The resistance values used to calculate vegetation roughness for each area. Taken from: Normatief kader RWS (Stroomlijn).

ecotoop	k-waarde	ecotoop	k-waarde
kribvakstrand/zandplaat/grind plaat	0,15	moeras	7,20
akker	0,20	boomgaard hoogstam	5,91
productiegrasland	0,25	productiebos, zachthout	6,06
productie-/natuurlijk grasland	0,32	griend	11,73
natuurlijk gras-/hooiland	0,39	natuurlijk bos	11,65
pioniervegetatie	0,20	struweel	27,00
droge ruigte	1,45		

Tabel 2.8 Overzicht van de gebieden, die gebruikt zijn om de verandering in ecotooppoppervlakte te berekenen en de verandering in ruwheid van de vegetatie in de loop der tijd.

Table 2.8 Overview of the areas used to calculate the changes in ecotopes and the roughness of vegetation over time.

gebied	riviertak	gebied	riviertak
Afferdensche en Deestsche Waarden	Waal	Gebrande Kamp	Maas
Amerongse Bovenpolder	Nederrijn	IJssel uiterwaarden Achterhoek	IJssel
Asseltse Plassen	Maas	Koningssteen	Maas
Beuningse Uiterwaarden		Kop van de Oude Wiel	Waal
Blauwe Kamer	Nederrijn	Loevestein	Waal
Brakelse	Nederrijn	Meers	Maas
Benedenwaarden			
Breemwaard	Waal	Meinerswijk	
Buitenpolder	Maas	Millingerwaard	Waal
Heerewaarden			
Cortenoever	IJssel	Oeffelter Meent	Maas
De Brandt	Maas	Rijkelse Bemden	Maas
De Hedelse	Maas	Rug van Roosteren	Maas
Bovenwaarden			
De Koornwaard	Maas	Swalmdal	Maas
De Stadsweide	Maas	Vreugderijkerwaard	IJssel
Duursche Waarden	IJssel	Wageningse Bovenpolder	Nederrijn
Gamerensche Waarden	Waal	Weerdbeemden	Maas

2.9 Interviews met beheerders

In totaal zijn voor 23 verschillende gebieden interviews gehouden, verdeeld over vijf riviertakken: Maas (10), Waal (6), IJssel (3), Nederrijn (3) en Merwede (1). Voor deze 23 gebieden hebben wij medewerkers geïnterviewd van drie verschillende terrein beherende instanties. Meestal was dit de boswachter, die vaak meerdere gebieden in beheer had, en dus voor meerdere gebieden geïnterviewd kon worden. Zes gebieden zijn in beheer bij Natuurmonumenten, vijftien bij Staatsbosbeheer en twee bij Het Utrechts Landschap. Per interview (en gebied) is volgens een standaardformulier een vragenlijst doorlopen met open en gesloten vragen (bijlage 3). De gesloten vragen zijn verwerkt in de database en voorzien van aanvullende gebiedsinformatie. Deze gegevens zijn meegenomen in de modelanalyse. Zie verder de methodiek in paragraaf 2.2 en 2.3. Daarnaast hebben gesprekken plaatsgevonden met Free Nature (kuddebeheerder) en de HAS Den Bosch, die het gebiedsgebruik door runderen van de uiterwaard bij Loevestein met behulp van zenders in beeld heeft gebracht. De open vragen zijn bedoeld om een beeld te krijgen van de dagelijkse beheerpraktijk en de vragen die daarbij spelen over begrazing. De resultaten van deze interviews worden in paragraaf 4.8 thematisch besproken.

3 Wat wisten we al?

3.1 Interactie grazers en vegetatie

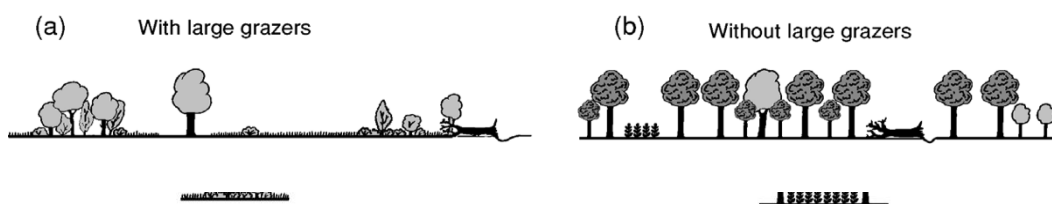
Begrazing als beheerinstrument is een onderwerp dat al veel onderzocht is (Bakker 1989). Deze kennis geldt als vertrekpunt voor deze gerichte studie naar toepassing van begrazing bij beheervraagstukken die spelen in het rivierengebied. Hier volgt een overzicht van relevante aspecten.

Schuivende mozaïeken door begrazing

Grote grazers kunnen de successie van grasland naar bos in belangrijke mate beïnvloeden en zijn in principe in staat het landschap tot op zekere hoogte open te houden (Olf *et al.* 1999, Vera *et al.* 2006). Rivieruiterwaarden waar grote grazers worden ingezet worden gekarakteriseerd door een afwisselend mozaïek van kort grasland, ruigte, struweel en bos op landschapsschaal (figuur 3.1a). Onbegraste uiterwaarden, waar geen aanvullend beheer wordt uitgevoerd, bestaan voornamelijk uit hoog opgaand struweel en bos (figuur 3.1b). Grote grazers kunnen een proces van cyclische successie in gang zetten, waarbij bepaalde plaatsen in het landschap een cyclus doormaken van grasland naar bos en weer naar grasland (figuur 3.1c). Doordat op ruimtelijke schaal deze fasen in de cyclus verschillend zijn per plek, ontstaat op landschapsschaal een mozaïek (figuur 3.1a). De cyclus werkt als volgt (figuur 3.1c):

- (1) Grote grazers begrazen kort grasland, waardoor ze de opslag van ruigte en houtigen voorkomen en het open grasland blijft.
- (2) Op bepaalde plaatsen kan na verloop van tijd een pluk ruigtekruiden opslaan die door de grazers gemeden worden, zoals ruigten van pitrus/brandnetel/ruwe smele in Junner Koeland (Smit & Ruifrok 2011). Dit kan bijvoorbeeld op een mesthoop gebeuren.
- (3) In deze ruigte kunnen struweelzaailingen opslaan die in het jonge stadium goed eetbaar zijn, zoals bijvoorbeeld sleedoorns, meidoorns, bramen of rozen. Zij profiteren van de bescherming door de slecht eetbare kruiden.
- (4) Als de struweelzaailingen groter worden zijn ze zelf slecht eetbaar en bieden bescherming aan eetbare zaailingen van bomen zoals eik of es, die rustig kunnen uitgroeien.
- (5) Als de bomen groter worden, beschaduwen ze het struweel, wat langzamerhand afsterft.
- (6) De grote grazers hebben weer toegang tot onder de bomen en ruimen het laatste struweel op.
- (7) De bomen sterven af, al dan niet geholpen door het schillen van de bast of schuren door grote grazers.
- (1) Er komt weer licht op de bodem en de grassen komen terug, die onder begrazing weer kort grasland vormen.

Zonder grote grazers zal er bos ontstaan, waar op open plekken door het afsterven van bomen tijdelijk kruiden en lichtminnende struiken of bomen zullen opslaan (figuur 3.1d). Dit is echter een proces van tientallen jaren.



Figuur 3.1 Schematische weergave van de cyclus van grasland-ruigte-struweel-bos onder invloed van grote grazers (links) en zonder grote grazers (rechts). (a) en (b) geven het aanzicht van het landschap weer, (c) en (d) de cyclische successie. Uit: Olf et al. (1999).

Figure 3.1 The successional cycle under the influence of large herbivores (left) and without large herbivores (right). (a) and (b) show the appearance of the landscape and, (c) and (d) the cycle of succession. Taken from: Olf et al. (1999).

Een mozaïek van structuurtypen, zoals hier beschreven, wordt gevonden in verschillende typen gebieden waar grote grazers zijn geïntroduceerd (figuur 3.2), zoals rivieruiterwaarden (Bakker et al. 2004, Smit & Ruijrok 2009, Langbroek et al. 2013), voormalige landbouwgronden (Van Uytvanck 2011, Bakker et al. 2011) en heidegronden (Bokdam 2003).



Figuur 3.2 Een voorbeeld van een mozaïek van grasland, struweel en bos in een begraasde uiterwaard, het Junner Koeland langs de Overijsselse Vecht.

Figure 3.2 An example of a mosaic of grassland, roughs and woodland in a grazed floodplain: The Junner Koeland along the River Overijsselse Vecht.

Een belangrijk kenmerk van deze cyclische successie is, dat er op landschapsschaal geen statisch patroon is van de structuurtypen, maar dat zij bewegen door het landschap; de zogeheten schuivende mozaïeken (Smit & Ruijrok 2009). Elke plek maakt dus verschillende successiestadia door, die weer omkeerbaar zijn. Dit betekent dat een plek die verruigt kan doorschieten naar struweel, maar soms ook weer teruggezet wordt door de grazers naar kort grasland (Langbroek et al. 2013).

Effecten van begrazing op de opslag van houtige gewassen

Grote grazers eten graag jonge bomen en struiken en kunnen hierdoor de opslag van houtige gewassen tegengaan (figuur 3.3). Veel struiken van het riviergebied hebben echter stekels of doornen en deze worden gemeden door grote grazers (Vera *et al.* 2006). Hierdoor kunnen bomen opslaan pal naast of tussen deze struiken, terwijl de struiken zelf ook weer in stekelige kruidenruigtes kunnen opslaan, zoals hierboven is beschreven. Deze ruimtelijke associatie van smakelijke planten met minder smakelijke soorten is een belangrijk vestigingsmechanisme in begraasde gebieden. Schotse Hooglanders zijn echter bij jaarrondbegrazing in de winter bij honger in staat om braam-, rozen-, meidoornstruwelen en hulstbomen stevig bij te trimmen. Braamstruweel kan zelfs opgeruimd worden mits dit niet te oud en te hoog is.



Figuur 3.3 Koeien grazen graag op jonge struiken, mits ze geen stekels hebben.

Figure 3.3 Cows show preference for young scrub, providing they don't have thorns.

Grote grazers kunnen ook indirecte effecten op de vestiging van houtige gewassen hebben, namelijk door het creëren van kiemplekken. Veel bomen en struiken hebben licht en ruimte nodig om te kiemen. Dit betekent dat zij in een hoog opgaande vegetatie, een zeer dichte graszode of een dikke strooisellaag moeite hebben of zich helemaal niet kunnen vestigen. Vaak treedt dan ook massale vestiging op van houtige soorten in pas ingerichte gebieden met veel kale grond. Naarmate het gebied begroeid raakt en de kale grond verdwijnt, hebben struiken en bomen steeds meer moeite om te kiemen en vestigen, zowel door begrazing als door gebrek aan goede kiemomstandigheden. In dit geval zouden grote grazers dus een (licht) positief effect kunnen hebben op de vestigingsomstandigheden van houtige soorten door de strooisellaag open te trappen, meer kale grond vrij te maken en de vegetatiehoogte te beperken. Naast vestiging uit zaad kunnen soorten zich met worteluitlopers uitbreiden, zoals de sleedoorn. Deze klonale uitbreiding kan sterk door grazers geremd worden, maar dat lijkt met name door konijnenbegrazing te komen (Bakker *et al.* 2004, Smit *et al.* 2010).

Effecten van begrazing op kieming en diversiteit van uiterwaard vegetaties

Grote grazers kunnen een sterk effect hebben op de diversiteit van graslandplanten. Door te grazen kunnen ze de soortenrijkdom verhogen, maar ook verlagen. Ze verlagen de soortenrijkdom wanneer ze selectief grazen op soorten die niet algemeen zijn en niet goed bestand tegen begrazing (figuur 3.4). Als ze echter vooral de dominante soorten begrazen zorgen grote grazers juist voor meer licht en ruimte voor minder algemene soorten en verhogen zo de soortenrijkdom. De meeste graslanden worden gedomineerd door een beperkt aantal grassoorten, terwijl de grootste soortenaantallen juist gevonden worden in de

groep van de kruiden, die vaak minder talrijk zijn (Bakker & Olff 2003). In productieve gebieden, zoals de meeste delen van rivieruiterwaarden, zullen grazers door het kort houden van de dominante soorten, de minder competitieve soorten een handje helpen en daardoor vergroten ze waarschijnlijk meestal de diversiteit van de vegetatie (Bakker *et al.* 2006).



Figuur 3.4. Grote grazers kunnen negatieve effecten hebben op kruiden die niet goed tegen begrazing of vertrapping kunnen. Net als jonge struweelzaailingen, kunnen deze planten soms een schuilplaats vinden in de buurt van een plant die door grazers gemeden wordt zoals deze bergnachtorchis in de beschutting van een speerdistel op het Junner Koeland. Inmiddels is deze soort hier verdwenen.

Figure 3.4. Large herbivores can have negative effects on plants that are susceptible to grazing or trampling. As for young seedlings, these plants can sometimes find a sheltered place close to species ignored by herbivores such as a greater butterfly orchid next to a spear thistle in Junner Koeland. This species has since disappeared from this area.



Figuur 3.5 Kiemplanten van de scherpe boterbloem. Zaden van veel kruidensoorten kiemen goed op kleine kale plekken in de dichte graszode. Kale plekken dragen zo direct bij aan een hogere soortdiversiteit.

Figure 3.5 Seedlings of the meadow buttercup. The seeds of many species seed well in small bare patches in areas of dense grass. As such bare patches help increase species diversity.

Daarnaast kunnen grote grazers een belangrijke rol spelen bij de vestiging van soorten uit zaad. Ze zorgen voor verspreiding van zaden via mest of via hun vacht, naast de verspreiding die via water en wind plaatsvindt. Maar in productieve, hoog opgaande vegetaties, vaak met een dik strooiselpakket, kunnen kiemplanten zich niet vestigen. Ook in een dichte graszode kan kieming een probleem zijn. Hier kunnen grote grazers, maar ook kleinere grazers zoals konijnen, geschikte kiemingsplekken maken door het laaghouden van de vegetatie, waardoor er genoeg licht beschikbaar is voor kieming, maar ook door het creëren van open plekken met kale grond, waar kiemplanten zich goed kunnen vestigen (figuur 3.5). In zulke situaties kunnen grazers een sterke toename van de soortenrijkdom veroorzaken, met name doordat extra soorten zich kunnen vestigen in dit soort open plekkjes (Bakker & Olff 2003, Bakker *et al.* 2006).

Effecten van begrazing op fauna

Grote grazers hebben sterke effecten op de vegetatiestructuur en daarmee ook op de fauna die in deze vegetaties leeft. Hierbij valt te denken aan vogels, kleine zoogdieren en een breed scala aan ongewervelden. Voor het voorkomen van verschillende vogelsoorten is met name het effect van de grazers op de verdeling van de structuurtypen kort grasland, ruigte, struweel en bos van belang alsmede de voedselbeschikbaarheid. Zo heeft bijvoorbeeld de transformatie van rietruigtes naar kort grasland door begrazing in de Oostvaardersplassen geleid tot sterke verschuivingen in de vogelpopulaties (Beemster *et al.* 2012). In de duinen van de Waddeneilanden heeft begrazing met een hoge graasdruk een positief effect op broedvogels van open duin, terwijl in de duinen van het vasteland zo'n graasdruk juist een negatief effect heeft (Nijssen *et al.* 2014). Voor kleine zoogdieren speelt de vegetatiestructuur ook een grote rol en kan begrazing een contrasterend effect hebben op verschillende soorten. Zo profiteren konijnen van gazonvorming door een hoge graasdruk, terwijl muizen juist de dekking van hoger opgaande planten nodig hebben om veilig te zijn voor predatoren (Bakker *et al.* 2009). Grote grazers hebben ook effecten op vegetatiekenmerken die van belang zijn voor verschillende groepen ongewervelden. Soortgroepen zoals wolfspinnen en pissebedden houden zich graag op in een strooisellaag, terwijl voor insecten die op zoek zijn naar nectar en stuifmeel, de bloemrijkdom een belangrijke voorwaarde zal zijn (figuur 3.6), en voor de reproductie van bijvoorbeeld vlinders is het voorkomen van specifieke waardplanten onder begrazing relevant. Het effect van begrazing op ongewervelden is dan ook groep- of zelfs soortspecifiek.

Er is relatief weinig bekend hoe grazers geleedpotigen beïnvloeden. Er zijn drie factoren die effect hebben: 1) onbedoelde predatie en verhoogde verstoring, 2) afname beschikbare biomassa als voedselbron, 3) veranderingen in plantendiversiteit, vegetatiestructuur en abiotische omstandigheden. Begrazing levert alleen een verhoging in de diversiteit, indien de (a)biotische heterogeniteit voldoende is om te compenseren voor verlies aan voedselbronnen en verhoogde sterfte (Van Klink *et al.* 2015). In de duinen blijkt begrazing een overwegend negatief effect te hebben op de dichtheid van bodemfauna. Vooral de grotere soorten hebben profijt van een koel en constant microklimaat in hoge vegetatie, terwijl kleinere soorten juist meer voorkomen bij een warmer en gevarieerder microklimaat in lage vegetatie, zoals die door begrazing ontstaat (Nijssen *et al.* 2014).

In uiterwaarden profiteren sprinkhanen van een afwisselend patroon in de vegetatie, dat juist bij begrazing met runderen ontstaat en minder bij begrazing door schapen en paarden. Dagvlinders ondervinden op korte termijn een negatief effect, dat op langere termijn omslaat in een positief effect door mozaïekvorming in de vegetatie op kleine schaal en landschapsvorming op grote schaal (parklandschap). De structuurvariatie is een sleutelfactor, die door begrazing kan worden gerealiseerd (Lammertsma *et al.* 2001).



Figuur 3.6 De rijkdom aan bloemen is een belangrijke voorwaarde voor het gebruik van uiterwaarden door bloem bezoekende insecten, zoals deze hommelzweefvlieg.

*Figure 3.6 Flower richness is an important requirement in the numbers of insect pollinators visiting the floodplain, such as the hoverfly *Volucella bombylans*.*

Van theorie naar praktijk: kennislacunes

Terwijl er veel bekend is over de effecten van grote grazers zijn er ook nog veel vragen te beantwoorden voor een optimale inzet van grote grazers. Een belangrijke vraag is wat de relatie is tussen de dichtheid aan grazers en de openheid van het landschap. Dit zal in ieder geval afhangen van de productiviteit van het gebied, die samen met het aantal grazers de graasdruk bepaalt. Daarnaast bestaat de vraag of te voorspellen is waar in het landschap het open grasland gaat ontstaan als de dieren vrij kunnen kiezen. Voor de doorstroming en veiligheid is het noodzakelijk dat de aangewezen stroombanen open blijven. Zijn dit ook de plaatsen waar de grazers het meeste grazen? En zo niet, is het te sturen dat zij in ieder geval de stroombanen vrijhouden? Als de grazers zich concentreren in de stroombanen, wordt dan de rest van het terrein wel begraasd of treedt verruiging op van bijvoorbeeld waardevolle stroomdalgraslanden? Welk type grazer is het meest geschikt?

Antwoord op deze kennisvragen geeft richting aan de stuurknoppen die de beheerders moeten bedienen om hun natuurdoelen te kunnen combineren met veiligheidsdoelen. Deze koppeling lichten we toe in de volgende twee paragrafen.



Figuur 3.7 Grote grazers hebben de neiging zich te concentreren in bepaalde gebieden, in dit geval een natuurlijke laagte.

Figure 3.7 Large herbivores tend to concentrate together, such as in this lower area.

3.2 Natuurdoelen in uiterwaarden

Elke uiterwaard in beheer bij natuurorganisaties heeft zijn eigen natuurdoelen waar het terreinbeheer op gericht is. Dit kunnen specifiek geformuleerde natuurdoelen zijn, maar ook kan er gekozen zijn voor procesbeheer, waarbij spontaan mozaïeklandschap mag ontstaan. Daarnaast maken veel uiterwaarden deel uit van een Natura 2000-gebied (Rijntakken, Grensmaas) met instandhoudingsdoelen voor habitattypen, habitatsoorten, broedvogelsoorten en niet-broedvogelsoorten. In het kader van Stroomlijn zijn met name de habitattypen en soorten in de stroombanen belangrijk, maar voor de beheerder is het totaal van de instandhoudingsdoelen belangrijk. Om welke habitattypen gaat het en om welke soorten? Bijlage 1 geeft hiervan een overzicht. In deze bijlage is tevens aangegeven welke habitattypen en welke soorten relevant zijn voor onderhavige studie: de habitattypen van glanshaverhooiland, ruigte en bos. Van de habitatsoorten is alleen de bever relevant als consument van moerasbos. Voor de broedvogelsoorten geldt dat met name soorten van moeras, moerasbos en ruigte relevant zijn. Daarnaast is de kwartelkoning als soort van hooilanden en ruigten relevant. Voor de niet-broedvogelsoorten geldt dat zij niet relevant zijn in het kader van de onderhavige studie indien ze het open water gebruiken als foerageer- en/of rustgebied. Wel zijn de soorten belangrijk die op de oever of het grasland foerageren. Voor deze soorten is met name relatief kort gras belangrijk als foerageergebied.

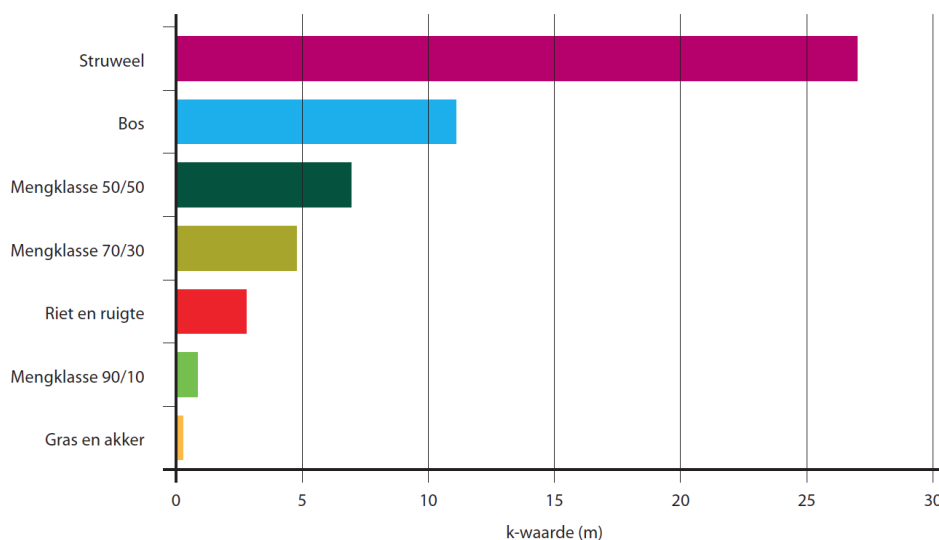
Van Turnhout *et al.* (2007) hebben het effect van natuurontwikkeling in uiterwaarden op broedvogels in beeld gebracht. Soorten uit pionierstadia en graslanden nemen veelal eerst toe om vervolgens na het bereiken van een optimum geleidelijk af te nemen en vervangen te worden door soorten uit latere successiestadia. Rivierdynamiek, begrazingsbeheer of ander beheer is noodzakelijk om jonge successiestadia te behouden. Bij de niet-broedvogels profiteren soorten die op vis, benthos en waterplanten foerageren van natuurontwikkeling, terwijl op grasland foeragerende soorten juist achteruit gaan (Van den Bremer *et al.* 2009). Onderzoek naar de graasdruk van ganzen in half natuurlijk, extensief gebruikt grasland in uiterwaarden laat zien dat deze lager is dan in intensief gebruikt grasland in uiterwaarden (Boudewijn *et al.* 2008).

Natuurontwikkeling heeft een positief effect op de insectenrijkdom in uiterwaarden (Kurstjens *et al.* 2005). Hierbij speelt niet alleen de verandering in inrichting een rol maar ook de toename van de diversiteit en de toename van structuur in de ruigere graslanden die door paarden en runderen begraasd worden. Soorten die snel op veranderingen in structuur reageren zijn loopkevers en sprinkhanen, terwijl vlinders enerzijds beïnvloed worden door de aanwezigheid van waardplanten en anderzijds door nectarplanten. De aanwezigheid van libellen wordt in hoge mate gestuurd door de aanwezigheid van water, terwijl ook soorten territoriaal kunnen zijn. Libellen zijn hiermee minder geschikt als indicator voor de kwaliteit van de vegetatiestructuur.

Voor de flora biedt natuurontwikkeling in combinatie met extensivering van de begrazing veel kansen zoals voor gebieden langs de Maas en de Waal is aangetoond. Niet altijd zijn alle soorten echter tegen (de bij-effecten van) begrazing bestand (Rossenaar *et al.* 2006, Kurstjens & Peters 2011). Waar precies het omslagpunt ligt, verschilt per vegetatietype en is onder meer afhankelijk van de lokale omstandigheden (bodemtype, overstromingsduur, verhouding verschillende vegetatietypen, voorgeschiedenis, etc.), de begrazing (type grazers, dichtheid, seizoensritmiek) en de eventuele combinatie met andere beheeringrepen.

3.3 Veiligheid en vegetatieruwheid

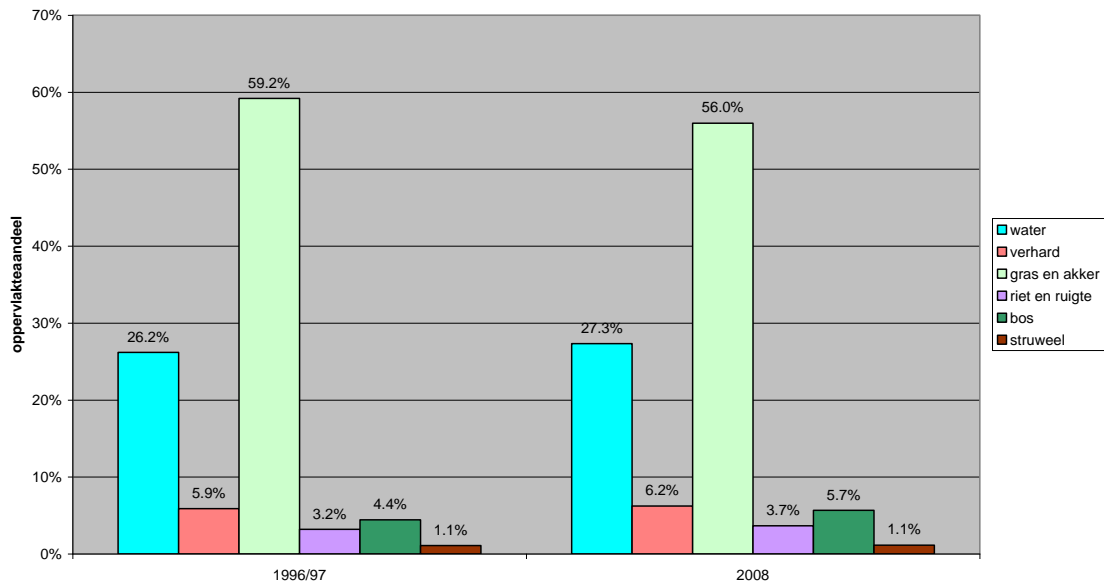
Droge voeten, schoon en voldoende water voor alle gebruikers, en een vlotte en veilige doorvaart voor het scheepvaartverkeer. Dat zijn de belangrijkste taken van Rijkswaterstaat bij het beheer van de Rijn en de Maas. Natuurontwikkeling valt hier niet onder, met uitzondering van de natte natuur die voor de Kaderrichtlijn Water ('Schoon water') van belang is. Toch heeft Rijkswaterstaat te maken met de natuurdoelen die Europees (Natura 2000) nationaal (Natuurnetwerk Nederland) of provinciaal opgelegd zijn aan het rivierengebied. De begroeiing in de uiterwaarden heeft namelijk invloed op de hoogwaterstanden. Hoe ruwer de vegetatie, des te meer wordt het rivierwater 'geremd', waardoor de waterstand op die plek toeneemt. Rijkswaterstaat heeft enkele jaren geleden geconstateerd dat de hoogwaterstanden niet alleen hoger worden door toename van de waterafvoer, maar ook doordat in de uiterwaarden steeds meer structuurrijke natuur tot ontwikkeling komt. Dit is natuurlijk positief voor het ecologisch functioneren van de rivieren, maar de keerzijde is dat oobos en rietmoeras het rivierwater meer opstuwen dan een perceel Engels raaigras (figuur 3.8). Natuurlijke vegetatietypen zijn in het algemeen structuurrijker en daarmee 'ruwer' dan agrarische vegetatietypen. Met als gevolg dat de door Rijkswaterstaat voorgeschreven veiligheidsniveaus op veel plekken niet gehaald worden.



Figuur 3.8 De ruwheid van vegetatieklassen wordt uitgedrukt in K-waarden. Hoe hoger de K-waarde, des te hoger de ruwheid en dus het waterstandsverhogende effect (bron: RWS).

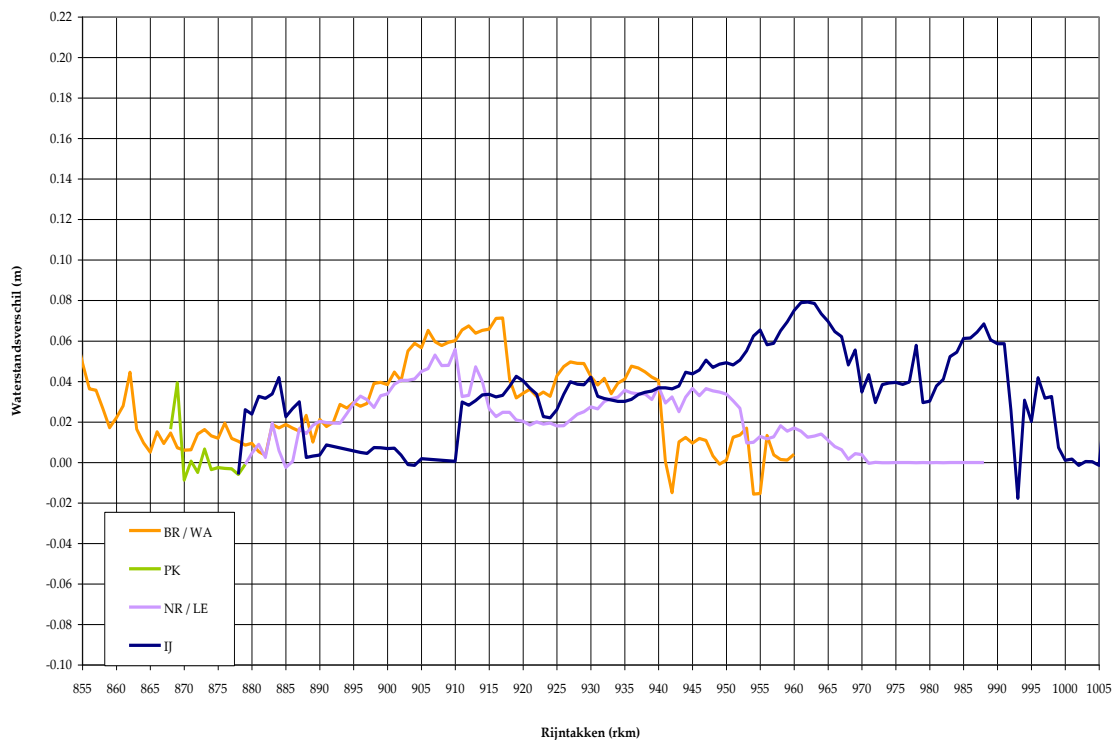
Figure 3.8 Classes of vegetation roughness are given in k-values. Higher K-values indicate greater roughness and therefore an increased water level (Source: RWS).

Rijkswaterstaat laat regelmatig ecotopenkaarten maken van de uiterwaarden van Rijn en Maas. Als deze kaarten in de tijd met elkaar worden vergeleken valt op dat er in de periode 1996/1997 – 2008 slechts kleine veranderingen in de oppervlakte van de verschillende habitattypen hebben plaatsgevonden. Het aandeel gras en akker is met 3% afgenomen en het aandeel struweel is gelijk gebleven; de overige ecotopen "verhard oppervlakte", "riet en ruigte" en "bos" zijn licht toegenomen (figuur 3.9).



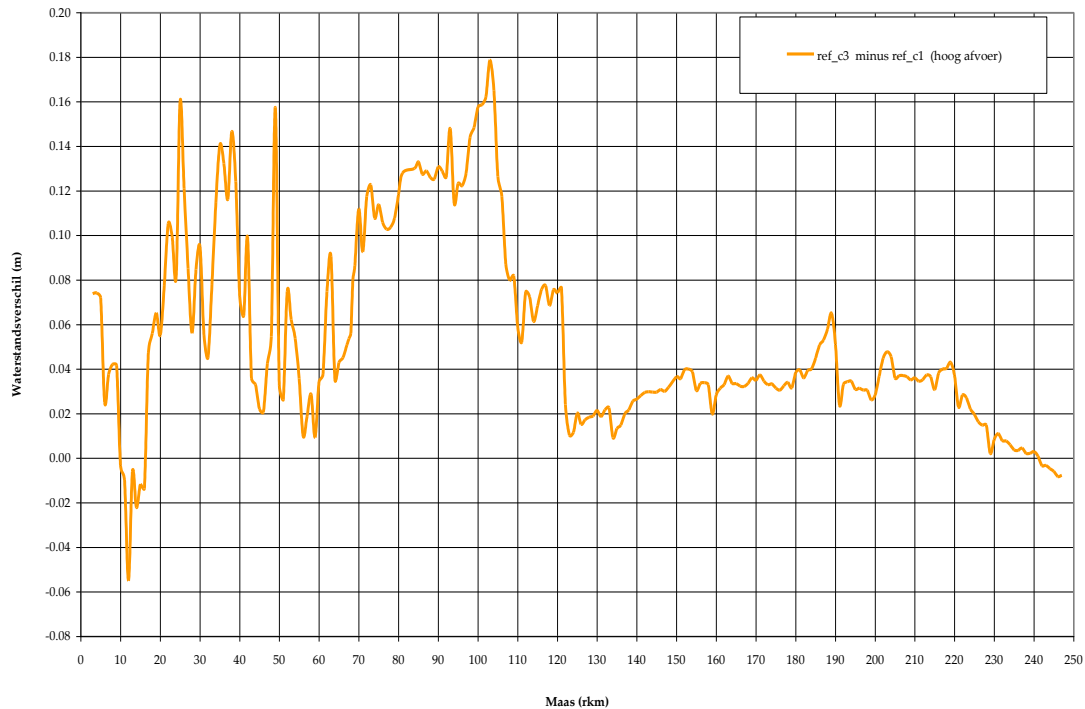
Figuur 3.9 Vegetatieverdeling op basis van de gecombineerde ecotopenkaarten van Rijn en Maas uit 1996/1997 en uit 2008 (totaal ca. 73.000 ha) (bron: Rijkswaterstaat).

Figure 3.9 Vegetation distribution based on the combined ecotope maps of the Rhine and Meuse in 1996/1997 and 2008 (total ca. 73,000 ha) (Source: Rijkswaterstaat).



Figuur 3.10 Ontwikkeling van het waterstandverschil veroorzaakt door de ruwheid van de vegetatie op basis van de ecotopenkaarten in 1997 versus 2008 langs de verschillende Rijntakken, waarbij 1997 als nulwaarde is aangehouden. (Bron: Rijkswaterstaat).

Figure 3.10 Development of the difference in the water table due to vegetation roughness based on ecotope mapping in 1997 and 2008 along various branches of the Rhine, and where 1997 is taken as the reference year. (Source: Rijkswaterstaat).



Figuur 3.11 Ontwikkeling van het waterstandverschil veroorzaakt door de ruwheid van de vegetatie op basis van de ecotopenkaarten in 1996 versus 2008 langs de Maas, waarbij 1997 als nulwaarde is aangehouden. (Bron: Rijkswaterstaat).

Figure 3.11 Development of the difference in the water table due to vegetation roughness based on ecotope mapping in 1996 and 2008 along the Meuse, and where 1997 is taken as the reference year. (Source: Rijkswaterstaat).

Hoewel de verschillen in vegetatieontwikkeling klein lijken, is het effect op de waterstanden op veel plekken aanzienlijk (figuur 3.10). Langs de IJssel kan dit plaatselijk oplopen tot 8 cm verhoging, terwijl slechts op enkele locaties sprake is van een waterstandsverlaging. Langs de Maas treedt bij hoge rivierafvoeren over de eerste 100 km waterstandsverhoging op door de toegenomen ruwheid van de vegetatie, die plaatselijk oploopt tot 18 cm (figuur 3.11). Slechts op enkele plaatsen heeft in de periode 1996-2008 een waterstandverlaging door vermindering van de ruwheid in combinatie met Ruimte voor de Rivier plaatsgevonden (rivierkm 10 en rivierkm 240). Aangetekend moet worden dat dit gebaseerd is op modelberekeningen met een niet nader gedefinieerde onzekerheidsmarge. De input gegevens zijn gestandaardiseerde vegetatie-classes en daaraan gekoppelde weerstandsparementen doorgerekend bij extreem hoge afvoeren.

De beperkte verandering in ecotopensamenstelling leidt toch tot aanzienlijke waterstandsverschillen, omdat het een flink areaal betreft: 3% van het rivierengebied (73.000) is 2.200 ha. Ook de plek waar de verruwing plaatsvindt maakt veel uit: in het stroomvoerende deel heeft een verruwing veel meer effect dan in het waterbergend deel.

Terreinbeheerders maken afspraken met Rijkswaterstaat over de toegestane vegetatieontwikkeling ('interventieniveaus') op basis van de vegetatielegger (www.vegetatielegger.nl). Dit betekent onder meer dat in de stroombanen de vegetatie zo min mogelijk weerstand mag veroorzaken ('glad tenzij'). De natuur houdt zich hier uiteraard niet aan: alle mogelijke vegetatietypen komen momenteel voor in de stroombanen: van

ooibos tot stroomdalgrasland. Om aan de eisen van Rijkswaterstaat te kunnen voldoen zal de beheerder dan ook gerichte beheermaatregelen moeten nemen. Hiervoor kunnen deels algemene principes toegepast worden, voortbouwend op de huidige beheerpraktijk, maar per locatie zal ook maatwerk nodig zijn.

Ook hiervoor is al veel kennis en ervaring beschikbaar (Wolters *et al.* 2001, Peters *et al.* 2006, Makaske & Maas 2007). Bovendien zijn voor het uitvoeringsprogramma Stroomlijn inmiddels voor verschillende terreinen beheerplannen opgesteld waarin beschreven is op welke manier de vergunde vegetatieruwheid geborgd wordt. Vaak zijn deze beheermaatregelen echter nog niet systematisch geanalyseerd op hun daadwerkelijke effecten op de vegetatieontwikkeling, eventueel in combinatie met aanvullende maatregelen en in samenhang met terreinkenmerken. Omdat de terreinbeheerders nu afspraken maken op het niveau van millimeters over het terreinbeheer, groeit ook de behoefte aan controle en inzicht in de stuurknoppen. Het is niet meer ongeveer maar heel precies. Is dat mogelijk in een natuurlijke, dynamische omgeving als het rivierengebied, met dieren als beheerinstrument? En blijven dan de natuurdoelen wel overeind? De volgende hoofdstukken geven inzicht in de mogelijkheden en onmogelijkheden van het begrazingsbeheer in uiterwaarden op basis van wat we uit het verleden kunnen leren.

4 Resultaten

4.1 Inleiding

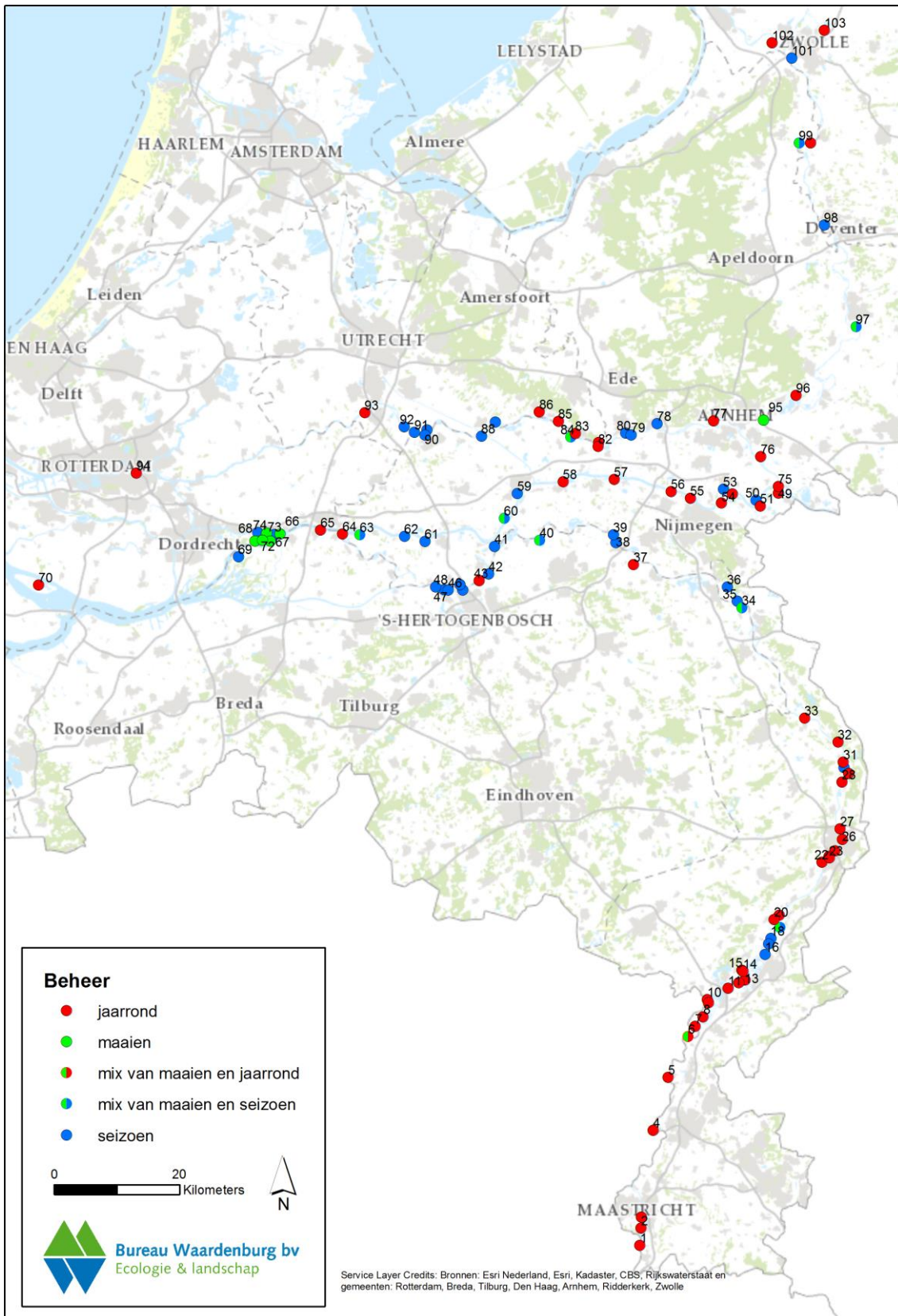
In dit hoofdstuk worden de belangrijkste bevindingen van fase 1 gepresenteerd. Eerst wordt in §4.2 een algemeen beeld geschetst van de begrazingsprojecten langs de grote rivieren. Vervolgens wordt in §4.3 met behulp van Structural Equation Modelling de rol van omgevingsvariabelen, begrazingskenmerken en de startcondities op de ontwikkeling van vier ecotootypen en de planten- en vlinderdiversiteit onderzocht. Het effect van begrazing op het voorkomen van karakteristieke rivierplantensoorten en de vestiging van houtigen in enclosures is beschreven in §4.4. In de daarop volgende paragrafen wordt het effect van verschillende beheerregimes op het voorkomen van karakteristieke rivierplantensoorten (§4.5) in de tijd onderzocht en is bekeken wat de effecten op de vegetatiekundige ontwikkelingen zijn (§4.6). Vervolgens gaan we in op de ontwikkeling van de vegetatierutheid bij de verschillende beheersvormen (§4.7). Tenslotte presenteren we een overzicht van de belangrijkste punten die naar voren komen uit de interviews met beheerders (§4.8).

4.2 Begrazingsprojecten langs de grote rivieren: het overzicht

Voor de analyse van de effecten van begrazing in uiterwaarden zijn van 103 gebieden gegevens verzameld (figuur 4.1). Detailgegevens staan in bijlage 2.

Hoewel het begrazingsbeheer in de uiterwaarden in de praktijk om maatwerk per gebied gaat, is het beheer grofweg in te delen in 5 categorieën: jaarrondbegrazing, seizoensbegrazing, maaien en beide begrazingsvormen gecombineerd met maaien. Jaarrondbegrazing komt het meest voor (52% van de gebieden), gevolgd door seizoensbegrazing (31%) (figuur 4.2). De combinatie van begrazing met maaien of maaien zonder begrazing wordt slechts in enkele specifieke gebieden toegepast (beide 8%). De combinatie van jaarrondbegrazing en maaien vindt alleen plaats in 'De Rug van Roosteren' (1%).

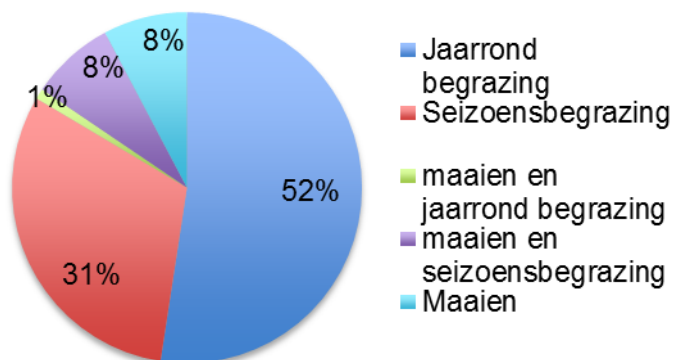
Runderen worden op dit moment het meest ingezet voor uiterwaardbegrazing (figuur 4.3). In de meeste gebieden zijn dit Galloways, hoewel er ook huisvee of Schotse Hooglanders ingezet worden. Paarden worden meestal ingezet in combinatie met runderen (45%). Het gebruik van alleen paarden komt weinig voor (7%). In het overgrote deel van de gebieden waar paarden worden ingezet gaat het om Koniks. In enkele gevallen betreft het Shetlandpony's.



Figuur 4.1 Overzichtskaart van natuurontwikkelingsgebieden langs de Nederlandse grote rivieren die beheerd worden door middel van begrazing of maaien.

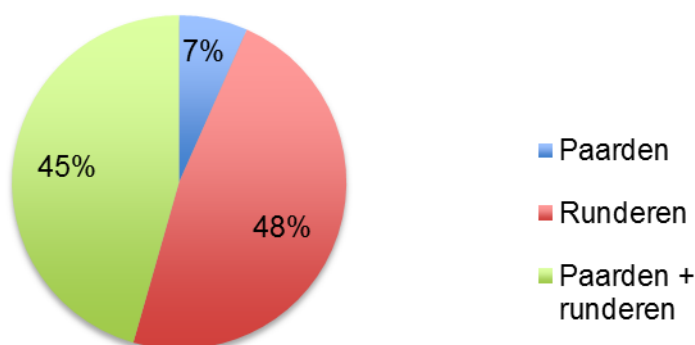
Figure 4.1 Overview of nature areas along the large Dutch rivers that are managed through grazing or mowing

nr.	Gebied	nr.	Gebied
1	Eijsder Beemden	53	Bemmelse Polder
2	Pietersplas	54	Buiten Ooij
3	Kleine Weerd	55	Weurtse Plaat
4	Proefproject Meers	56	Beuningse Uiterwaarden
5	Elba	57	Afferdensche & Deetsche Waarden
6	De Rug van Roosteren	58	Beneden-Leeuwen, Leeuwense Waard
7	Lakkerweerd / Schroeendaalse Plas	59	Passewaaij bij Tiel
8	Stevol	60	Stiftse Waarden
9	De Brandt	61	Gamerensche Waarden
10	Koningssteen	62	Breemwaard
11	Molengreend	63	Brakelse Benedenwaarden
12	Overlaat (van) Linne	64	Loevestein
13	Isabellegreend	65	Groesplaat & Sleeuwijkerwaard
14	Ooldergreend	66	Kop van den Oude Wiel
15	Smalbroek	67	Kraaiennest
16	Stadsweide	68	Hengstpolder
17	Asseltse Plassen	69	Kleine Noordwaard
18	Bouxweerd	70	Tiengemeten
19	Swalmdal	71	Aart Eloyenbosch/Jonge Janswaard
20	Rijkelse Bemden	72	Engelbrechts Plekske
21	Weerdbeemden	73	Louw Simonswaard
22	Berckterveld	74	Korte en Lange ambacht/Ruigten bezuiden den Peerenboom
23	Maasveld	75	Klompewaard
24	Romeinenweerd	76	Loowaard
25	Blericker Nak	77	Meinerswijk
26	Raaijweide	78	Doorwerth, Jufferswaard
27	Oceweerd	79	Randwijkse Buitenpolder en Schoutenwaard
28	Siebersbeek	80	Wageningse Bovenpolder
29	Barbara's Weerd	81	Blauwe Kamer
30	Broekhuizerweerd / Aastbroek	82	Maneswaard en De Spees
31	Eikenweerd	83	Palmerswaard
32	Stalberg	84	Liendense Waard
33	De Baend	85	Elster Buitenwaarden
34	Oeffelter Meent	86	Amerongse Bovenpolder
35	Gebrande Kamp	87	Lunenburgerwaarden
36	Rivierduintjes, Plasmolen	88	Rijswijkse Waard
37	Keent	89	Steenwaard
38	Middelwaard	90	Baarsemwaard
39	Maasoevers Neerlangel, Demen, Dieden	91	Goilbedingerwaarden
40	Hemelrijkse Waard	92	Everdingerwaard
41	Buitenpolder Heerewaarden	93	Middelwaard, Viaanse bos
42	Zandmeren	94	Eiland van Brienenoord
43	Koornwaard	95	Velperwaarden
44	Empelse Waard	96	Vaalwaard
45	Hedelse Bovenwaarden	97	Cortenoever
46	Fort Crevecoeur	98	Ossenwaard
47	Hedelse Benedenwaarden / Mussenwaard	99	Veesserwaarden
48	Bokhovensewaard	100	Duursche Waarden
49	Millingerwaard	101	Engelse Werk
50	Gendtse Polder	102	Vreugderijkerwaard
51	Erlecomse Waard / Kaliwaal	103	Vechterweerd
52	Groenlanden - Bisonbaai		



Figuur 4.2 De relatieve verdeling van het type beheer (jaarrondbegrazing, seizoenbegrazing, maaien, mix maaien en jaarrondbegrazing, mix maaien en seizoenbegrazing) over een steekproef van 103 uiterwaarden.

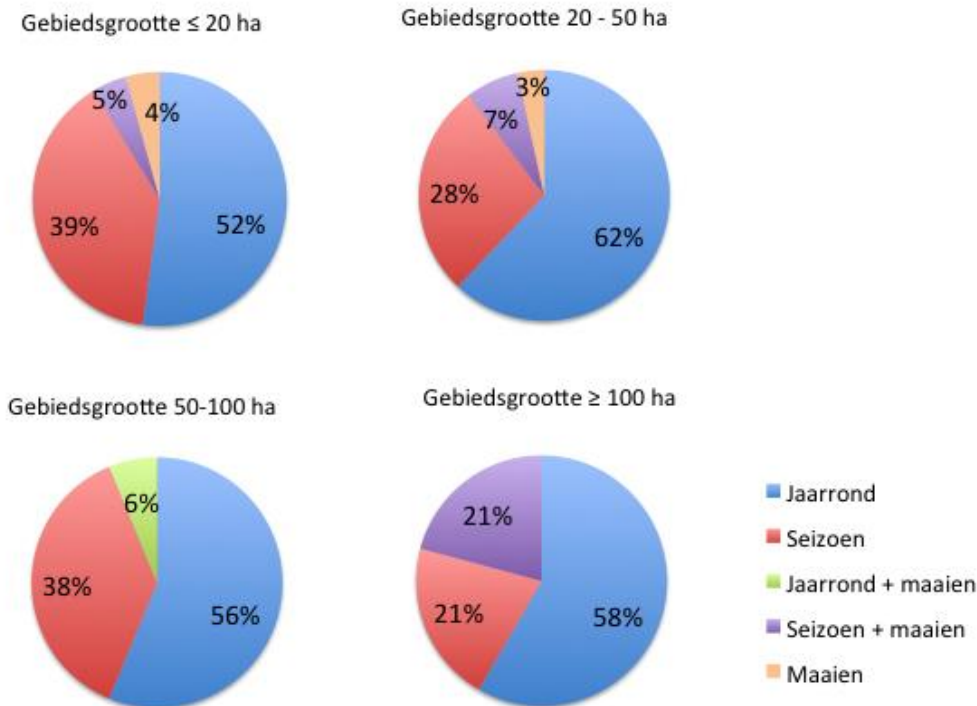
Figure 4.2 The relative distribution of management types (year-round grazing, seasonal grazing, mowing, mowing and year-round grazing, mowing and seasonal grazing) over a sample of 103 floodplain areas.



Figuur 4.3 Soorten grazers (paarden, runderen of paarden + runderen) in een steekproef van 90 uiterwaardgebieden (% van de gebieden).

Figure 4.3 Species of herbivores (horses, cattle, horses and cattle) in a sample of 90 floodplain areas (% of the areas).

De onderzochte gebieden zijn onderverdeeld in vier grootteklassen (figuur 4.4). Het type begrazing varieert enigszins met de gebiedsgrootte: Jaarrondbegrazing komt in alle gebiedsgroottes veel voor (52 - 62%). Seizoenbegrazing komt in grote gebieden minder voor (21%) dan in kleine gebieden (39%). Maaien vindt alleen plaats in gebieden kleiner dan 50 hectare. De combinatie van seizoenbegrazing en maaien wordt het meest ingezet in gebieden groter dan 100 hectare en in mindere mate in gebieden kleiner dan 50 hectare. Veelal worden binnen het gebied de kleinere, botanisch waardevolle delen gemaaid.



Figuur 4.4 Het beheerregime voor gebieden ≤ 20 ha ($N=22$), van 20 – 50 ha ($N=25$), van 50 – 100 ha ($N=13$) en ≥ 100 ha ($N=24$). De getallen tussen haakjes geven het aantal gebieden van de betreffende grootte weer.

Figure 4.4 The management regime for areas ≤ 20 ha ($n=22$), 20 – 50 ha ($n=25$), 50 – 100 ha ($n=13$) and ≥ 100 ha ($n=24$).

4.3 Structural Equation Modelling

De verzamelde gebiedsinformatie vormt de basis voor de modelanalyses waarin geanalyseerd is wat de stuurparameters zijn die het effect van begrazing bepalen. Voor een selectie van gebieden (met voldoende monitoringsgegevens), is de database aangevuld met gegevens over bodemgesteldheid en overstromingsfrequentie. Dit vormt de input voor de Structural Equation Modelling (SEM) analyse.

4.3.1 Algemene trends

Voor de kracht van een SEM-analyse is het belangrijk dat er voldoende variatie aanwezig is in de dataset wat betreft de relevante variabelen. Dit bleek voor de hier gebruikte dataset het geval te zijn (tabel 4.2). De geselecteerde 22 gebieden variëren sterk in grootte, van 20 ha (Rijkelse Bemden en Gebrande Kamp) tot 425 ha (Millingerwaard), met een gemiddelde grootte van 95 ha (SD: ± 92). De overstromingsfrequenties variëren tussen minder dan 1x per 5 jaar en minder dan 20 dagen per jaar (ecotoopindeling).

Tabel 4.1 Gemiddelde, standaard deviatie en range van meest gebruikte variabelen in statistische modellen (SEM). N per gebied, oppervlak als parameter meegenomen.

Table 4.2 Mean standard deviation and range of the most frequently used variables in statistical models (SEM), n per area, area included as parameter.

Variabelen	N	Minimum	Maximum	Mean	St Dev.
Topografische variatie (cm)	21	1,7	34,9	9,9	8,9
Oppervlak (ha)	22	20	425	94,8	92,5
Overstromingsfrequentie (p/5jr)	22	1	3	1,82	0,73
Intensiteit uitgangsbeheer (1 zeer ext – 4 zeer intensief)	22	1	4	3,6	0,9
Bodemsamenstelling (verhouding zand/klei, 1 < 10% - 5 > 90%)	22	1	4	2,1	1,2
Startjaar begrazing (jaartal)	22	1980	2006	1995	6,9
Graasdichtheid (N/ha/jr)	22	0,33	2	0,94	0,56
Plantendiversiteit na implementatie (N soorten)	10	22	57	38,5	11,3
Plantendiversiteit voor implementatie (N soorten).	11	9	52	23,1	11,9
Verschil plantendiversiteit voor-na impl. (N soorten)	10	4	26	14,2	6,9
Aantal rodelijstsoorten na impl	10	8	23	14,3	5,4
Aantal rodelijstsoorten voor impl	11	3	23	8,6	6,5
Verschil rodelijstsoorten voor & na impl.	10	-2	15	5,5	5,3
Vlinderdiversiteit na impl. (N soorten)	18	5	25	14,2	5,5
Vlinderdiversiteit voor impl. (N soorten)	6	3	24	12,5	8,2
Oppervlak grasland 1996 (%)	14	0	76	26,9	20,4
Oppervlak ruigte 1996 (%)	14	0	21	3,7	5,6
Oppervlak bos 1996 (%)	14	0	3	14,4	10,5
Oppervlak struweel 1996 (%)	14	0	0	0	0
Oppervlak grasland 2008 (%)	14	0	91	43,1	27,3
Oppervlak ruigte 2008 (%)	14	0	26	4,9	6,9
Oppervlak bos 2008 (%)	14	2	33	12,8	9,7
Oppervlak struweel 2008 (%)	14	0	19	5	6,2
Verandering grasland (%)	14	-53	65	16,2	32,5
Verandering ruigte (%)	14	-1	11	1,3	3,2
Verandering bos (%)	14	-18	14	-1,9	10,6
Verandering struweel (%)	14	0	19	5	6,2

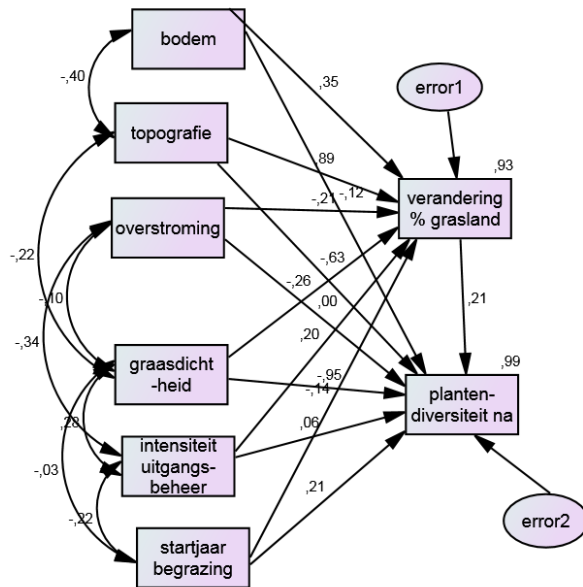
Ook de bodemsamenstelling (toplaag bodem) toonde een aardige variatie tussen de gebieden. De meeste gebieden hadden een hoog (>90%) tot redelijk hoog (75%) aandeel klei (10 en 3 gebieden respectievelijk), terwijl de overige gebieden meer zand bevatten (50% zand in 6 gebieden, 75% zand in 3 gebieden). De topografische heterogeniteit was gemiddeld 9,9 cm (SD: \pm 8,9), uiteenlopend van 1,7 cm tot 34,9 cm. Het oudste begrazingsregime dateerde uit 1980 (Brakelse Benedenwaarden, dus inmiddels 35 jaar), terwijl het meest recente regime in 2006 startte (Stadsweide). Tot slot was de graasdichtheid gemiddeld 0,9 dieren per ha (SD: \pm 0,56), met een minimum van 0,33 en een maximum van 2,0 dieren.

De bedekking van de vier gekozen vegetatietypen (ecotopen) in de gebieden veranderde tussen de eerste (1996/1998) en de laatste kartering (2008) (tabel 4.1). Het aandeel natuurlijk grasland was het meest veranderd, met een gemiddelde toename van 16% (van 27% naar 43%). Ruigte nam toe met gemiddeld 1% (van 4% naar 5%). Het aandeel struweel nam toe met gemiddeld 5% (van 0% - 5%), terwijl het aandeel bos afnam met ruim 1% (van 14%-13%). Ook de diversiteit veranderde over de tijd. Vóór de invoering van het begrazingsbeheer waren in de gebieden gemiddeld 23,1 kenmerkende rivierplantensoorten aanwezig. Door begrazing nam dit aantal toe tot gemiddeld 38,5 soorten (gemiddelde toename van 14 soorten). Met het aantal kenmerkende plantensoorten nam ook het aantal Rode lijst soorten toe (van 8,6 naar 14,3). Het gemiddelde aantal vlindersoorten vóór en na invoering van het begrazingsregime was respectievelijk 12,5 en 14,2 soorten (schatting van vóór implementatie is gebaseerd op slechts 6 gebieden).

4.3.2 Stuurvariabelen grasland

De resultaten van de multiple regressie tonen aan dat veel variabelen belangrijk zijn voor het verklaren van de variatie in verandering van oppervlak grasland. Uit deze test bleek dat de variabelen oppervlakte en startjaar begrazing (maat voor begrazingsduur) konden worden weggelaten (in die volgorde). Het uiteindelijke model (SEM) bevatte de volgende variabelen: bodemsamenstelling toplaag, topografische heterogeniteit, overstromingsfrequentie, graasdichtheid, uitgangbeheer en startjaar begrazing. In het eerste model is de plantendiversiteit na implementatie van begrazingsbeheer meegenomen als reagerende variabele. In dit model (figuur 4.5) wordt 92,5% van de variatie in verandering oppervlakte grasland verklaard en 98,8% van de variatie in plantendiversiteit.

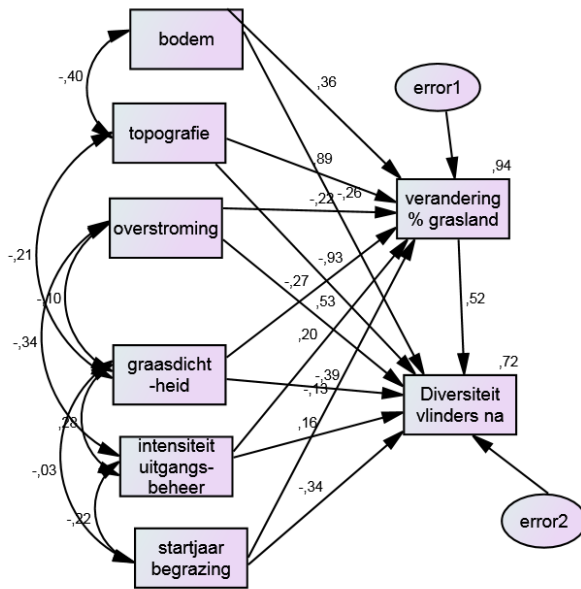
De verandering in oppervlakte grasland (toename van gemiddeld 16%, zie hierboven) heeft een positief effect op de plantendiversiteit (0,21 = *gestandaardiseerd regressiegewicht; geeft richting en sterkte aan van het effect*). De verandering in oppervlakte grasland wordt vooral positief beïnvloed door de abiotische variabelen: topografische heterogeniteit (0,89) en bodemsamenstelling toplaag (0,35), en minder sterk of negatief door de begrazing-/beheervariabelen (begrazingsintensiteit: -0,26, startjaar begrazing: -0,14, uitgangbeheer: 0,20). Het lijkt er dus op dat abiotische factoren sterker bepalend zijn voor de geobserveerde toename in natuurlijk grasland dan de begrazings-/beheerfactoren.



Figuur 4.5 SEM resultaten voor verandering in oppervlakte grasland en plantendiversiteit. Chi-square = 12,158 (df = 8), P = 0,144, R² verandering grasland = 0,933, R² plantendiv = 0,986. Aangegeven in het model zijn de gestandaardiseerde regressie gewichten. De pijlen geven de richting aan van het effect. Negatieve getallen geven een negatieve relatie weer, positieve getallen geven een positieve relatie weer. Hoe groter het getal, hoe groter het effect van de betreffende variabele op een andere variabele in het model. Co-variabelen zijn aangegeven met dubbele pijlen aan de linker kant van de figuur (hebben effect op elkaar).

Figure 4.5 SEM results for changes in area of grassland and plant diversity. Chi-square = 12.158 (df = 8), P = 0.144, R² changing grassland = 0.933, R² plant diversity = 0.986. The model gives weighted standardized regression. The arrows indicate the direction of the effect. Negative values indicate a negative relation and positive values a positive relation. The larger the value, the larger the effect of the variable in the model. Co-variables are given with double arrows.

Voor de plantendiversiteit is vooral de graasdichtheid en de topografische variatie belangrijk. Beide hebben een negatief direct effect (-0,95 en -0,63) op de plantendiversiteit. Hetzelfde model is vervolgens gebruikt om de vlinderdiversiteit te verklaren (*niet verricht voor typen ruigte, struweel en bos*). Het model had logischerwijs zeer vergelijkbare resultaten voor de verandering in oppervlakte grasland (figuur 4.6). Net als voor de plantendiversiteit heeft de toename in oppervlakte grasland een positief effect op de vlinderdiversiteit (0,52). Topografische variatie heeft echter een sterk negatief effect op de vlinderdiversiteit (-0,93), net als in mindere mate graasdichtheid (-0,39), startjaar van begrazing (-0,34) en bodemsamenstelling (-0,26). Overstromingsfrequentie (0,527) heeft een relatief sterk positief effect op de vlinderdiversiteit in dit model.

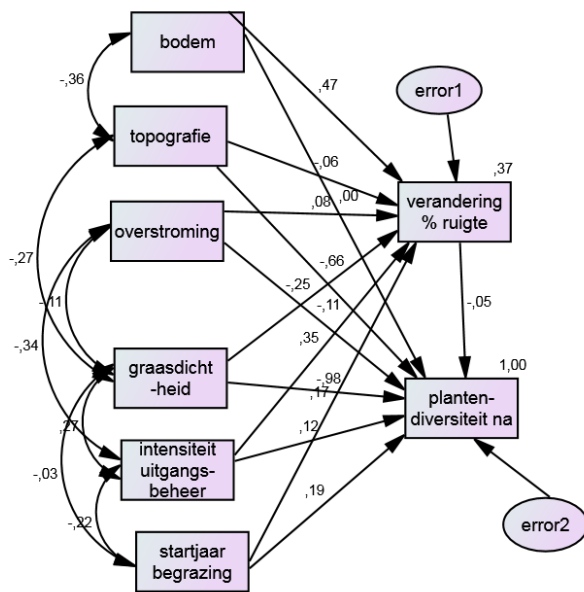


Figuur 4.6 SEM resultaten voor verandering in oppervlakte grasland en vlinderdiversiteit. Chi-square = 12,1666 (df = 8), P = 0,144, R² verandering % grasland = 0,936, R² diversiteit vlinders = 0,72. Aangegeven in het model zijn de gestandaardiseerde regressie gewichten.

Figure 4.6 SEM results for changes in areas of grassland and butterfly diversity. Chi-square = 12.1666 (df = 8), P = 0.144, R² % change in grassland = 0.936, R² diversity butterflies = 0.72. The model gives weighted standardized regression.

4.3.3 Stuurvariabelen ruigte

Het model voor ecotype ruigte bevatte dezelfde variabelen als voor grasland. Het model verklaarde 38,3% van de variatie in verandering oppervlakte ruigte (dus minder dan voor grasland) en 99,9% van de plantendiversiteit (figuur 4.7). De verandering in oppervlakte ruigte (toename gemiddeld 1%) had een zwak negatief effect op de plantendiversiteit (-0,05). De bodemsamenstelling van de toplaag heeft een relatief sterk en positief effect op de verandering in oppervlakte ruigte (0,532). Dit betekent dat meer zand in de bodem leidt tot een grotere toename van ruigte. Graasdichtheid had als enige variabele een negatief effect; een hogere graasdichtheid kan dus leiden tot een afname in de oppervlakte ruigte. Graasdichtheid en topografische heterogeniteit hebben net als bij grasland negatief effect op de plantendiversiteit (resp. -0,85 en -0,57).

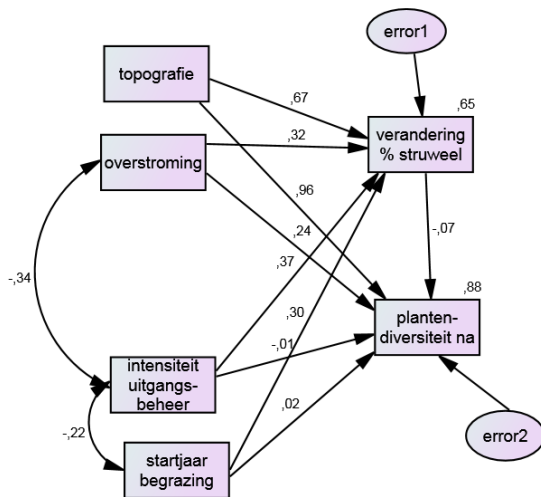


Figuur 4.7 SEM resultaten voor verandering in oppervlakte ruigte. Chi-square = 13,216 (df = 9), $P = 0,153$, R^2 verandering % ruigte = 0,383, R^2 plantendiv = 0,999. Aangegeven zijn de gestandaardiseerde regressie gewichten.

Figure 4.7 SEM results for changes in area of rough vegetation. Chi-square = 13.216 (df = 9), $P = 0.153$, R^2 % change in roughness = 0.383, R^2 plant diversity = 0.999. The model gives weighted standardized regression.

4.3.4 Stuurvariabelen struweel

De resultaten van de regressie tonen aan dat minimaal overstromingsfrequentie en uitgangbeheer in het model dienen te worden opgenomen. In volgorde zijn de volgende variabelen stapsgewijs verwijderd: graasdichtheid, bodemsamenstelling, topografische variatie en startjaar begrazing. Voor de SEM analyse zijn uiteindelijk topografische variatie, overstromingsfrequentie, uitgangbeheer en startjaar begrazing meegenomen. Dit model verklaart 68,4% van de variatie in verandering oppervlakte struweel (lichte toename) en 88,4% van de plantendiversiteit (figuur 4.8). De verandering in oppervlakte struweel (lichte toename) heeft een zwak negatief effect op de plantendiversiteit (-0,07). Topografische variatie heeft een positief effect op de verandering in struweel (0,672): meer variatie leidt dus tot een sterkere uitbreiding van struweel. Topografische variatie heeft ook direct een sterk positief effect (0,956) op de plantendiversiteit.

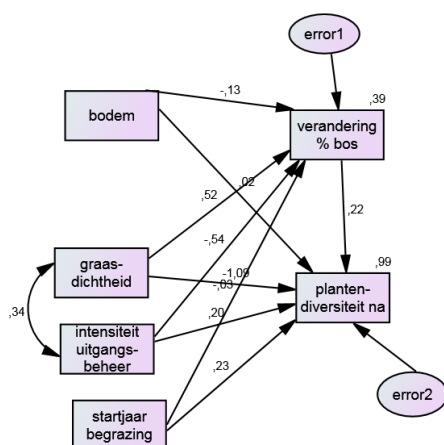


Figuur 4.8 SEM resultaten voor verandering in oppervlakte struweel. Chi-square = 2,335 (df = 4), $P = 0,674$, R^2 verandering % struweel = 0,684, R^2 plantendiv = 0,88. Aangegeven zijn de gestandaardiseerde regressie gewichten.

Figure 4.8 SEM results for changes in area of shrub. Chi-square = 2.335 (df = 4), $P = 0.674$, R^2 % change in shrub = 0.684, R^2 plant diversity = 0.88. The model gives weighted standardized regression.

4.3.5 Stuurvariabelen bos

De resultaten van de *stepwise* regressie laten zien dat voor de verandering van het oppervlakte bos minimaal uitgangsbegrazing en graasdichtheid in het model thuis horen. Stapsgewijs zijn de volgende factoren verwijderd: topografische variatie, overstromingsfrequentie, bodemsamenstelling en startjaar begrazing. Uiteindelijk is een model gekozen met graasdichtheid, uitgangsbegrazing, startjaar begrazing en bodemsamenstelling. Dit geselecteerde model (figuur 4.9) verklaarde 39% van de variatie in de verandering oppervlakte bos (lichte afname) en 98,6% van de variatie in de plantendiversiteit. Graasdichtheid en uitgangsbegrazing (intensiteit) hadden beide een sterk, zij het tegengesteld, effect op de verandering in oppervlakte bos. Graasdichtheid had een sterk negatief effect op de plantendiversiteit



Figuur 4.9 SEM resultaten voor verandering in oppervlakte bos. Chi-square = 7,194 (df = 5), $P = 0,207$, R^2 verandering % bos = 0,389, R^2 plantendiv = 0,986. Aangegeven zijn de gestandaardiseerde regressie gewichten.

Figure 4.9 SEM results for changes in area of riparian forest. Chi-square = 7.194 (df = 5), $P = 0.207$, R^2 % change in shrub = 0.389, R^2 plant diversity = 0.986. The model gives weighted standardized regression

4.3.6 Samenvatting SEM-analyse

Tabel 4.2 geeft een overzicht van de positieve en negatieve effecten van de verschillende stuurvariabelen op de verandering in oppervlakte van de vier gehanteerde ecotopen en de daarin thuishorende karakteristieke rivierplantensoorten. De verandering in areaal van de verschillende vegetatietypen wordt vooral door abiotische omstandigheden bepaald, behalve voor bos: daar is het uitgangsheer en het gevoerde begrazingsbeheer bepalend. De plantendiversiteit in grasland, ruigtes en bos wordt in sterke mate bepaald door de begrazingsdichtheid, maar ook door de topografische variatie.

Tabel 4.2 Samenvatting SEM-analyses per stuurvariabele. Positieve effecten op de variatie in de oppervlakteveranderingen en op de verandering in de plantendiversiteit: + = >0 - 0,25; ++ = 0,26 - 0,50; +++ = 0,51 - 1,00. Negatieve effecten op de variatie in de oppervlakteverandering en op de verandering in de plantendiversiteit: - = <0 - -0,25; -- = -0,26 - -0,50; --- = -0,51 - -1,00. Geen effect = 0. Hoe groter de waarde des te sterker is het effect. Bodem: 1 > 90% klei, 2 = 75% klei (25% zand), 3 = 50%/50%, 4 = 25% klei, 75 zand en 5 > 90% zand, topografie = topografische heterogeniteit = variatie in hoogteligging (cm), overstroming = overstromingsfrequentie, graasdichtheid = N/ha/jr, intensiteit uitgangsheer = 1 zeer extensief - 4 zeer intensief, start begrazing = startjaar. De percentages geven de gemiddelde verandering in oppervlakte-aandeel weer van de verschillende vegetatietypen.

Table 4.2 Summary of the SEM analysis per control variable. Positive impact on the change in surface area and diversity: + = >0 - 0.25; ++ = 0.26 - 0.50; +++ = 0.51 - 1.00. Negative impact: - = <0 - -0.25; -- = -0.26 - -0.50; --- = -0.51 - -1.00. No impact = 0. The larger the value, the larger the impact. Soil: 1 > 90% clay, 2 = 75% clay (25% sand), 3 = 50%/50%, 4 = 25% clay, 75 sand and 5 > 90% sand, topography = topographic heterogeneity = variation in height (cm), flooding = flooding frequency, grazing intensity = N/ha/yr, intensity initial management = 1 very extensive - 4 very intensive, start grazing = starting year.

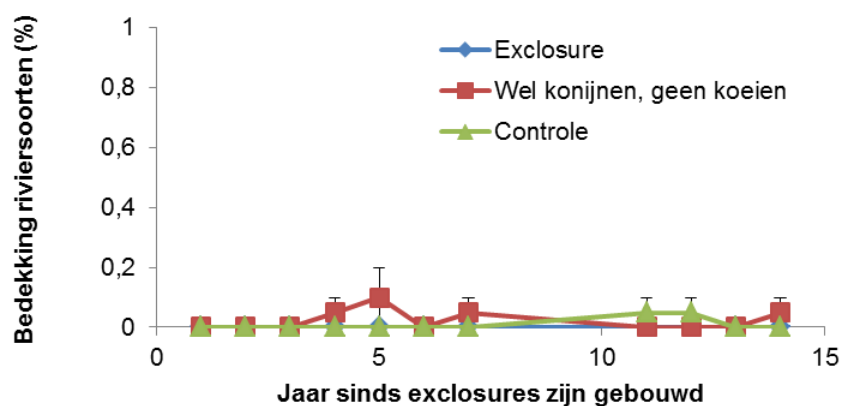
stuurvariabele	verandering oppervlakte				verandering diversiteit plantensoorten			
	gras +16%	ruigt e +1%	struwe el +5%	bos -1%	gras	ruigt e	struwe el	bos
bodem	++	++		-	-	0		+
topografie	+++	-	+++		---	---	+++	
overstroming	-	+	++		0	-	+	
graasdichtheid	--	-		+++	---	---		---
int.	+	++	++	---	+	+	-	+
uitgangsheer								
start begrazing	-	+	++	-	+	+	+	+

4.4 Exclosure onderzoek

Effect van begrazing op karakteristieke rivierplantensoorten en houtigen

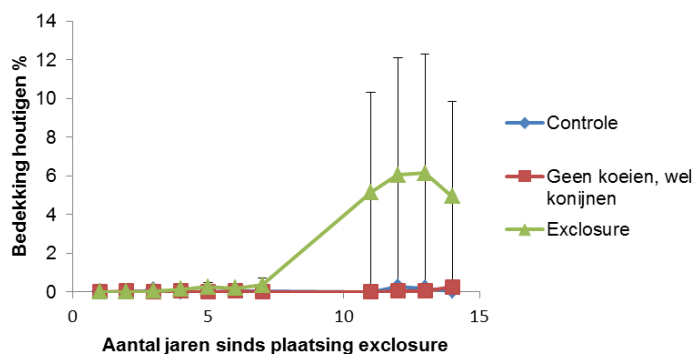
Junner Koeland

Op het Junner Koeland zijn in de opnamevakken slechts 2 soorten van de standaardlijst floramonitoring rivierengebied aangetroffen gedurende de 14 jaar; te weten voorjaarszegge en steenanjer. Deze soorten komen voor in lage dichtheden; elders op het Junner Koeland komen ze meer voor, en dan vooral op mierenbulten van de gele weidemier. De vegetatie in de begraasde plots wordt gedomineerd door gewoon struisgras en roodzwenkgras, in de onbegraasde plots door gestreepte witbol en veldzuring. Tijdens de studie zijn voorjaarszegge en steenanjer helemaal niet binnen de exclosure gevonden waar alle grazers buitengesloten waren, en met een maximale bedekking van 0,1% in de begraasde plots en in de exclosure waar alleen konijnen toegang hebben (figuur 4.10).



Figuur 4.10 Gemiddelde bedekking van plantensoorten van de standaardlijst riviermonitoring in het Junner Koeland drie begrazingsbehandelingen. De soorten kwamen zeer weinig voor; de gemiddelde bedekking was maximaal 0,1%.

Figure 4.10 Mean coverage of plant species in the standard list for monitoring in Junner Koeland in three grazing treatments. The species were scarce and mean coverage was not more than 0.1%.



Figuur 4.11 Gemiddelde bedekking van houtigen in de begrazingsbehandelingen op het Junner Koeland tot 14 jaar na plaatsing van de exclosures. Tussen het 7e en 11e jaar zijn er geen vegetatie opnamen gemaakt.

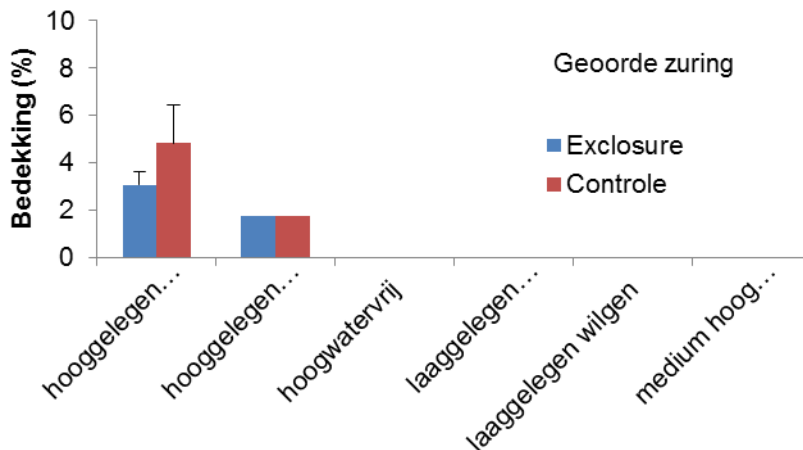
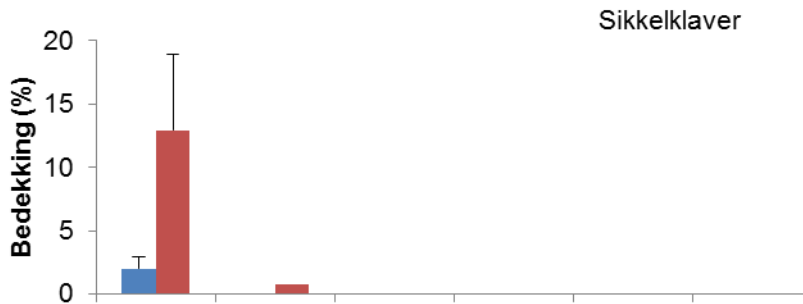
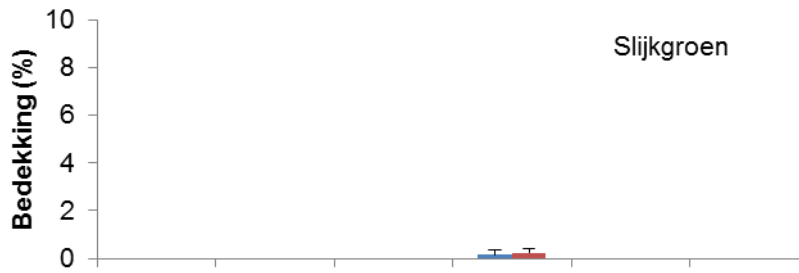
Figure 4.11 Mean coverage of woody species in Junner Koeland 14 years after the exclosures were constructed. No vegetation surveys were made between 7 and 11 years.

Op basis van deze vegetatie opnamen is ook de bedekking van houtigen berekend. Dit bleek echter een weinig informatieve methode, omdat de trefkans van houtigen in de 2 x 2 m plots zo laag is, dat er slechts een enkele houtige in een plot staat, waardoor er erg veel variatie tussen de plots is (figuur 4.11). Hieruit valt wel af te lezen dat de houtigen meer aandeel hebben in de vegetatie binnen de exclosure, maar de tellingen van houtigen in 2014 over het gehele 12 x 12 m vak van 1 begrazingsbehandeling gecombineerd met hoogtemeting van de houtigen levert een veel duidelijker patroon op (zie figuur 4.16).

Duursche Waarden

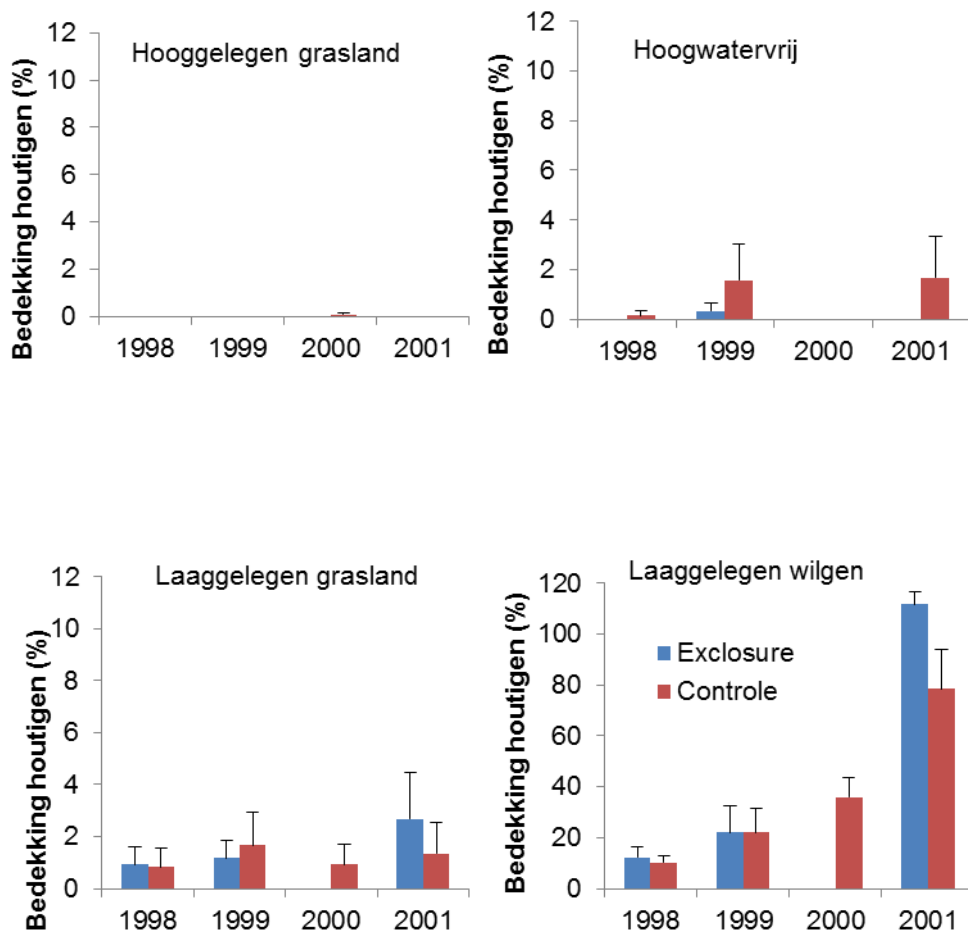
In de Duursche Waarden zijn 3 karakteristieke rivierplantensoorten gevonden in de vegetatieopnamen: slijkgroen, sikkelklaver en geoorde zuring. Sikkelklaver is de meest algemene van deze drie soorten en komt behoorlijk veel voor in het hooggelegen grasland (figuur 4.12). De soort komt beduidend meer voor buiten de exclosures, in de aanwezigheid van grazers. Geoorde zuring komt in hetzelfde habitat voor in iets mindere mate en ook iets meer in de begraasde plots. Slijkgroen komt in zeer lage bedekkingen voor in het laaggelegen grasland (figuur 4.12).

Naast de bedekking van de riviersoorten is ook die van de houtigen opgenomen. In het deelgebied medium hoog grasland zijn geen houtigen in de plots gevonden. In de exclosure die alleen stond (hooggelegen zanddepot) is eenmalig een eikje gevonden, die later weer weg was. In de andere 4 deelgebieden zijn meest zeer lage bedekkingen (<2%) van houtigen gevonden (figuur 4.13). In het deelgebied 'laaggelegen wilgen' sloegen wel snel wilgen op, zowel binnen als buiten de exclosures (figuur 4.13). Deze exclosures zijn geheel begroeid geraakt met wilgen, iets meer in de exclosure dan in de controle. De vegetatie wordt hier gedomineerd door schietwilg en in mindere mate door katwilg. De hoogte van deze wilgen was 3-3,5 m bij de laatste meting in 2001. In de exclosures en controleplots in het hele gebied zijn verder grauwe wilg, kraakwilg, boswilg, amandelwilg, zomereik, sleedoorn en meidoorn sporadisch en in zeer lage bedekkingen aangetroffen.



Figuur 4.12 Gemiddelde bedekking van de drie soorten van de standaardlijst floramonitoring rivierengebied in de Duursche Waarden in 2001, 4 jaar na plaatsing van de exclosures. Let op het verschil in schaal.

Figure 4.12 Mean coverage of three plant species from the standard monitoring list in the Duursche Waarden in 2001, four years following the construction of exclosures. Note the different scale.



Figuur 4.13 Gemiddelde bedekking van houtigen in de vier deelgebieden waar houtigen opsloegen in de Duursche Waarden. De exclosures waren geplaatst in 1998. Let op het verschil in schaal tussen de grafieken. In 2000 zijn alleen opnamen gemaakt in de controleplots.

Figure 4.13 Mean coverage of woody species in four areas of the Duursche Waarden. Exclosures were constructed in 1998. Note the different scale. In 2000, the only surveys were in control plots.

Houtigen opslag in grasland in het Junner Koeland, de Duursche Waarden en de Blauwe Kamer in 2014

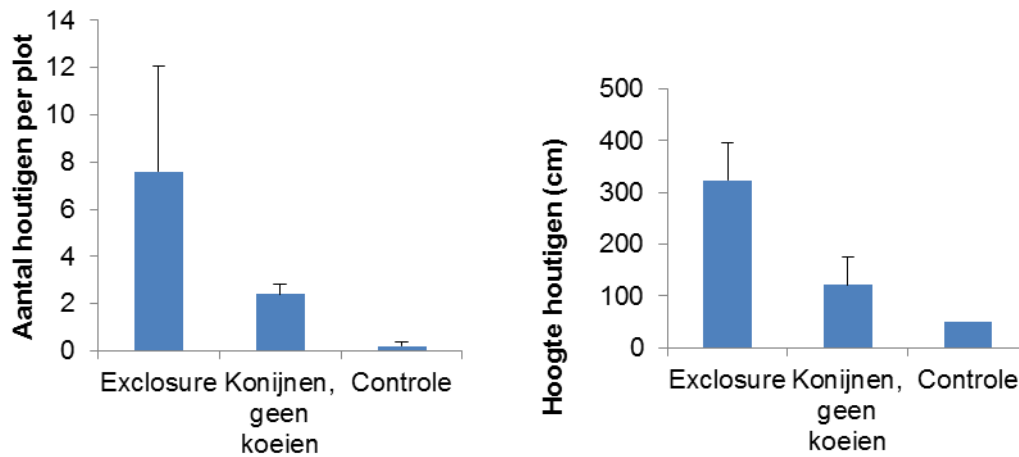
Junner Koeland

Op het Junner Koeland zijn na 20 jaar duidelijke verschillen te zien binnen en buiten de exclosures (figuur 4.14). Hier is een derde type exclosure aanwezig: een behandeling waar geen koeien en pony's, maar wel konijnen in kunnen komen. De meeste houtigen staan in de exclosures (figuur 4.15), minder in de behandeling waar konijnen toegang hebben en vrijwel niet in de behandeling waar koeien en konijnen en sinds een paar jaar ook pony's toegang hebben (de controle). Wel is er veel variatie tussen exclosures, sommige staan vol houtigen, andere herbergen slechts enkele houtigen. De houtigen in de exclosures zijn flink hoog (figuur 4.15).



Figuur 4.14 De exclusies op het Junner Koeland na 1 jaar (links) en na 20 jaar (rechts). Foto links: Maurits Gleichman.

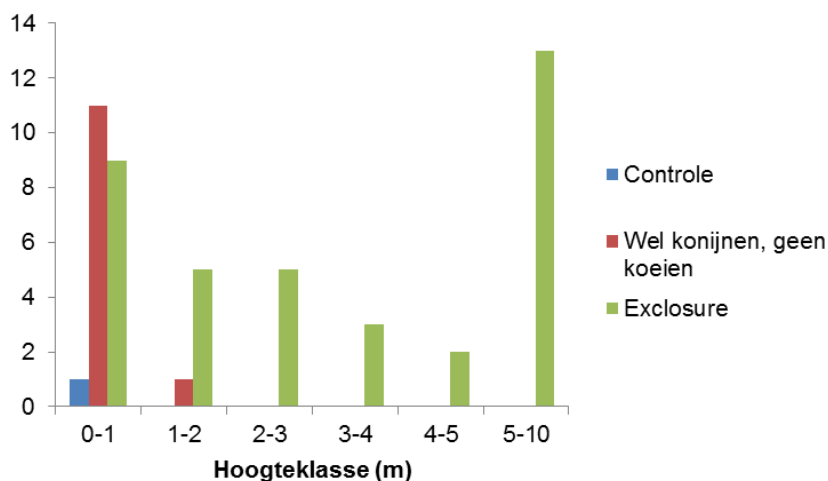
Figure 4.14 The exclusions in Junner Koeland after one year (left) and after 20 years (right). Photo left: Maurits Gleichman.



Figuur 4.15 Aantal houtigen per plot (12 x 12 m) op het Junner Koeland en de gemiddelde hoogte van de houtigen, 20 jaar na het uitsluiten van de grazers. In de exclosure zijn zowel koeien als konijnen uitgesloten. In de middelste behandeling zijn koeien uitgesloten, maar hebben konijnen wel toegang. In de controle hebben zowel koeien als konijnen toegang. Sinds 2010 lopen er ook pony's, die dezelfde toegang hebben tot de begrazingsbehandelingen als de koeien.

Figure 4.15 Number of woody species per plot (12 x 12 m) in Junner Koeland and the mean height 20 years after the removal of large herbivores. In the exclosure both cattle and rabbits have been excluded. The middle treatment consists of the exclusion of cattle only. Both cattle and rabbits have access to control plots. Since 2010, ponies have been present and have the same access as the cattle.

Uit de hoogteverdeling van de houtigen is duidelijk dat ze in de begraasde controle en het vak waar wel konijnen toegang hebben, maar koeien en pony's niet, wel opslaan, maar vervolgens niet doorgroeien (figuur 4.16). Aangezien de konijnenstand de afgelopen jaren zeer laag is geweest (mond. med. M. Gleichman) gaat de proefopstelling waar konijnen wel toegang hebben en koeien en pony's niet, waarschijnlijk meer op de exclusure lijken. Opvallend is dat de Amerikaanse vogelkers met vrij veel individuen uitsluitend gevonden wordt binnen de exclusure, terwijl sleedoorn en eik tevens in het door konijnen begraasde deel voorkomen (tabel 4.3).



Figuur 4.16 Aantal waarnemingen van de houtige gewassen per hoogteklasse (m) binnen en buiten de exclosures op het Junner Koeland, 20 jaar na het plaatsen van de exclosures.

Figure 4.16 Number of observations of woody species per height class (m) inside and outside the exclosures in Junner Koeland, 20 years after the construction of the exclosures.

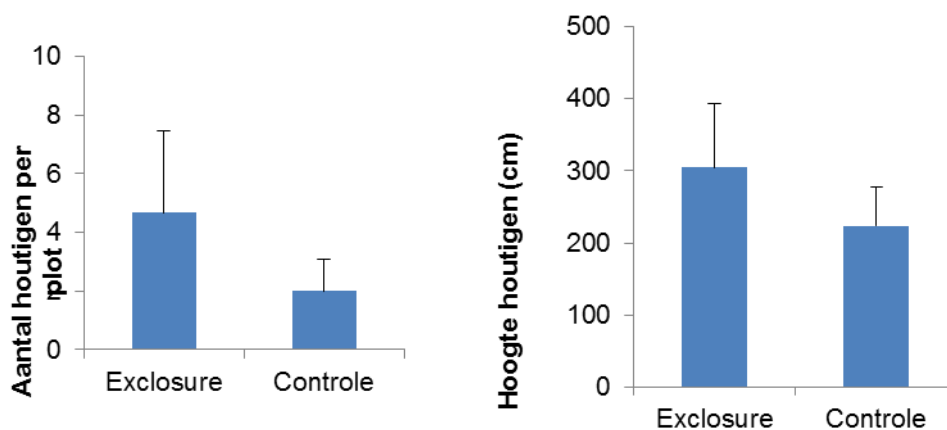
Tabel 4.3 Aantal individuen en soorten houtigen binnen en buiten de exclosures in drie uiterwaardgebieden in 2014.

Table 4.3 Number of individual woody species inside and outside the exclosures in three floodplain areas in 2014.

Soort	Junner Koeland			Duursche Waarden		Blauwe Kamer	
	Exclosur e	Geen koeien, wel konijne n	Controle : koeien en konijne n	Exclosur e	Control e	Exclosur e	Control e
Amerikaanse vogelkers	14	0	0	0	0	0	0
Eik	9	7	0	0	0	0	0
Es	0	0	0	1	0	0	0
Hondsroos	2	0	0	2	3	0	0
Sleedoorn	4	3	1	8	0	0	0
Meidoorn	0	0	0	8	7	5	4
Vlier	6	1	0	0	0	0	0
Vogelkers	2	1	0	0	0	0	0
Vuilboom	1	0	0	0	0	0	0
Kardinaalsmut s	0	0	0	11	0	0	0
Totaal	38	12	1	30	10	5	4

Duursche Waarden

In 2014 lijken iets meer houtigen binnen de zes exclosures in de Duursche Waarden te staan dan erbuiten, maar de variatie tussen exclosures is groot (figuur 4.17). Hondsgroen en meidoorn worden zowel binnen als buiten de exclosures gevonden, terwijl sleedoorn en kardinaalsmuts alleen in de exclosures staan (tabel 4.3). De exclosures in het deelgebied laaggelegen wilgen, dat in korte tijd volgroeide met wilgen, waren niet meer intact.

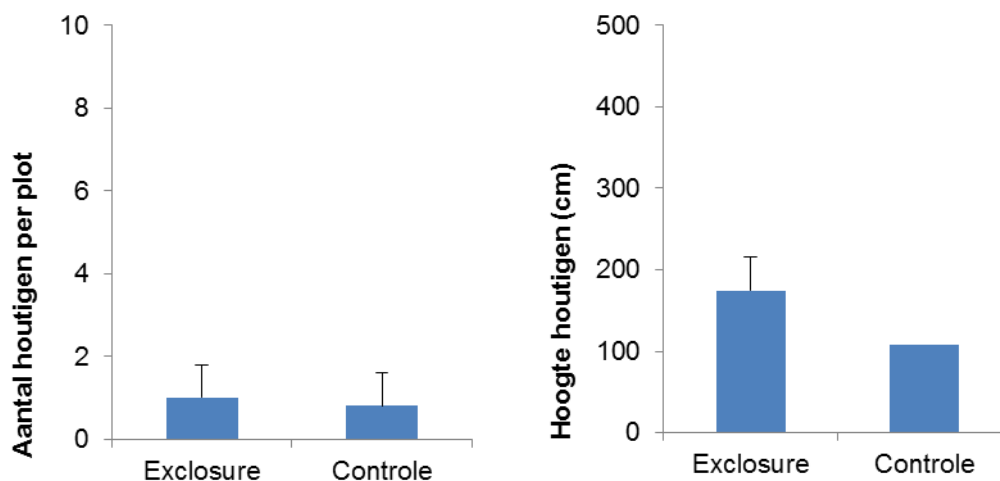


Figuur 4.17 Aantal houtigen en hoogte van de houtigen in de Duursche waarden in 6 exclosures en naastgelegen controle plots, 16 jaar na plaatsing.

Figure 4.17 Number of woody species and heights in the Duursche waarden in six exclosures and neighbouring control plots, 16 years after construction.

Blauwe Kamer

In de Blauwe kamer zijn drie jaar na plaatsing van de exclosures nog weinig houtigen opgeslagen (figuur 4.18) en is er geen verschil binnen en buiten de exclosures. Er zijn alleen meidoorns aangetroffen (tabel 4.3).



Figuur 4.18 Gemiddeld aantal houtigen in 6 exclosures en controles in de Blauwe Kamer, 3 jaar na plaatsing.

Figure 4.18 Mean number of woody species in six exclosures and control plots in the Blauwe Kamer, three years after construction.

Klonale uitbreiding sleedoornstruweel

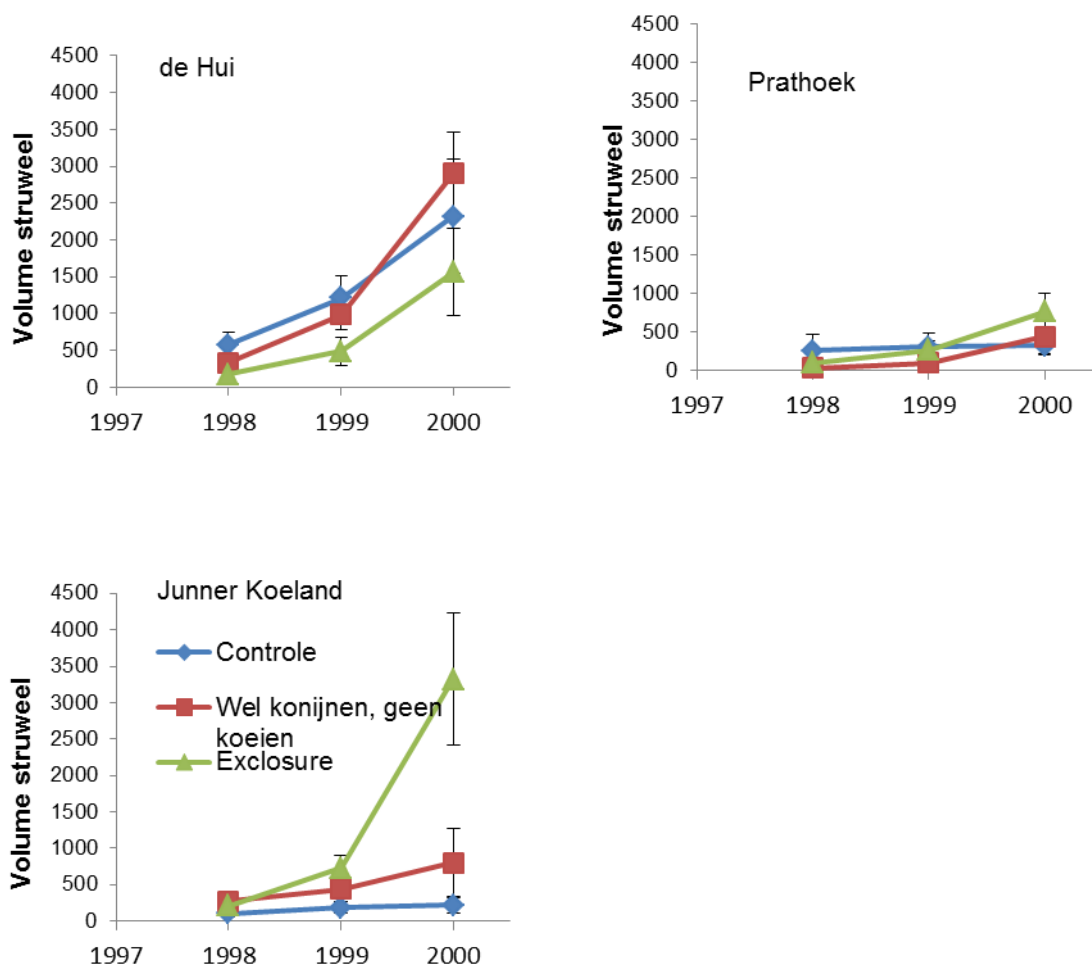
Gedurende de driejarige studie naar de effecten van begrazing op sleedoornstruweel in drie uiterwaarden langs de Overijsselse Vecht, is het struweel flink uitgebreid (figuur 4.19). Dit varieert echter sterk per gebied (figuur 4.20). In de Prathoek is vrijwel geen uitbreiding te zien. In De Hui wel duidelijk, maar dit lijkt niet echt gerelateerd aan een begrazingsbehandeling. Op het Junner Koeland is een zeer sterk begrazingseffect te zien, waar het struweel zeer sterk is uitgebreid in de enclosure, een beetje in de behandeling met alleen konijnen en helemaal niet waar konijnen en koeien samen grazen (figuur 4.20). Het grote verschil tussen de enclosure en begraasde plots wordt hier met name door konijnen veroorzaakt, terwijl koeien weinig toegevoegd effect hebben.



Figuur 4.19 Ontwikkeling van het sleedoornstruweel op het Junner Koeland binnen en buiten de enclosures. Links de startsituatie met de drie begrazingsbehandelingen, rechts dezelfde enclosure drie jaar later. Te zien is dat er in het vak zonder grazers sleedoorn is opgeslagen, maar daarbuiten niet.

Figure 4.19 Development of blackthorn thicket in Junner Koeland inside and outside enclosures. The initial situation with three management regimes is shown on the left and on the right, the same enclosures three years later. Blackthorn is present in the areas without grazing but not in the areas with grazing.

Op basis van konijnenkeuteltellingen wordt de dichtheid van konijnen geschat op 0,4 (\pm 0,4 se) individuen per hectare op de Hui, 16 (\pm 11) op de Prathoek en 14 (\pm 14) op het Junner Koeland. Dit is gebaseerd op een omrekeningsfactor uitgaande van 400 keutels per konijn per dag. Het gebrek aan struweeluitbreiding op de Prathoek zou dus kunnen komen door de hoge konijngraasdruk. Echter het afwezig zijn van uitbreiding in de enclosures wijst er op dat er meer aan de hand is. Het zou kunnen dat de abiotische omstandigheden (vocht) niet goed genoeg waren voor flinke groei, of dat de klonen verouderd zijn en niet veel verder kunnen groeien.



Figuur 4.20 Uitbreiding van het sleedoornstruweel uitgedrukt als volume (cm^3/m^2) in drie uiterwaarden langs de Overijsselse Vecht.

Figure 4.20 Expansion of blackthorn thickets (shown as volume (cm^3/m^2)) in three floodplain areas along the River Overijsselse Vecht.

4.5 Vergelijking effecten beheerregimes op rivierflora

4.5.1 Inleiding

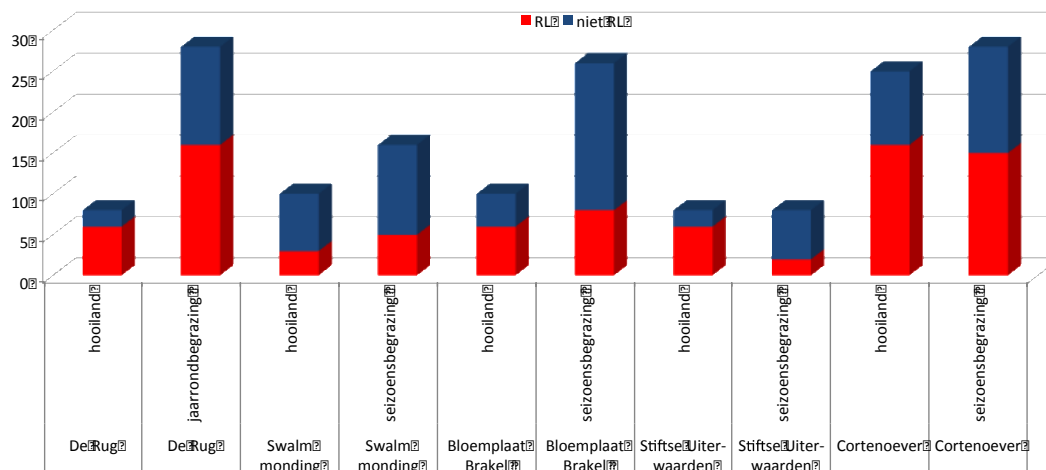
Uit de SEM-analyse blijkt dat de abiotische omstandigheden sterk bepalend zijn voor de effecten van het begrazingsbeheer. Daarom is nader onderzocht wat de effecten zijn in gebieden waarbinnen verschillende beheerregimes naast elkaar gevoerd worden. Op deze manier is de abiotische variatie beperkt (zelfde gebied of riviertak) en varieert alleen het beheer. Voor deze analyse zijn vijf gebieden geselecteerd met verschillende beheervormen en voldoende monitoringsdata. Voor deze gebieden is het aantal karakteristieke rivierplantensoorten vergeleken tussen de verschillende beheervormen binnen het gebied. Ook is deze vergelijking gemaakt tussen gebieden langs dezelfde riviertak maar die verschillen in beheer. Hierbij zijn de volgende beheersvormen onderscheiden:

- jaarrondbegrazing;
- seizoenbegrazing;
- maaien met eventueel nabeweiding.

4.5.2 Vergelijking verschillende beheerregimes binnen een gebied

Figuur 4.21 geeft de soortenrijkdom van vijf onderzoeksgebieden met twee soorten beheer binnen het gebied, waarbij onderscheid is gemaakt tussen soorten die bedreigd zijn (Rode Lijst) en niet bedreigd.

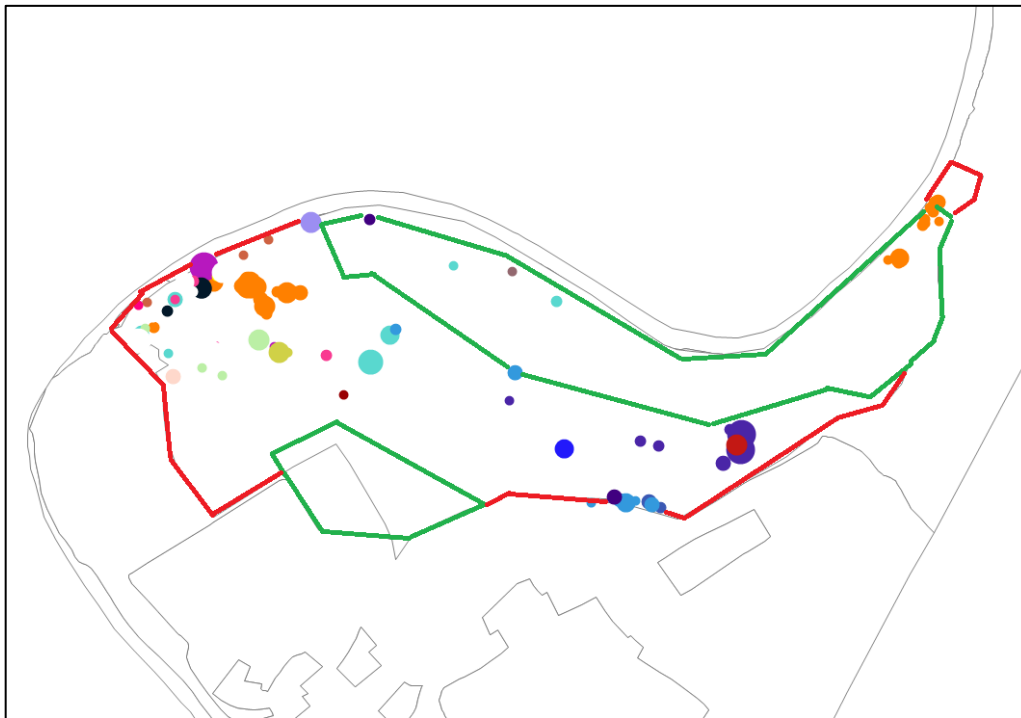
De hooilanden in de Maasterreinen (De Rug en Swalmmonding) en de Bloemplaats zijn duidelijk minder soortenrijk dan de begraasde delen van deze gebieden. Vooral bij De Rug en de Bloemplaats is het verschil groot.



Figuur 4.21 Soortenrijkdom karakteristieke rivierplantensoorten in vijf uiterwaarden met begrazings- resp. hooiland beheer. rood, RL = Rode Lijstsoorten, blauw, niet RL = niet Rode Lijstsoorten.

Figure 4.21 Species richness of characteristic plant species in five floodplain areas with grazing and mowing management; red RL = Red List species; blue, Non-RL = Non-Red List species.

Indien naar de ruimtelijke verspreiding van de verschillende plantensoorten in relatie tot het beheer wordt gekeken, blijken bij De Rug (figuur 4.22) veel plantensoorten profijt te hebben van de zandafzettingen die hier tijdens hoge rivierafvoeren plaatsvinden. Soorten die alleen in de extensief begraasde delen van De Rug zijn gevonden, zijn o.a. beemd kroon, gevlekte scheerling, gewone en welriekende agrimonie, ijzerhard, rode ogentroost en witte munt. Soorten die alleen in het hooiland op De Rug groeien zijn harige ratelaar en vijfdelig kaasjeskruid. Goudhaver komt waarschijnlijk veel meer voor in het hooiland dan daarbuiten maar dat blijkt niet uit figuur 4.22, omdat het hooiland net was gemaaid toen het goudhaver bloeide.



Figuur 4.22 Verspreiding van indicatieve soorten op De Rug in 2006 in begraasd gebied (rood) en in hooiland (groen). Bron: www.maasinbeeld.nl.

Figure 4.22 Distribution of indicator species in De Rug in 2006 in grazed areas (red) and in mowed areas (green). Source: www.maasinbeeld.nl.

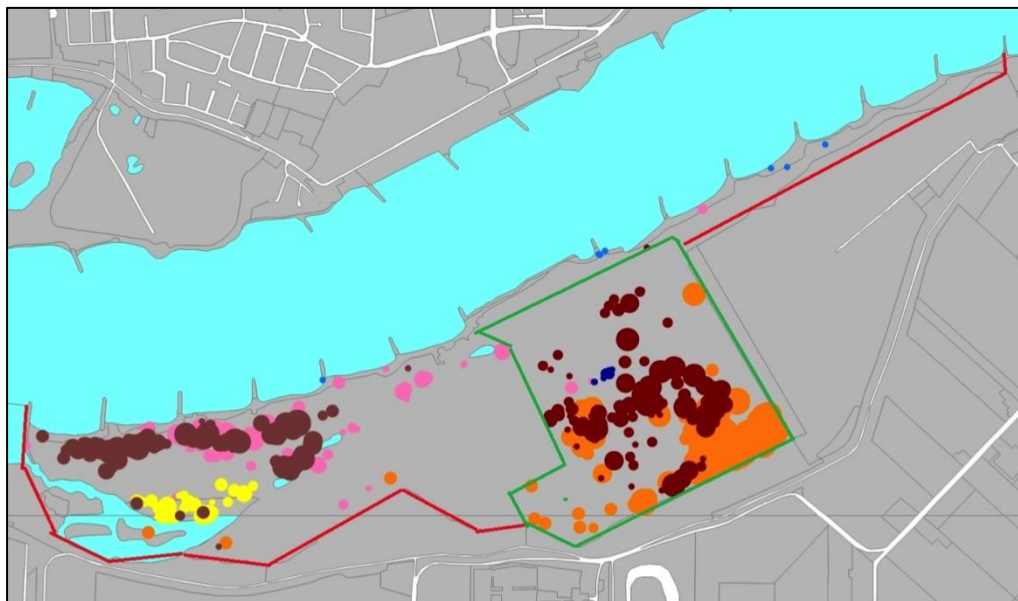
In het gebied Swalmmonding (figuur 4.23) ligt de soortenrijkdom in het begraasde deel wat hoger ligt dan in het gemaaide deel. In de hooilanden zijn enkele soorten wel veel talrijker dan in het begraasde deel; namelijk de kwelindicatoren bittere veldkers, holpijp en gewone dotterbloem. Daarentegen komen in het begraasde deel 'unieke' (drogere) soorten voor zoals gestreepte klaver, viltganzerik, wit en zacht vetkruid door de aanwezigheid van een schrale terrasrand, maar bijvoorbeeld ook groeien hier kamgras en rijstgras.



Figuur 4.23 Verspreiding van indicatieve plantensoorten langs de Swalmmonding in 2007 in begraasde (rode contour) en gehooide (= groene) delen.

Figure 4.23 Distribution of indicator species along the Swalmmonding in 2007 in grazed (red) and mowed areas (green).

In het hooiland van de Bloemplaat komen 10 bijzondere soorten voor versus 26 in het aangrenzende, begraasde deel (figuur 4.24). Er zijn wel enkele, veelal bedreigde soorten die hier alleen in het hooiland voorkomen (karwijvarkenskervel, kweekdravik, smal fakkelgras, veldgerst en veldsalie). In het begraasde deel staan weer andere bedreigde soorten die in het hooiland ontbreken zoals brede ereprijs, echte karwij, kattendoorn, kleine ratelaar en ruige weegbree (figuur 4.24). Hier heeft dus elk deelgebied zijn eigen kenmerkende flora.



- Kattendoorn 2009
- Veldgerst 2009
- Veldsalie 2009
- Brede ereprijs 2009

Figuur 4.24 Verspreiding van indicatieve soorten in 2009 in het begraasde deel (rode contour) en in het hooiland (groen) van de Bloemplaats.

Figure 4.24 Distribution of indicator species along the Bloemplaats in 2009 in grazed (red) and mowed areas (green).

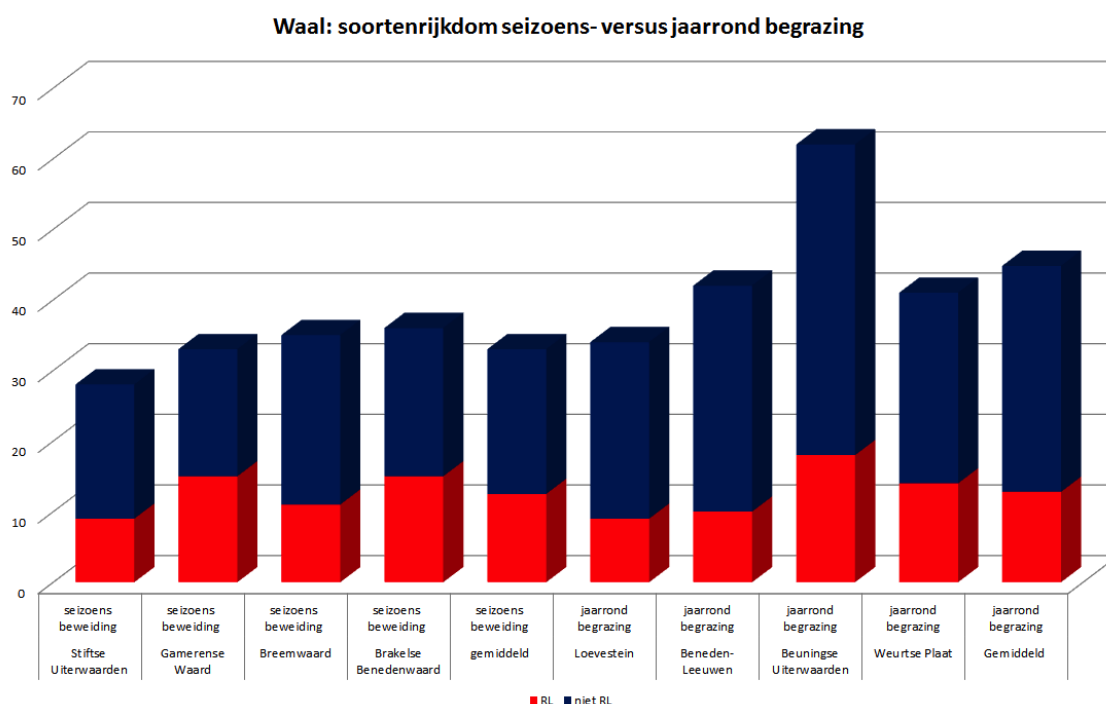
Het centrale deel van de Stiftse Uiterwaarden bij Ophemert wordt al decennia gemaaid, maar sinds begin jaren 90 wordt hier geen bemesting meer toegepast. Het gaat om een onvergraven deel van de uiterwaard met langs de rivier een lage, meer zandige oeverwal. De soortenrijkdom is beperkt, wellicht met uitzondering van het oeverwalgedeelte waar beemd-kroon, kattendoorn, sikkelklaver en zachte haver groeien. In de hooilanden zelf zijn de indicatieve soorten vrijwel beperkt tot goudhaver en veldgerst met een kleine populatie echte karwij en enkele exemplaren van karwijvarkenskervel. Het bodemtype (klei) is hier waarschijnlijk debet aan. In het resterende deel van het natuurgebied dat wordt begraasd in het zomerhalfjaar (o.a. Varikse Plaat) heeft (reliëfvolgende) kleiwinning plaatsgevonden, waardoor zandige bodems aan de oppervlakte zijn gekomen. Het soortenspectrum is duidelijk anders dan in het hooiland, mede door de ruimte voor rivierdynamiek (overstroming, zandafzetting). Hier groeien o.a. brede ereprijs, Engelse alant, harige ratelaar, herts-munt en wilde marjolein.

Bij het natuurgebied Cortenoever is er op het eerste gezicht weinig verschil in de soortenrijkdom tussen hooiland en begraasd gebied. Ook hier komen echter soorten meer of exclusief voor in hooiland (echte karwij, grote tijm, herfsttijloos, rapunzelklokje, trosdravik) of juist in begraasd gebied (cipreswolfsmelk, Engelse alant, gewone agrimonie, kamgras, kruisbladwalstro, stinkende ballote).

In de meeste van de hier geanalyseerde gebieden bij maaibeheer (Rug, Bloemplaat, Swalmmonding). In sommige gebieden is dit verschil komen dus meer kenmerkende plantensoorten voor bij begrazingsbeheer dan minder duidelijk (Cortenoever, Stiftse uiterwaarden). Hoewel voor die gebieden de aantallen kenmerkende soorten minder duidelijk verschillen, is de soortensamenstelling wel verschillend. Begrazingsbeheer leidt tot een andere plantengemeenschap dan maaibeheer.

4.5.3 Vergelijking flora in seizoen- en jaarrondbegraste terreinen

Langs de Waal zijn vier terreinen met seizoenbegrazing vergeleken met vier terreinen die jaarrond worden begrast (figuur 4.25). Jaarrondbegraste terreinen lijken duidelijk soortenrijker qua rivierplantensoorten dan seizoenbegraste terreinen: gemiddeld 45 soorten versus gemiddeld 33 soorten. Dat verschil zit hem vooral in de soorten die niet zijn bedreigd (blauwe categorie). Die omvat veel indicatieve riviersoorten van pioniersituaties, zomen en ruigten; en vooral die laatste twee groepen zijn vaak beter vertegenwoordigd in jaarrondbegraste terreinen.



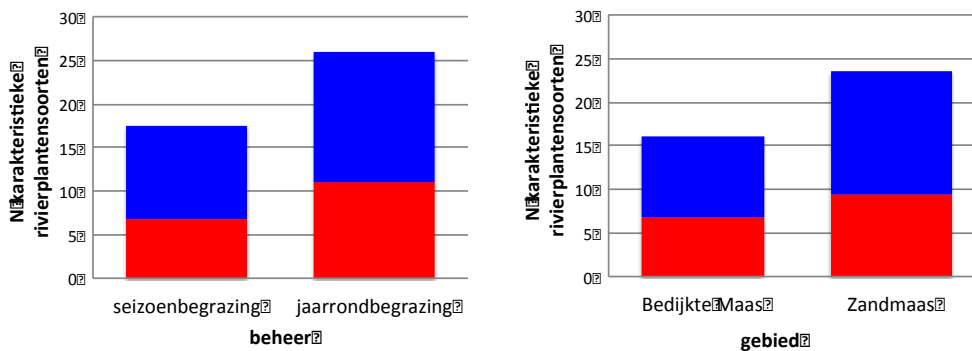
Figuur 4.25 Overzicht van het kwalitatieve voorkomen van indicatieve riviersoorten in terreinen langs de Waal met seizoenbegrazing of met jaarrondbegrazing. Er is onderscheid gemaakt tussen Rode Lijstsoorten en niet Rode Lijstsoorten.

Figure 4.25 Overview of the quality of indicator species in areas along the River Waal with seasonal grazing or year-round grazing. A distinction is made between Red List and non-Red List species.

Nadere beschouwing van de gebieden laat echter zien dat de seizoenbegraste terreinen vooral ter hoogte van Zaltbommel of westelijk hiervan liggen en dat de jaarrondbegraste gebieden, met uitzondering van Loevestein, alle ten oosten van Zaltbommel. Loevestein is qua aantal karakteristieke rivierplantensoorten vergelijkbaar met de aantallen soorten in de seizoenbegraste gebieden, zodat langs de Waal de aantallen soorten meer door de ruimtelijke ligging langs de riviertak bepaald worden dan door het gevoerde beheer.

Langs de Maas zijn negen seizoenbegaasde terreinen vergeleken met negen jaarrondbegaasde gebieden. De gebieden liggen langs de trajecten Zandmaas en Bedijkte Maas, maar ze zijn niet gelijkmatig verdeeld over deze twee (sterk) verschillende riviertrajecten. Langs de Zandmaas zijn jaarrondbegaasde terreinen, van Staatsbosbeheer en Limburgs Landschap, oververtegenwoordigd en langs de Bedijkte Maas zijn seizoenbegaasde gebieden, overwegend van Natuurmonumenten, oververtegenwoordigd. De Zandmaas is door haar landschapsopbouw met terrassen en bijbehorende kwelverschijnselen en hardhoutoibosjes van nature soortenrijker dan het minder gevarieerde uiterwaardlandschap van de Bedijkte Maas.

Figuur 4.26 suggereert dat jaarrondbegrazing op terreinen langs de Maas een grotere soortenrijkdom oplevert dan seizoenbegrazing. Indien echter de terreinen van de Zandmaas en de Bedijkte Maas met elkaar vergeleken worden, waarbij geen onderscheid wordt gemaakt naar begrazingsregime, komt er globaal het zelfde patroon. Het verschil dat is aangetroffen tussen beide beheervormen kan net zo goed worden verklaard door het natuurlijke verschil in soortenrijkdom van deze twee delen van de Maas.



Figuur 4.26 Gemiddelde soortenrijkdom flora in terreinen met seizoenbegrazing versus jaarrondbegrazing langs de Zandmaas en de Bedijkte Maas (linker figuur). Rechts staat de gemiddelde soortenrijkdom langs de Bedijkte Maas en de Zandmaas. Rood zijn Rode Lijstsoorten en blauw zijn niet Rode Lijstsoorten.

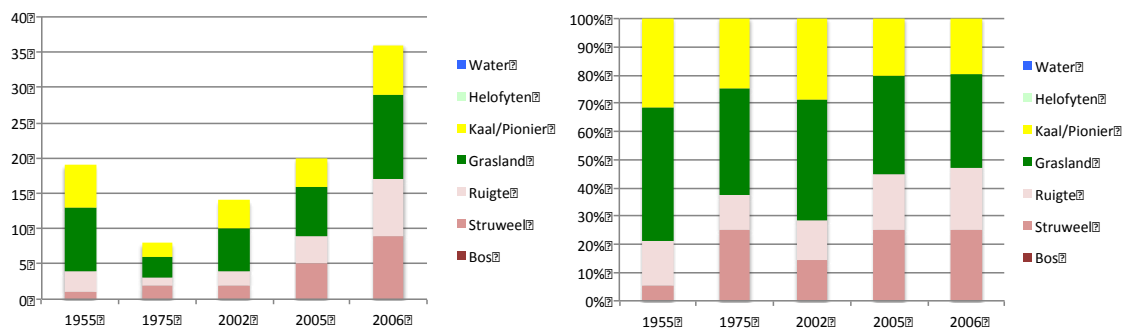
Figure 4.26 Mean species richness of plants in areas with seasonal grazing or year-round grazing along the Zandmaas and the Bedijkte Maas (left). Mean species richness along the Bedijkte Maas and the Zandmaas. Red List species (red) and non-Red List species (blue).

4.6 Ontwikkeling in de tijd

4.6.1 Kwaliteit plantensoorten

De gesignaleerde floristische verschillen (paragraaf 4.5) worden nader geduid in een analyse van de floristische ontwikkeling in de tijd per biotoop in gebieden met verschillende begrazingsregimes waar langjarige gegevens van beschikbaar zijn. In alle gevallen gaat het alleen om soorten van de lijst van karakteristieke riviersoorten, die onderverdeeld zijn in zeven biotoopklassen.

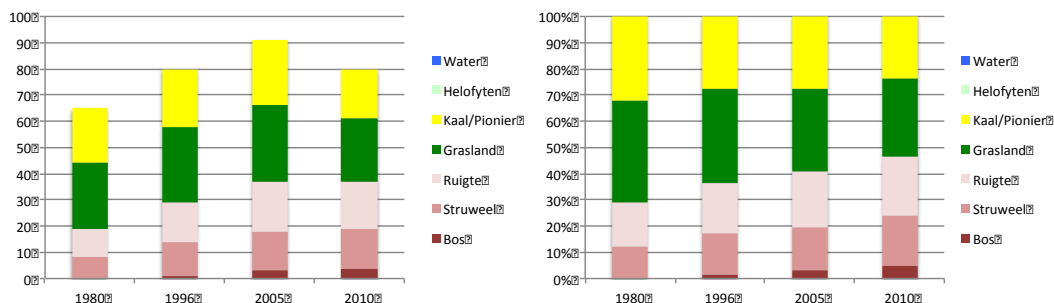
Barbara's Weerd (jaarrondbegrazing): Aanvankelijk neemt het aantal karakteristieke riviersoorten af (1955-1975), maar na de natuurontwikkeling in 1998 en de inrichting van een integrale begrazingseenheid, is het aantal karakteristieke riviersoorten alleen maar toegenomen. Dit geldt voor alle biotopen, maar vanaf 2002 neemt vooral het aandeel van soorten van struweel en ruigte toe (figuur 4.27).



Figuur 4.27 Ontwikkeling van het aantal en aandeel karakteristieke rivierplantensoorten in de Barbara's Weerd (jaarrondbegrazing vanaf 1998) per biotoop.

Figure 4.27 Development in the number and relative number of characteristic species per ecotope in the Barbara's Weerd (year-round grazing since 1998).

Blauwe Kamer (jaarrondbegrazing vanaf 1992): In de eerste periode van natuurontwikkeling (1992-2000) ligt het aantal bijzondere soorten iets lager dan tijdens de uitgangssituatie (Kurstjens & Peters 2011), maar het aantal karakteristieke rivierplantensoorten ligt al wel iets hoger. Tussen 2001-2009 bereikt het aantal karakteristieke rivierplantensoorten een (voorlopig) maximum. Met name het aantal graslandsoorten en soorten van kale grond/pioniersituaties nemen hierna weer iets af, terwijl ruigte-, struweel- en bossoorten geleidelijk toenemen.

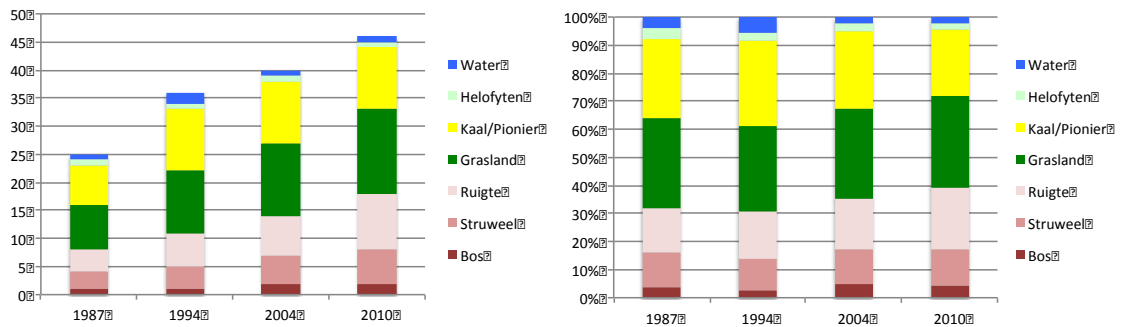


Figuur 4.28 Ontwikkeling van het aantal en aandeel karakteristieke rivierplantensoorten in de Blauwe Kamer (jaarrondbegrazing vanaf 1992) per biotoop.

Figure 4.28 Development in the number and relative number of characteristic species per ecotope in the Blauwe Kamer (year-round grazing since 1992).

Duursche Waarden (jaarrondbegrazing vanaf 1987 en afronding inrichting 1989):

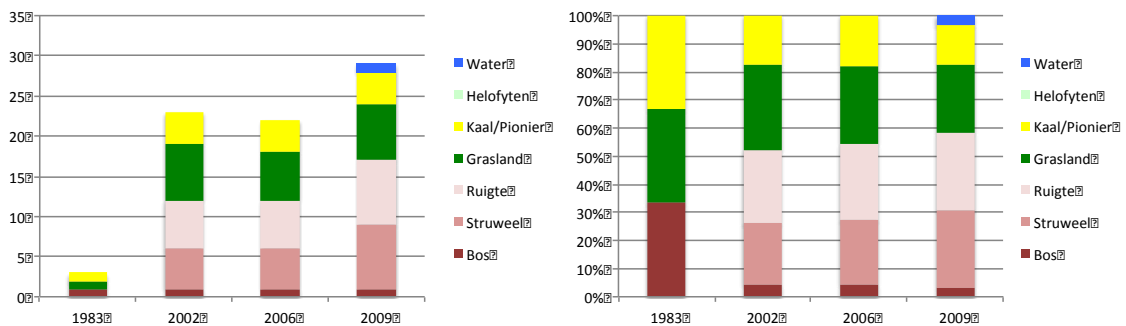
Na de start van de natuurontwikkeling is het aantal karakteristieke riviersoorten duidelijk toegenomen. Dit geldt met name voor de biotopen grasland, ruigte en struweel. Het aantal soorten van kale grond/pioniersituaties is iets afgenomen, terwijl het aantal bossoorten door de jaren heen stabiel is (figuur 4.29).



Figuur 4.29 Ontwikkeling van het aantal en aandeel karakteristieke rivierplantensoorten in de Duursche Waarden (jaarrondbegrazing vanaf 1987) per biotoop.

Figure 4.29 Development in the number and relative number of characteristic species per ecotope in the Duursche Waarden (year-round grazing since 1987).

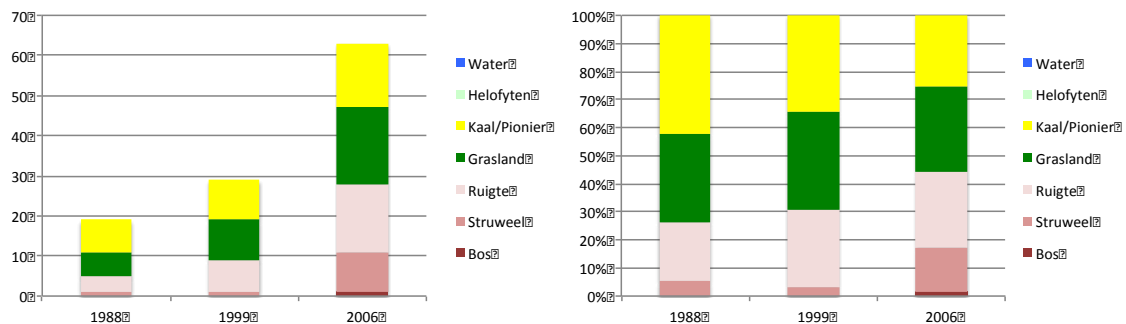
Broekhuizerweerd (seizoenbegrazing vanaf 1996): Uit de periode 1970-1996 zijn weinig gegevens beschikbaar, maar deze geven aan dat het gebied weinig karakteristieke rivierplantensoorten kende (Peters *et al.* 2008). Hierna is het aantal soorten flink toegenomen. Soorten van pioniersituaties en graslanden zijn aanvankelijk toegenomen, maar vervolgens stabiel gebleven. Soorten van ruigte en struweel laten ook een toename zien, die zich nog steeds doorzet. Er zijn maar weinig bossoorten.



Figuur 4.30 Ontwikkeling van het aantal en aandeel karakteristieke rivierplantensoorten in de Broekhuizerweerd (seizoenbegrazing vanaf 1996) per biotoop.

Figure 4.30 Development in the number and relative number of characteristic species per ecotope in the Broekhuizerweerd (seasonal grazing since 1996).

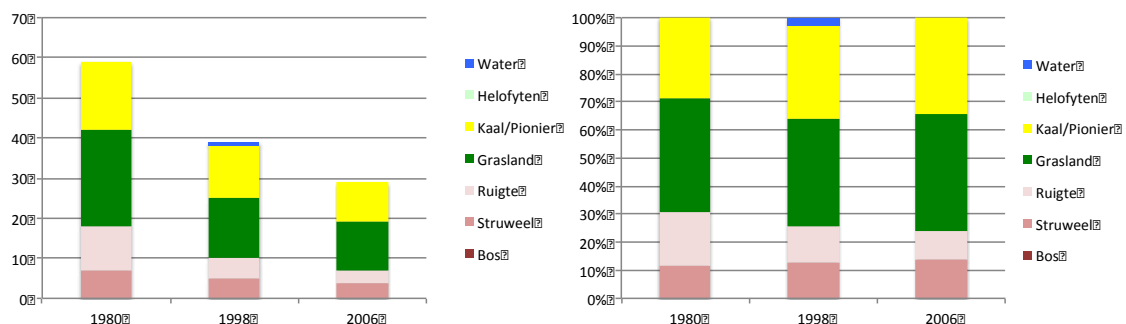
Gamerensche Waarden (seizoenbegrazing vanaf 1999): Direct na de inrichting van het gebied werden bepaalde delen sterk overbegraasd en andere delen niet begraasd. Dit laatste heeft lokaal voor extra ooibosontwikkeling gezorgd (Peters & Kurstjens 2011). Dit is ook terug te zien in de relatief grote toename van rivierplantensoorten die aan struweel gebonden zijn.



Figuur 4.31 Ontwikkeling van het aantal en aandeel karakteristieke rivierplantensoorten in de Gamerensche Waarden (seizoenbegrazing vanaf 1999) per biotoop.

Figure 4.31 Development in the number and relative number of characteristic species per ecotope in the Gamerensche Waarden (seasonal grazing since 1999).

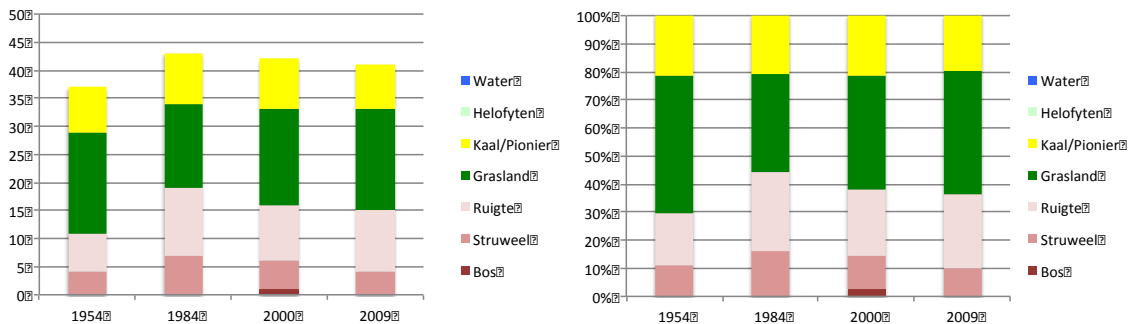
Oeffelter Meent (seizoenbegrazing en maaien+nabeweiding sinds 1982): Dit is één van de weinige gebieden waar na de start van de natuurontwikkeling het aantal karakteristieke rivierplantensoorten is afgenomen, vooral door gebrek aan rivierdynamiek in het gebied (Peters *et al.* 2008). Dit geldt voor alle biotopen. De Oeffelter Meent wordt deels gemaaid met nabeweiding door paarden en runderen, de oevers worden relatief zwaar begraasd met runderen en enkele paarden (gemiddeld ca. 2 GVE) tussen 15 april en 31 oktober. Recent is op de dijken overgeschakeld op schapenbeweiding.



Figuur 4.32 Ontwikkeling van het aantal en aandeel karakteristieke rivierplantensoorten in de Oeffelter Meent (seizoenbegrazing en maaien+nabeweiding sinds 1982) per biotoop.

Figure 4.32 Development in the number and relative number of characteristic species per ecotope in the Oeffelter Meent (seasonal grazing and mowing since 1982).

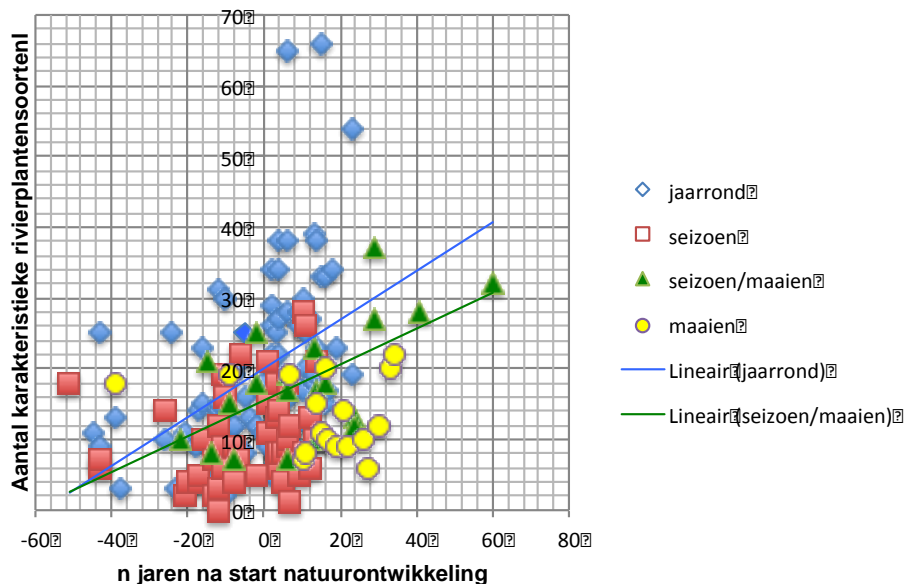
Velperwaarden (maaien vanaf 1993): Dit gebied kent al zeer langdurig, ook voor 1993, een hooilandbeheer zonder aanvullende bemesting (Peters & Kurstjens 2011). De vegetatieontwikkeling is dan ook relatief stabiel: Het aantal karakteristieke rivierplantensoorten is nauwelijks toegenomen sinds het in 1993 door Natuurmonumenten in beheer werd genomen. Het aantal ruigtesoorten is aanvankelijk iets gestegen, maar blijft in latere jaren stabiel (figuur 4.33).



Figuur 4.33 Ontwikkeling van het aantal en aandeel karakteristieke rivierplantensoorten in de Velperwaarden (maaien sinds 1993) per biotoop.

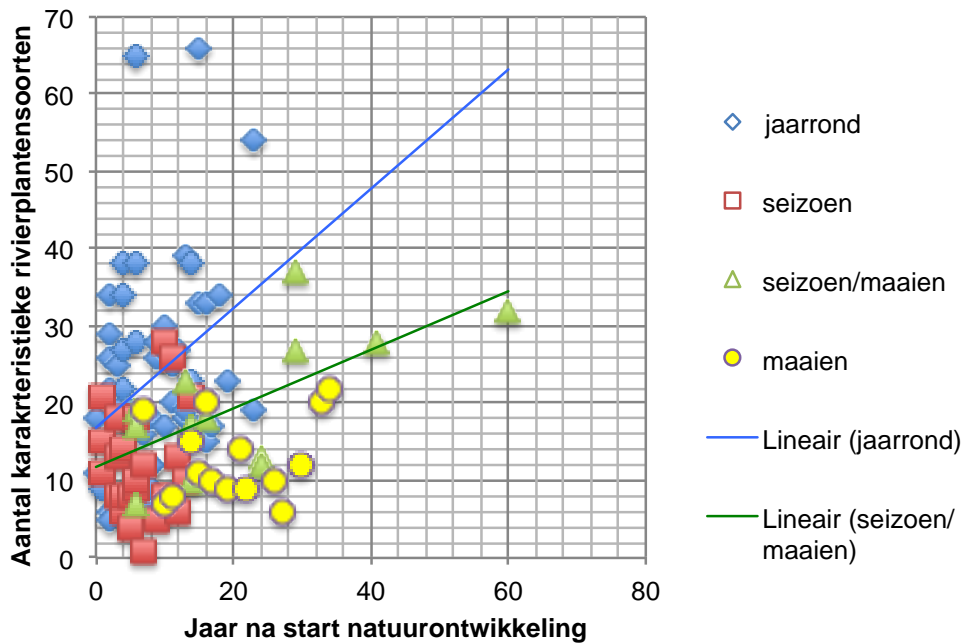
Figure 4.33 Development in the number and relative number of characteristic species per ecotope in the Velperwaarden (mowing since 1993).

Uit de figuren 4.27 – 4.33 komt naar voren dat in de meeste gebieden de aantallen karakteristieke rivierplantensoorten na de start van de natuurontwikkeling geleidelijk toenemen. In figuur 4.34 zijn de gegevens van alle gebieden gecombineerd. Hierin is het aantal karakteristieke riviersoorten uitgezet tegen de start van de natuurontwikkeling. Hierbij is onderscheid gemaakt naar de vorm van beheer. De regressielijnen van jaarrondbegrazing en seizoenbegrazing+maaien suggereren een duidelijke toename met het aantal jaren na de start van de natuurontwikkeling.



Figuur 4.34 Relatie tussen het aantal jaren na de start van de natuurontwikkeling en het aantal karakteristieke rivierplantensoorten per beheercategorie. Jaarrond: $R^2 = 0,178$ $p < 0,01$, Seizoen/maaien: $R^2 = 0,372$ $p < 0,01$.

Figure 4.34 Relationship between years since management regime for nature and number of characteristic plant species per management type. Year-round grazing: $R^2 = 0.178$ $p < 0.01$, Seasonal grazing/mowing: $R^2 = 0.372$ $p < 0.01$.



Figuur 4.35 Ontwikkeling per beheercategorie van het aantal karakteristieke rivierplantensoorten na de start van de natuurontwikkeling. Jaarrond: $R^2 = 0,116$ $p < 0,05$; seizoen/maaien: $R^2 = 0,437$ $p < 0,01$.

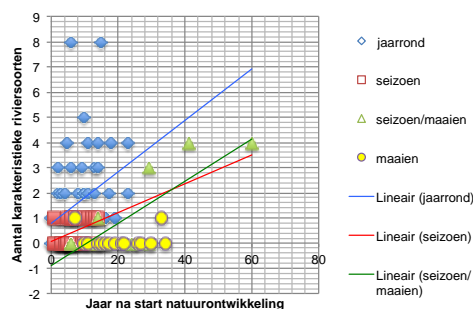
Figure 4.35 Development of the number of characteristic plant species per management type since the start of nature management. Year-round grazing: $R^2 = 0.116$ $p < 0.05$; Seasonal grazing/mowing: $R^2 = 0.437$ $p < 0.01$.

Bij de Barbara's Weerd hebben we gezien dat in de vorige eeuw aanvankelijk het aantal karakteristieke rivierplantensoorten afneemt en na de start van de natuurontwikkeling weer toeneemt. Het is dan ook correcter om de periode voor de start van de natuurontwikkeling niet mee te nemen, omdat niet uit alle gebieden gegevens beschikbaar zijn en vaak ook het beheer gewijzigd is na de natuurontwikkeling. Dit is in figuur 4.35 weergegeven. Jaarrondbegrazing lijkt dan na de start van de natuurontwikkeling sneller meer karakteristieke rivierplantensoorten op te leveren dan de overige beheervormen. Seizoenbegrazing en maaien leveren geen duidelijk beeld op: er treedt slechts een kleine toename van het aantal karakteristieke riviersoorten op in de tijd. In feite liggen beide beheersvormen hier bovenop elkaar, waardoor de ongunstige effecten van beide beheersvormen (niet selectief verwijderen bij maaien en selectief verwijderen bij begrazing) beide plaatsvinden. Gebieden met deels seizoenbegrazing en deels maaien leveren in verhouding meer soorten op. Dit wordt vermoedelijk veroorzaakt door het feit dat de combinatie van twee beheertypen naast elkaar, meer soorten opleveren dan één beheertype, aangezien sommige soorten juist goed tegen maai-beheer kunnen, terwijl andere soorten beter een begrazingsbeheer verdragen (zie ook 4.5.2).

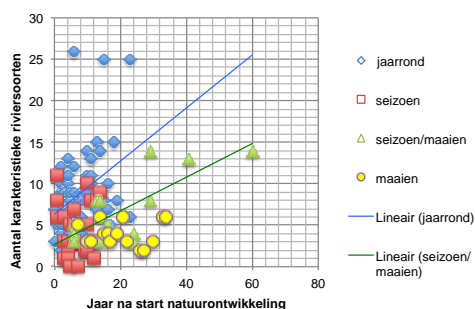
Figuur 4.36 geeft de ontwikkeling per biotoop weer. Bij alle biotopen lijkt het aantal karakteristieke rivierplantensoorten in de tijd toe te nemen en dit geldt ook voor de combinatie seizoenbegrazing met maaien. Indien echter meer in detail naar de gegevens wordt gekeken komen er andere patronen naar voren. Eerst is een indeling gemaakt van de gegevens op basis van de tijd: gegevens die vijf of meer jaren voor de start van de natuurontwikkeling verzameld zijn, zijn beschouwd als referentie gegevens (R). Gegevens uit de periode van vier jaar voor tot vier jaar na de natuurontwikkeling zijn als representatief voor de nulsituatie beschouwd (N) en gegevens van vijf jaar of meer na de start van de natuurontwikkeling als toekomstgegevens

(T). In figuur 4.37 staan de verzamelde gegevens per riviertak geordend naar leeftijd weergegeven.

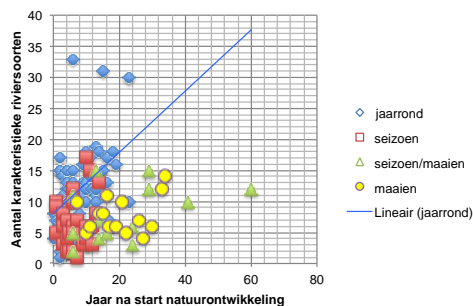
bos



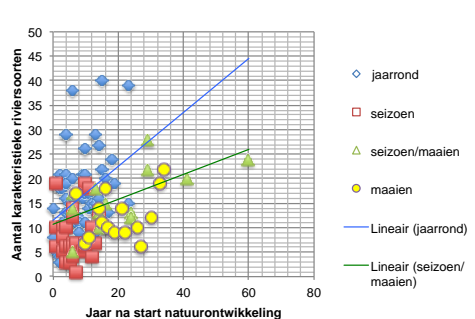
struweel



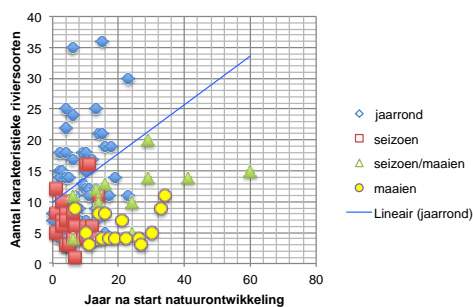
ruigte



grasland



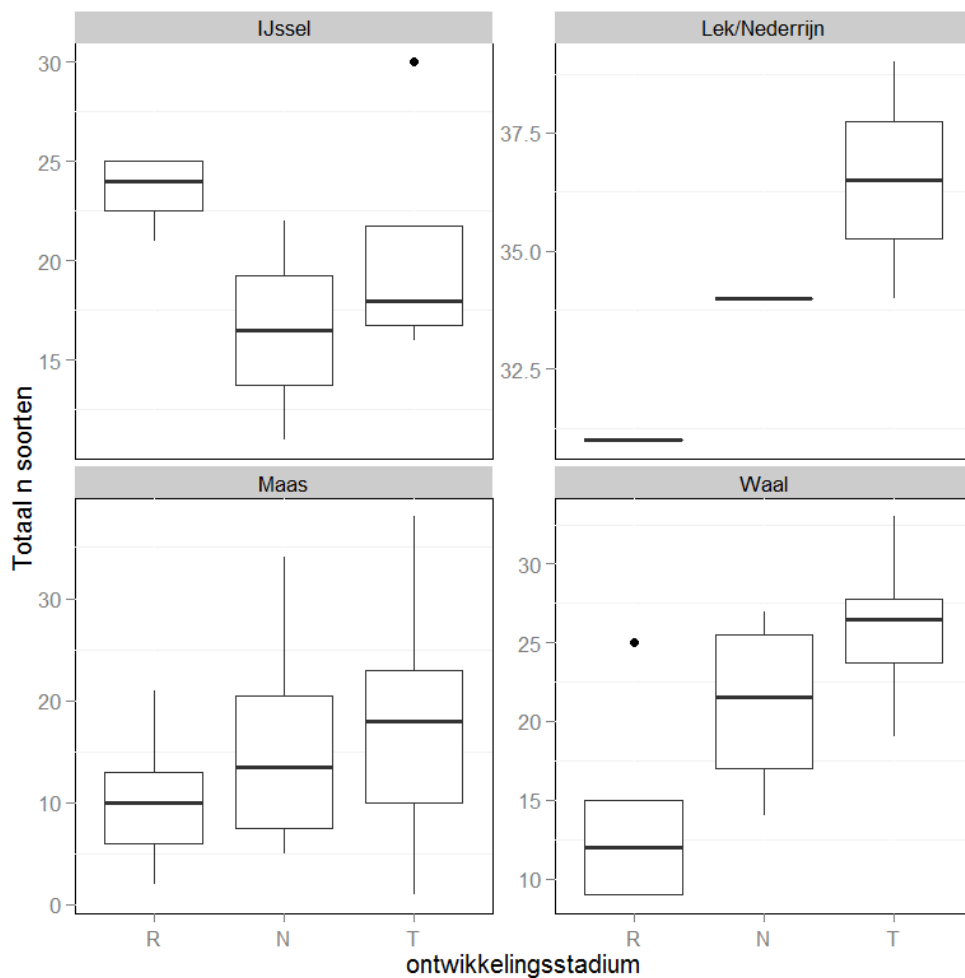
kaal/pionier



Biotoop	beheer	R ²	p
bos	jaarrond	0,10489	p<0,01
	seizoen	0,18429	p<0,05
	seizoen/maaien	0,66247	p<0,01
struweel	jaarrond	0,13326	p<0,01
	seizoen/maaien	0,57101	p<0,01
ruigte	jaarrond	0,1893	p<0,01
grasland	jaarrond	0,14475	p<0,01
	seizoen/maaien	0,41246	p<0,05
kaal/pionier	jaarrond	0,08883	p<0,05

Figuur 4.36 Ontwikkeling van het aantal karakteristieke rivierplantensoorten per biotoop bij de verschillende beheersregimes, gerekend vanaf de start van de natuurontwikkeling.

Figure 4.36 Development of the number of characteristic plant species per ecotope in each management regime since the start of management for nature.

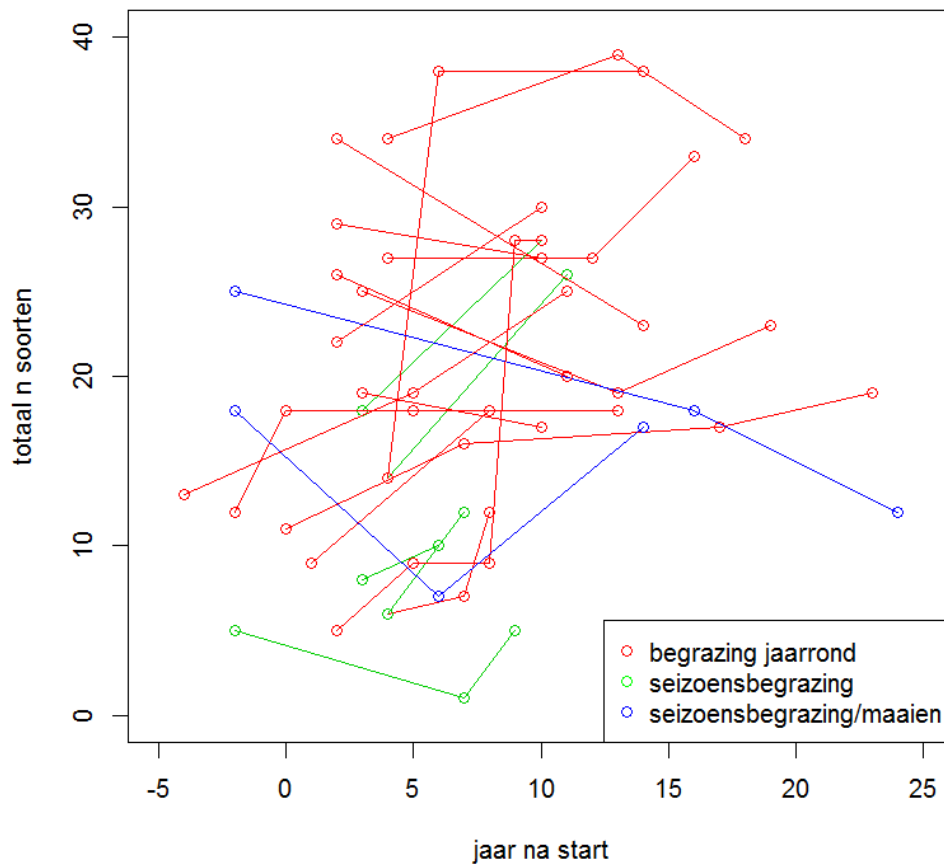


Figuur 4.37 Gemiddeld aantal karakteristieke rivierplantensoorten in natuurontwikkelingsgebieden geordend naar riviertak en ontwikkelingsstadium. R = referentiesituatie, N = nulsituatie en T = situatie meer dan 5 jaar na start natuurontwikkeling.

Figure 4.37 Mean number of characteristic plant species in nature areas ordered by location and development stage. R = reference situation, N = null situation and T = situation after five years.

Met uitzondering van de IJssel komt bij alle riviertakken hetzelfde patroon naar voren. In de referentiesituatie is het aantal karakteristieke riviersoorten gering. Rond de start van de natuurontwikkeling is het aantal soorten al toegenomen om nog door te groeien in de jaren na de natuurontwikkeling. Tussen de riviertakken zijn grote verschillen in de soortenrijkdom: de Nederrijn is zeer soortenrijk en de Maas relatief soortenarm. Hierbij moet gelijk al wel opgemerkt worden dat de gegevens van de Nederrijn uit slechts twee gebieden afkomstig zijn. Tussen de Maastrajecten zijn ook duidelijke verschillen: Grensmaas gemiddeld 28 soorten per gebied, Zandmaas 24 soorten en de Bedijkte Maas 16 soorten. Bij deze benadering is geen onderscheid gemaakt naar het gevoerde beheer. In figuur 4.38 is voor de periode van vier jaar voor de start van de natuurontwikkeling tot op heden de ontwikkeling van het aantal karakteristieke rivierplantensoorten per gebied uitgezet. Hier komt geen duidelijk patroon uit naar voren. In de jaarrondbegraste gebieden kan het aantal soorten gelijk blijven, afnemen of toenemen. Dit geldt ook voor de combinatie seizoenbegrazing met maaien. Alleen seizoenbegrazing heeft als algemeen patroon dat het aantal soorten in de laatste waarneemperiode duidelijk toeneemt.

Uit de nadere analyse van de verschillende vormen van beheer kwamen geen duidelijke patronen naar voren. Dit heeft waarschijnlijk te maken met de dominante invloed van de abiotische omstandigheden.



Figuur 4.38 De ontwikkeling per gebied van het aantal karakteristieke riviersoorten vanaf vier jaar voor de start van de natuurontwikkeling, voor drie beheerregimes.

Figure 4.38 Development of number of characteristic species in each area since four years prior to the start of management for the three regimes.

4.6.2 Kwaliteit vegetatie en relatie Natura 2000 habitattypen

In zeven gebieden is de invloed van het beheer op de kwaliteit van de vegetatie vergeleken op basis van meerjarige vegetatiekarteringen. Hierbij is rekening gehouden met de hoofdindeling (Stroomdalgrasland, Kamgrasland, Glanshaverhooiland etc.) en met habitattype. Er zijn geen analyses op perceelniveau uitgevoerd, hoewel dat eigenlijk wel wenselijk zou zijn, omdat in de gebieden vaak meerdere beheervormen gecombineerd worden.

Tabel 4.4 De gebieden waarvan uit meerdere jaren een vegetatiekartering beschikbaar is gesteld (bron: Staatsbosbeheer).

Table 4.4 Areas for which vegetation mapping data are available for several years (Source: Staatsbosbeheer).

Gebied	Gebied
Wageningse Bovenpolder	Ravenswaarden
Brakelse Benedenwaarden	Kop van de Oude Wiel
Cortenoever	Loevestein
Duursche Waarden	

In Cortenoever, de Brakelse Benedenwaarden, de Ravenswaarden en de Kop van den Oude Wiel bevinden zich zowel hooilandpercelen als percelen met seizoenbegrazing. In twee gebieden (Duursche Waarden en Loevestein) is sprake van jaarrondbegrazing, in één gebied (Wageningse Bovenpolder) van seizoenbegrazing. Deze twee groepen van gebieden (gebieden met hooilanden en gebieden zonder) zijn onderling vergeleken. De detailgegevens van de ontwikkeling per gebied zijn opgenomen in bijlage 7.

Tabel 4.5 laat de ontwikkeling van de vegetatiekwaliteit voor alle gebieden zien, voor de begraasde gebieden en voor de gebieden met zowel graasbeheer als maaibeheer. De oppervlakte grasland is in de onderzochte gebieden afgenomen van 78% naar 63%. Waarschijnlijk zijn de verdwenen graslanden overgegaan in ruigten en struwelen. Glanshavergrasland (habitatype) is in het algemeen in oppervlakte wat afgenomen, maar de kwaliteit is licht verbeterd. In de gebieden waar niet meer gehooïd wordt, is de oppervlakte sterker achteruit gegaan (in oppervlakte en kwaliteit). Stroomdalgrasland (habitatype) is in oppervlakte toegenomen en de kwaliteit is verbeterd. De verschillen zijn echter groot. In Brakel, Ravenswaarden en Kop van de Oude Wiel is sprake van een positieve ontwikkeling, in Cortenoever is geen sprake van een duidelijke trend. Dit zijn allemaal gebieden waar ook hooilandpercelen zijn. In de andere gebieden (waar uitsluitend wordt begraasd) is de oppervlakte duidelijk afgenomen.

Tabel 4.5 De ontwikkeling van de kwaliteit van de onderscheiden typen grasland in de tijd. GG=goed, G=goed, M=matig, S=slecht, SS=zeer slecht.

Table 4.5 Development in grassland quality over time. GG=very good, G=good, M=average, S=poor, SS=very poor.

Gebied	Beheer	Alle gebieden		Alleen begrazing (1,4,7)		Ook hooiland (2,3,5,6)	
		1989-	2000-	1989-	2000-	1989-	2000-
	Sinds						
	Oppervlakte (ha) grasland	480,89	385,38	213,10	157,63	267,79	227,75
	Totaal opp	615,73	615,73	300,92	300,92	314,81	314,81
		totaal	totaal	totaal	totaal	totaal	totaal
		1989-	2000-	1989-	2000-	1989-	2000-
Glanshaver grasland	totaal opp (ha)	105,55	99,05	33,77	22,42	71,78	76,62
	toe/afname opp		-6		-34		7
	trend kwaliteit		positief		negatief		positief
	GG (H6510A) opp	10	11	0	1	15	13
	G (H6510A) opp	45	58	68	40	34	64
	M opp	6	21	15	39	1	15
S opp	39	11	17	20	50	8	
Stroomdal grasland	totaal opp (ha)	13,85	19,56	6,48	0,57	7,37	19,00
	toe/afname opp		41		-91		158
	trend kwaliteit		positief		negatief		positief
	GG (H6120) opp	25	84	0	46	48	85
	G (H6120) opp	71	9	93	0	52	9
M opp	4	7	7	54	1	6	
Kamgraslanden	totaal opp (ha)	3,93	53,86	0,00	16,33	3,93	37,54
	toe/afname opp		1269		nieuw		854
	trend kwaliteit		negatief		nvt		negatief
	G opp	61	45	nvt	17	61	58
M opp	39	55	nvt	83	39	42	
Overstromings grasland	totaal opp (ha)	135,93	62,13	74,20	21,43	61,74	40,70
	toe/afname opp		-54		-71		-34
	trend kwaliteit		negatief		negatief		positief
	G opp	46	34	82	11	3	46
M opp	54	66	18	89	97	54	
Dotterbloem grasland en Witbol grasland	totaal opp (ha)	1,69	3,68	1,63	2,51	0,06	1,17
	toe/afname opp		118		54		1974
	trend kwaliteit		negatief		negatief		negatief
	M opp	100	57	100	83	100	0
S opp	0	43	0	17	0	100	
Vossenstaart grasland	totaal opp (ha)	103,65	111,78	19,89	70,23	83,76	41,55
	toe/afname opp		8		253		-50
	trend kwaliteit		negatief		negatief		positief
	G opp	4	1	0	0	6	2
	M opp	45	45	66	39	40	54
S opp	50	55	34	61	54	44	
Raaigraslanden	totaal opp (ha)	116,29	35,32	77,14	24,14	39,15	11,17
	toe/afname opp		-70		-69		-71
	trend kwaliteit		positief		positief		positief
	S opp	19	44	17	41	23	51
SS opp	81	56	83	59	77	49	

Kamgraslanden zijn de afgelopen decennia in vrijwel alle gebieden sterk toegenomen. Dit is het gevolg van het inzetten van begrazing, in combinatie met het stopzetten van bemesting. Dit type komt vooral voor in begraasde gebieden.

Overstromingsgraslanden zijn over het algemeen, zowel qua oppervlakte als qua kwaliteit, duidelijk achteruitgegaan. Alleen in de Duursche Waarden, de Ravenswaarden en Loevenstein is sprake van een vooruitgang, maar het betreft slechts kleine oppervlakten. Een deel van de overstromingsgraslanden kan men door vernattingsmaatregelen inmiddels typeren als slikkige rivieroever (habitatype); dit is geen graslandtype.

Overstromingsgraslanden worden tot geen enkel habitatype gerekend; het zijn wel graslanden die karakteristiek zijn voor het riviereengebied maar vaak relatief soortenarm.

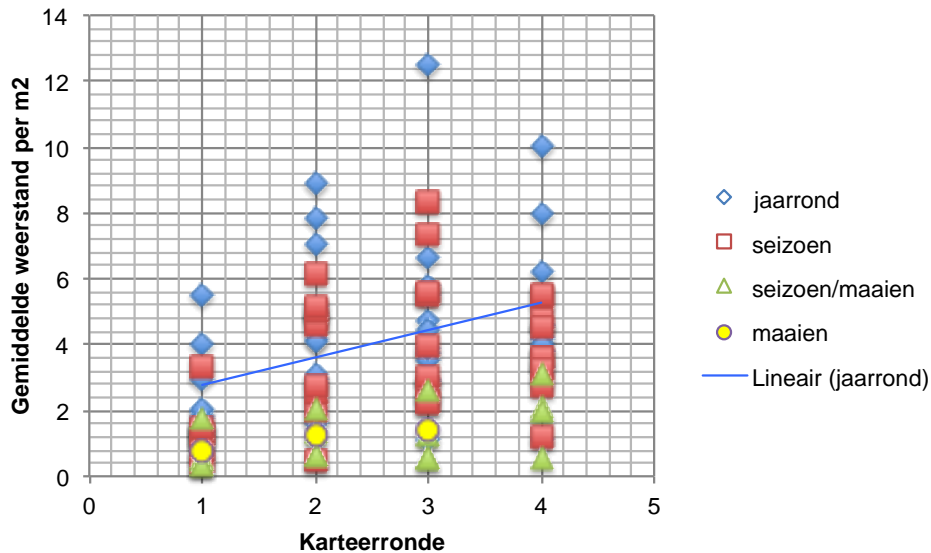
Dotterbloemgraslanden en Witbolgrasland zijn niet veel aanwezig in de onderzochte gebieden. Dit geldt in het algemeen voor de uiterwaarden. De oppervlakte is wat toegenomen, maar de kwaliteit is achteruit gegaan.

De oppervlakte aan Vossenstaartgraslanden is iets toegenomen in de afgelopen decennia. De verschillen tussen gebieden zijn groot. In gebieden waar alleen begraasd wordt, is sprake van een toename. Dit is op zich een tijdelijk fenomeen (zoals in 2002 in Loevestein, natuurontwikkeling vanaf 2000): grote vossenstaart verdwijnt op termijn bij begrazing (zoals in 2006 in de Duursche Waarden, begrazing ingezet in 1996), net als glanshaver. Deze vegetaties komen tijdelijk in de plaats van raaigrasweiden, die na de start van de natuurontwikkeling sterk zijn afgenomen. Alleen bij extensieve begrazing kunnen deze typen graslanden zich langer handhaven. De kwaliteit van deze graslanden is in de laatste decennia licht verbeterd, en de graslanden gaan geleidelijk over in de hierboven genoemde Kamgrasweiden. Vossenstaartgraslanden die tot het habitatype te rekenen zijn, vallen grotendeels buiten de gekarteerde gebieden, met uitzondering van de Trosdravik-vegetaties in Cortenoever en de Weidekervelgraslanden op de Kop van Oude Wiel.

Conclusie is dat de botanische kwaliteit van de hier onderzochte graslanden de afgelopen decennia niet of nauwelijks is verbeterd. Binnen deze gebieden is de oppervlakte grasland duidelijk afgenomen ten gunste van ruigte en struweel. Er zijn wel grote verschillen in ontwikkeling tussen de vegetaties. Graslanden die te rekenen zijn tot habitatypen (Stroomdalgraslanden en Glanshaverhooilanden) hebben zich positief ontwikkeld, maar alleen in gebieden met ook hooilandbeheer. Voor Glanshaverhooilanden is het een vereiste dat er gehooid wordt; of stroomdalgraslanden zich bij hooilandbeheer of bij begrazing uitbreiden, blijkt niet uit deze gegevens. Van de andere graslandtypen zijn de kamgraslanden duidelijk toegenomen ten koste van de meer productievere graslanden als raaigrasweiden. Dit is het gevolg van begrazing en verschraling (stoppen van bemesting). De natste graslanden, overstromingsgraslanden, zijn echter duidelijk in oppervlakte afgenomen.

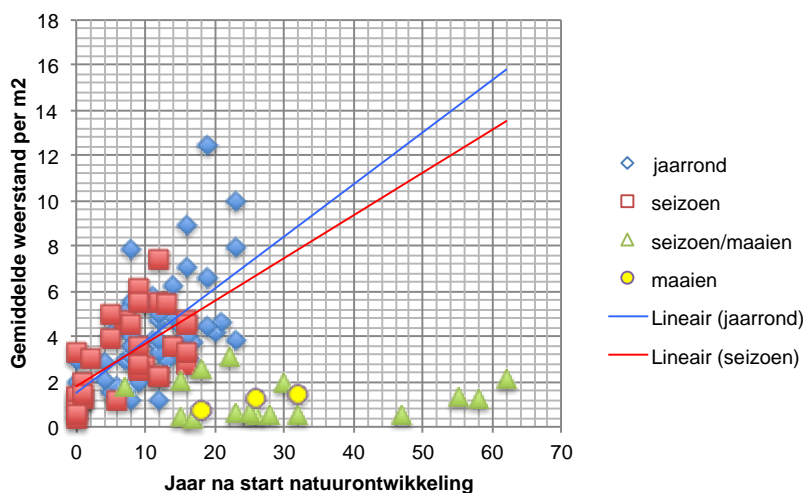
4.7 Ontwikkeling ruwheid vegetatie

Naast de effecten op de natuurwaarden is in deze studie bekeken wat de effecten van verschillende begrazingsregimes op de vegetatieruwheid zijn. Dit is gedaan op basis van de ecotoopkarteringen (zie tabel 2.4). De gemiddelde toename in vegetatieruwheid per m² neemt toe in de tijd bij jaarrondbegrazing (figuur 4.39). Deze toename is ook te zien voor seizoensbegrazing, zij het minder sterk, als rekening gehouden wordt met het startjaar van de natuurontwikkeling (figuur 4.40).



Figuur 4.39 Verband tussen de karteerronde een de gemiddelde weerstand per m², waarbij onderscheid is gemaakt naar beheertype. Jaarrond: $R^2 = 0,45042$ $p < 0,01$.

Figure 4.39 Relationship between mapping date and roughness mean per m² per management regime. Year-round grazing: $R^2 = 0.45042$ $p < 0.01$.



Figuur 4.40 Ontwikkeling van de gemiddelde weerstand per m² na de start van de natuurontwikkeling. Jaarrond: $R^2 = 0,3987$ $p < 0,01$; seizoen: $R^2 = 0,30564$ $P < 0,01$.

Figure 4.40 Development of mean roughness per m² since the start of management. Year-round grazing: $R^2 = 0.3987$ $p < 0.01$; seasonal grazing: $R^2 = 0.30564$ $P < 0.01$.

4.8 Ervaringen van beheerders

De meeste terreinbeheerders ervaren geen conflict tussen beheer voor hoogwaterveiligheid en voor natuur, zo blijkt uit de interviewronde. De veiligheidsopgave heeft immers alleen betrekking op de stroombaan en het gevoerde beheer wordt uiterwaardbreed, of indien mogelijk, in nog grotere eenheden gehanteerd. Het beheer is hierbij afgestemd op de potenties (bijvoorbeeld botanisch beheer of gericht op vogelrijkdom) en de praktische mogelijkheden (oppervlakte, beschikbaarheid grazers, hoogwatervrije plaatsen). In sommige gebieden kan om praktische redenen niet het gewenste begrazingsbeheer worden gevoerd, bijvoorbeeld door de versnipperende ligging van de percelen, te natte omstandigheden of het ontbreken van een hoogwatervrije vluchtplaats. Ook is jaarrondbegrazing in een heggenlandschap niet handig, want de terreinen zijn verdeeld in veel percelen. De inzet van het type grazer wordt vaak door praktische zaken bepaald. Zo worden paarden recent minder ingezet, omdat er verminderde afzetmarkt voor paardenvlees is. Jaarrondbegrazing op kleiige terreinen wordt maar beperkt toegepast, omdat de bodem door de betreding sterk kan verdichten. Hierdoor is vaak alleen seizoenbegrazing mogelijk.

Beheerders gaan hier praktisch mee om en de natuurdoelen zijn hier vaak op afgestemd. Tegelijkertijd merken de beheerders op dat het Stroomlijnregime (glad, tenzij) niet past binnen de filosofie van de terreinbeheerder waarbij wordt gestreefd naar een mozaïek in het landschap en de bijbehorende SNL-waarden (en vergoeding). Vegetatiestructuur in een uiterwaard, juist ook in de winter, wordt gezien als een belangrijke voorwaarde voor de aanwezigheid van allerlei fauna: van vogels tot muizen. Dit geldt ook voor de randen van agrarisch beheerde percelen. Daarnaast ervaren verschillende beheerders wel dat de veiligheidsnormen steeds strenger worden, maar is er twijfel of dit nog wel klopt met de praktijk. Een veelgehoord voorbeeld is de ruwheid van riet; levert dit inderdaad zoveel weerstand op als berekend of slaat dit tijdens een hoogwater plat? De beheerders hebben duidelijk behoefte aan meer informatie op dit punt.

Incidenteel beheer is gericht op het verwijderen van opslag van bomen, struiken en ruigte. De beheerders verwachten wel dat binnen de stroombaan cyclisch beheer nodig is om de ontwikkeling van houtopslag voldoende terug te kunnen dringen en dat alleen begrazing onvoldoende is (Duursche Waarden). Hierbij rijst ook de vraag hoe deze delen het beste ingericht kunnen worden om duurzaam beheer te bevorderen: inzaaien met een specifiek mengsel of verder afgraven (maaiveldverlaging)? Dit verschilt per gebied en vraagt om maatwerk. Bij maaiveldverlaging ontstaat minerale grond, die bij de juiste vochtigheidsgraad zeer geschikt kan zijn als kiembed voor wilgen. Het snel realiseren van een gesloten vegetatiedek, het inscharen van grazers of een combinatie van beide maatregelen, kan de ontwikkeling van wilgopslag beperken.

Bij de uitvoering van Stroomlijn-projecten wordt hier al rekening mee gehouden doordat de betreffende terreinen na oplevering beheerd moeten kunnen worden conform de door Rijkswaterstaat vastgestelde normkosten. Een nog steeds veel voorkomend knelpunt waar de beheerders aandacht voor vragen is de massale wilgenopslag die vaak ontstaat tussen het moment van oplevering en het moment dat de beheerders een terrein in beheer krijgen (Blauwe Kamer, Noordwaard). Inrichtingsprojecten moeten hier beter rekening mee houden, ofwel in het ontwerp, ofwel in de vorm van tijdelijk beheer. Indien toch afzetten van houtigen dient plaats te vinden kan dit beter in het groeiseizoen plaatsvinden (na het broedseizoen) dan in de winter. De ervaring leert dat de hergroei dan minder sterk is. Nadeel is echter dat er meer materiaal moet worden afgevoerd.

Ook de filosofie achter jaarrondbegrazing is door enkele beheerders ter discussie gesteld. Deze gaat uit van een 'vaste' gemiddelde dichtheid aan grazers die jaarrond in het gebied aanwezig is en die door het jaar heen fluctueert als gevolg van geboorte, sterfte en wegvangen, afgestemd op de hoeveelheid beschikbaar voedsel. In jaarrond begraaide terreinen wordt jaarlijks de gewenste dichtheid in de winterperiode vastgesteld door de kuddebeheerder aan de hand van de conditie van de dieren. De terreinbeheerder op zijn

beurt doet dit vanuit het huidige en gewenste vegetatiebeeld. Beredeneerd vanuit biodiversiteit en natuurdoelen is zomers een hogere graasdruk gewenst om de ruwe vegetatie op te ruimen. Dit past ook binnen het beeld van een natuurlijk patroon waarbij 's winters de dieren naar de hoger (en droger) gelegen delen trekken en dus niet of in lagere dichtheden in de uiterwaarden blijven. In de huidige situatie ontbreekt de verbinding met de binnendijkse gebieden en vormen de hoogwatervrije plaatsen het winterhabitat voor de grazers.

Een hogere graasdruk in de zomer leidt bij jaarrondbegrazing echter tot een té hoge grazersdichtheid in de winter, wanneer er minder voedsel beschikbaar is, en bijvoeren noodzakelijk is. Dit laatste is in principe ongewenst en resulteert dus in een gemiddelde graasdruk voor de zomer en de winter. Met name voor de rivierduinen (Millingerwaard, Vreugderijkerwaard) leidt dit tot een situatie waarbij de kwaliteit van het stroomdalgrasland vermindert (Millingerwaard) en aanvullende maatregelen worden getroffen (Vreugderijkerwaard). Zo heeft in de Vreugderijkerwaard de afgelopen drie jaar geen zomerbegrazing plaatsgevonden op het rivierduin, dat tijdelijk is uitgerasterd, wordt meidoornopslag handmatig verwijderd en worden 's zomers extra grazers ingezet in het resterende gebied. Zomerbegrazing op het rivierduin leidde hier tot ongewenste toevoer van mest, omdat de grazers hier alleen kwamen om te herkauwen en te rusten (hoog en droog); het foerageren gebeurde in de lagere, voedselrijkere delen. Tegelijkertijd is zomerbegrazing wel gewenst, omdat grazers de vegetatiemat openen en geschikt biotoop creëren voor bodemgebonden fauna. Dit vraagt om een flexibeler model, waarbij de graasdruk door de seizoenen sterker kan variëren. De betreffende beheerders geven aan hierbij te zoeken naar de juiste begrazingsvorm. Hier is dus ook vanuit natuurbeheer behoefte aan handvatten om gericht te kunnen sturen met begrazingsbeheer.

In de Millingerwaard is een groot oppervlakte voedselrijke voormalige agrarische percelen beschikbaar, waardoor het stroomdalgrasland juist onderbegraasd wordt en verruigt. In feite is hier ook sprake van schuivende vegetatiemozaïeken. Het stroomdalgrasland van het Millingerduin lijdt na een periode van kwaliteitsverbetering, onder meer als gevolg van de overzanding in 1995, weer aan kwaliteitsverlies (onderbegrazing, vegetatiesuccessie), maar elders in de uiterwaard ontstaan nieuwe stroomdalvegetaties. Bij een nieuwe overzanding kunnen weer nieuwe zandpakketten worden afgezet en daarmee ontstaan weer nieuwe ontwikkelingsmogelijkheden voor stroomdalgrasland (schrift. med. J. Bekhuis, Stichting Ark). Het is dus belangrijk om ook op een grotere ruimtelijke en tijdschaal te kijken naar de ontwikkelingen in de uiterwaarden.

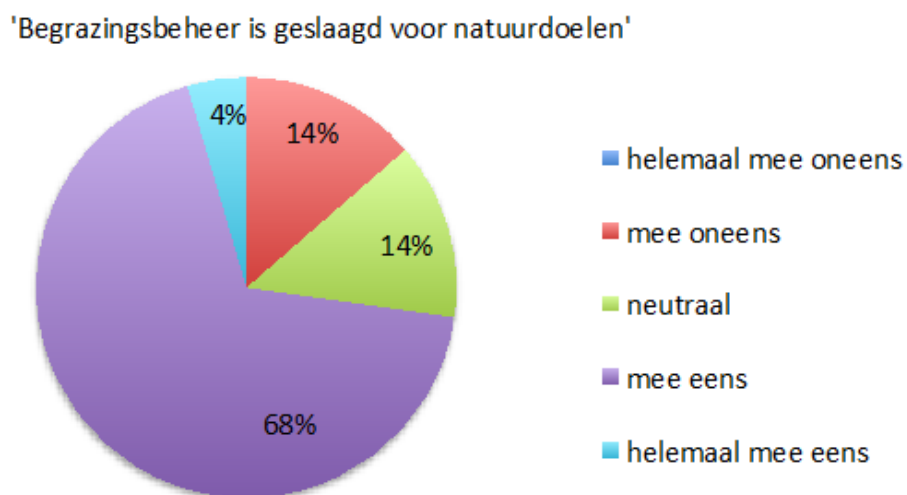
Wat betreft de mate van sturing zijn er verschillende filosofieën onder beheerders. In het ene gebied is jaarrondbegrazing een doel op zich en gaat het om de ontwikkeling van procesnatuur die uit de natuurlijke rivierdynamiek en begrazing volgt (bijvoorbeeld Grensmaas). In andere gebieden is juist veel meer sturing gewenst, omdat er specifieke habitattypen aanwezig zijn (met name stroomdalgrasland) die een gericht beheer vragen (bijvoorbeeld Millingerwaard). Dit komt omdat een deel van de benodigde rivierdynamiek ontbreekt (inundatie, sedimentatie, windwerking...) en dit moet met beheeringrepen gecompenseerd worden. Ook zijn er gebieden waar naar tevredenheid seizoenbegrazing wordt toegepast. Hierbij valt op dat er minder problemen met ongewenste houtopslag zijn, als de grazers maar snel na oplevering het terrein in kunnen (Bedijkte Maas). Dit geldt zowel voor seizoenbegrazing als voor jaarrondbegrazing.

Naast het terreingebruik zijn er vragen over het voedselpatroon van verschillende grazers in relatie tot de beheervorm (seizoen, jaarrond) en het gewenste beeld. Er wordt volop geëxperimenteerd met de inzet van (combinaties van) verschillende grazers (paarden, runderen etc.) en met verschillende rassen. Soms zijn keuzes ingegeven door praktische aspecten (bijvoorbeeld geen paarden voorhanden), maar de rol en het effect op de vegetatie varieert per type en ras. Zo zorgen Galloways voor gemiddeld meer structuur in de vegetatie dan huisvee (Razenberg & Willems 2014), maar voor het tegengaan van vegetatierutheid worden runderrassen met horens (Rode Geuzen) geprefereerd boven de hoornloze runderen

(Galloways), omdat ze beter in staat zijn om 'hout' op te ruimen. De laatste soort krijgt uit veiligheidsoverwegingen echter bij sommige beheerders de voorkeur in gebieden waar veel recreanten komen. FREE Nature, die met Rode Geuzen werkt, heeft echter de ervaring dat Rode Geuzen zich niet anders naar het publiek gedragen dan Galloways. Slecht gedrag zit niet in het ras, maar in ervaringen van dieren en in een al dan niet goede sociale kuddestructuur (schrift. med. C. Braat FREE Nature). Zo is het dagelijks begrazingsbeheer van uiterwaarden een mix van meningen, praktische keuzes en doelgerichte sturing met een beheerinstrument.

Door de meeste beheerders wordt het als waardevol ervaren om de ervaring die is opgedaan met begrazing te delen en openbaar te maken.

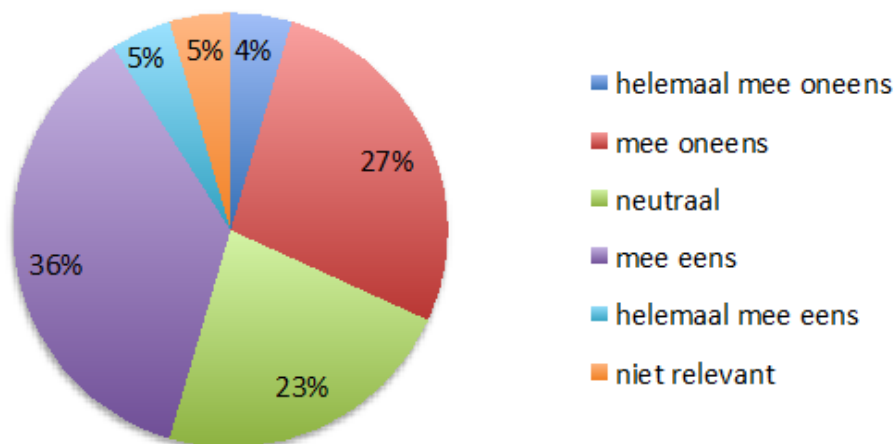
Over het algemeen zijn beheerders positief over het begrazingsbeheer voor het behalen van natuurdoelen (figuur 4.41). In 68% van de gebieden zijn de beheerders het eens met de stelling dat het begrazingsbeheer geschikt is voor het behalen van natuurdoelen. Er is één beheerder (Vreugderijkerwaard) die het helemaal eens is met de stelling. De overige 28% is gelijk verdeeld over 'neutraal' of 'mee oneens'.



Figuur 4.41 Uitkomst van de vraag in de interviewronde of begrazingsbeheer een geslaagd instrument is voor het behalen van natuurdoelen in uiterwaarden (22 gebieden).

Figure 4.41 Results of the interviews of managers in relation to achieving management targets in the floodplains (22 areas).

'Begrazingsbeheer is geslaagd voor beperken vegetatieruwheid'



Figuur 4.42 Uitkomst van de vraag in de interviewronde of begrazingsbeheer geschikt is voor het beperken van de vegetatieruwheid (22 gebieden).

Figure 4.42 Results of the interviews of managers in relation to limiting vegetation roughness in the floodplains (22 areas).

Op de stelling dat begrazingsbeheer geschikt is voor het beperken van de vegetatieruwheid zijn de antwoorden meer verdeeld. 36% van de beheerders is het met deze stelling eens, en 5% helemaal mee eens. Er zijn in dit geval echter meer beheerders die neutraal zijn (23%) of het met de stelling oneens zijn (27%) dan dat het geval was bij het behalen van de natuurdoelen. 4% is het er zelfs helemaal mee oneens en in 5% van de gebieden blijkt de vegetatieruwheid niet relevant (figuur 4.42)

5 Discussie

5.1 Algemeen

In deze discussie worden eerst kort de resultaten van de verschillende deelonderzoeken besproken. Vervolgens gaan we in op aspecten die niet direct in deze studie onderzocht zijn, maar die wel relevant zijn voor het vervolgonderzoek (§5.3). In §5.4 bekijken we of het onderzoek nieuwe inzichten heeft opgeleverd voor de initiële onderzoeksvragen. Tenslotte gaat paragraaf 5.5 in op de mogelijkheden voor vervolgonderzoek.

5.2 Opbrengst deelonderzoeken

Structural Equation Modelling (SEM)

Uit de SEM-analyses blijken zowel abiotische factoren als begrazing en beheer gerelateerde variabelen van invloed te zijn op de verandering in vegetatietype en op de geassocieerde biodiversiteit, maar doorgaans zijn de abiotische factoren sterker sturend. Begrazing alléén verklaart dus relatief weinig van de geobserveerde veranderingen in vegetatietypen en planten- en vlinderdiversiteit.

Verder is duidelijk dat de effecten van de verklarende variabelen op de diversiteit zowel direct van aard zijn (een soort verdwijnt of verschijnt direct ten gevolge van die factor), als ook indirect (via verandering in oppervlakte van een bepaald vegetatietype). Directe en indirecte effecten zijn lastig te ontkoppelen en dit heeft dus ook consequenties voor de mogelijkheden om te sturen via beheer.

Een aantal variabelen heeft tegengestelde effecten voor verschillende vegetatietypen die goed te duiden zijn. Zo heeft graasdichtheid een positief effect op de oppervlakte grasland en een negatief effect op de oppervlakte ruigte; het is bekend dat bij een hogere graasdichtheid grasland zich kan uitbreiden ten koste van ruigte. Veel van de waargenomen tegengestelde effecten tussen vegetatietypen zijn op een vergelijkbare manier te duiden. Daarom ligt de focus hier vooral op het verklaren van de resultaten voor het type grasland. Het is opvallend dat een hogere graasdichtheid, en in sommige gevallen een hogere topografische heterogeniteit, negatieve effecten lijkt te hebben op de plantendiversiteit. Dit lijkt in tegenspraak met een aantal andere studies die juist het belang van beide factoren voor een hoge diversiteit laten zien (o.a. Ruifrok *et al.* 2014). Echter, in die studies wordt een vergelijking gemaakt tussen begraasde en niet-begraasde gebieden. In onze studie zijn alle gebieden begraasd, maar verschilt de graasdruk en de graasperiode. Jaarrondbegrazing heeft andere effecten dan seizoenbegrazing, omdat bij jaarrondbegrazing het aantal ingeschaarde dieren veelal lager is dan bij seizoenbegrazing. Er lijkt ook sprake van een optimum in de graasdruk. Bij een hoge graasdruk neemt weliswaar de ruwheid af, maar tegelijk neemt ook de plantendiversiteit af. Wolters *et al.* (2001) geven aan dat bij extensieve jaarrondbegrazing de ontwikkeling van struweel en bos niet wordt tegen gegaan, terwijl bij intensieve begrazing struweel- en bosontwikkeling wel wordt onderdrukt. In de duinen blijkt al bij een relatief beperkte begrazingsdruk de ontwikkeling van ruigte en struweel beperkt te worden (Nijssen *et al.* 2014).

Het gemiddeld aantal kenmerkende rivierplantensoorten, de hier gebruikte maat voor plantendiversiteit, is fors toegenomen in de gebieden (van 23 tot 58), maar deze toename is dus minder sterk bij een hoge graasdruk. Waarschijnlijk komt dit doordat niet al deze plantensoorten gebaat zijn bij een hogere graasdruk. Zo bevat de lijst van kenmerkende rivierplantensoorten een groot aantal soorten die een lichte vorm van begrazing en betreding verdragen en hier mogelijk van profiteren, maar die niet bestand zijn tegen een hogere graasdichtheid (bijv. besanjelier, dotterbloem, bremrapen etc.). Eenzelfde redenering gaat

wellicht op voor de topografische heterogeniteit: volgens de literatuur leidt een toename van topografische heterogeniteit tot een hogere plantendiversiteit (door meer variatie en meer niches), maar het aantal kenmerkende plantensoorten, alsook de vlinderdiversiteit, werd in deze studie juist negatief beïnvloed door een hogere topografische heterogeniteit. Een mogelijke verklaring is dat begrazing en topografische heterogeniteit interacteren: de positieve effecten van begrazing zijn vooral werkzaam bij een lage topografische heterogeniteit en worden teniet gedaan bij hogere heterogeniteit (Ruifrok *et al.* 2014). Ook de oppervlakteverhoudingen zijn van belang. Bij een kleine oppervlakte rivierduin in een verder nat gebied, kan het rivierduin overbelast worden door grazers, die hier gaan rusten. Bij een meer evenwichtige verhouding tussen rivierduin en omringend gebied, is het effect op het rivierduin veel kleiner.

Overigens is er een interessant tegengesteld indirect effect waar te nemen: bij een hogere topografische heterogeniteit neemt de oppervlakte grasland toe, waardoor het aantal kenmerkende riviersoorten toeneemt. Net als voor de plantendiversiteit heeft de toename in oppervlakte grasland een positief effect op de vlinderdiversiteit. De lijst van aangetroffen soorten bevat dan ook vooral de wat algemenere dagvlindersoorten die voorkomen in graslanden en of ruigtes (hooibeestje, zandoogjes, koolwitjes, atalanta etc.). De effecten van begrazing en abiotiek op de vlinderdiversiteit zijn vergelijkbaar met die op de plantendiversiteit, behalve dat overstromingsfrequentie een opvallend positief effect heeft. Dit is opmerkelijk, omdat Lammertsma *et al.* (2001) juist aangeven dat poppen en rupsen slecht tegen inundatie kunnen. Hier kan echter meespelen dat de adulte vlinders, waar hier naar gekeken is, gebruik maken van nectarplanten die niet per definitie gekoppeld hoeven te zijn aan het larvale habitat (Lammertsma *et al.* 2001). Bovendien zijn de onderzochte uiterwaarden relatief droog: de hoogste overstromingsfrequentie is <20 dagen per jaar en in het merendeel van de gebieden is de overstromingsfrequentie zelfs minder dan 1 dag per jaar. Lammertsma *et al.* (2001) geven aan dat pas bij hoge overstromingsfrequenties (> 50 dagen per jaar) een soortenarme pionierfauna ontstaat.

Bij het onderzoek is gebruik gemaakt van de ecotopenkarteringen van Rijkswaterstaat. Als basis worden luchtfoto's gebruikt die niet altijd op hetzelfde moment in het jaar gemaakt zijn en tussen jaren kan in de loop van het groeiseizoen de ontwikkeling van de vegetaties aanzienlijk verschillen. Daarnaast wordt niet altijd dezelfde ecotoopindeling gehanteerd. Zo werden bij de eerste kartering boomgaard, griend, natuurlijk bos en productiebos onderscheiden, terwijl struweel ontbrak. Bij latere karteringen werd struweel wel onderscheiden en werd het aantal bostypen beperkt. Dit verschil is ondervangen door de onderscheiden ecotopen gedeeltelijk samen te voegen tot hogere eenheden. De ecotopenkartering voor de vegetatielegger in 2012 bleek een ander beeld op te leveren dan eerdere karteringen. Dit bleek het gevolg te zijn van een andere karteermethodiek. De gegevens van deze 4^e ronde van de ecotopenkartering zijn niet gebruikt voor de SEM-analyse.

Welke indicatoren zijn nu geschikt om de effecten van begrazing te volgen? Als maat voor de natuurwaarde is in de SEM analyses het voorkomen van karakteristieke rivierplantensoorten en van dagvlindersoorten gebruikt. Hierbij lag de nadruk op de eerste groep. Deze gegevens zijn grotendeels door de makers van Maas in Beeld en Rijn in Beeld op een standaard manier verzameld en vormen daarmee een betrouwbare maat voor de ontwikkeling van de diversiteit in de gebieden. Opmerkelijk is dat voor dagvlinders een positief verband met de inundatiefrequentie werd gevonden. Peters *et al.* (2008) geven aan dat veel vlindersoorten niet bestand zijn tegen winteroverstromingen. Deze relatie kon niet door de SEM analyses bevestigd worden.

Sprinkhanen geven een goede maat voor de structuurontwikkeling (Lammertsma *et al.* 2001), maar deze gegevens voor het riviereengebied zijn vooral uit de periode 2006-2010 beschikbaar en kunnen daardoor niet goed gebruikt worden om de ontwikkelingen binnen een gebied aan te geven. Kurstjens *et al.* (2005) geven aan dat sprinkhanen binnen enkele jaren reageren op omvorming van landbouwgrond naar bloemrijk grasland en ruigte, waarbij de toename van het aantal soorten vrij beperkt is, maar de toename in biomassa groot. Voor

het gebruik van sprinkhanen als indicator dienen zowel de soortsaamenstelling als de aantallen vastgelegd te worden.

Broedvogels zijn een goede maat voor de ontwikkeling van de structuur in een gebied. De meeste gebieden worden echter niet regelmatig of slechts deels geïnventariseerd, waardoor niet voor alle gebieden vergelijkbare gegevens beschikbaar zijn. Van Turnhout *et al.* (2007) laten zien dat onder invloed van natuurontwikkeling veel broedvogelsoorten, waaronder Rode Lijstsoorten, toenemen en slechts een beperkt aantal soorten afneemt. Soorten die toenemen, zoals soorten van open water, moeras, pionier-habitats en grasland, kennen na verloop van tijd echter weer een afname door de vegetatiesuccessie.

In veel uiterwaarden worden in het winterhalfjaar maandelijks de watervogels geteld. Het algemene patroon is dat door natuurontwikkeling soorten foeragerend op vis, waterplanten en benthos vooruit gaan, maar dat grasetende soorten achteruit gaan. De begrenzing van de telgebieden komt niet altijd overeen met de begrenzing van natuurontwikkelingsgebieden, hetgeen de analyse van effecten bemoeilijkt. De negatieve ontwikkelingen bij grasetende soorten zijn het gevolg van de omzetting van hoogproductief grasland naar natuurlijk grasland (Van den Bremer *et al.* 2009). De achteruitgang van het aantal grasetende soorten lijkt daarmee vooral een maat voor de korte termijn ontwikkelingen. Mogelijk is het aantal grasetende watervogels wel een geschikte maat om onderscheid te maken tussen jaarrondbegrazing en seizoenbegrazing. Razenberg & Willems (2014) hebben laten zien dat bij seizoenbegrazing door huisvee er meer plekken zijn met een relatief lage vegetatiehoogte, hetgeen voor grasetende watervogels aantrekkelijk is, terwijl bij jaarrondbegrazing de vegetatie meer een gemiddelde hoogte heeft.

Exclosure onderzoek

Uit het exclosure onderzoek blijkt dat de vestiging van houtigen bij de aanwezigheid van een gesloten vegetatiedek een langdurig proces is, dat bovendien ruimtelijk ongelijkmatig verdeeld is. Hierdoor zijn kleine vegetatieplots van 2 x 2 m, die wel geschikt zijn om de samenstelling van graslandvegetatie vast te stellen, feitelijk ongeschikt om de vestiging van houtigen in beeld te brengen, omdat de kans dat een houtige precies in het plot staat niet groot is. Bovendien zal een enkel plot een houtige hebben die steeds groter wordt en andere plots geen, waardoor statistische analyse niet mogelijk is. Duidelijk is te zien dat de 20-jarige exclosures op het Junner Koeland wel informatie geven (figuur 4.11), namelijk dat eetbare houtige soorten zich nauwelijks vestigen onder vrij intensieve seizoenbegrazing. Dit lijkt deels echter een gevolg van konijnenbegrazing, die juist op het Junner Koeland hoog is geweest. Hierdoor is het effect van koeien en pony's alleen weer moeilijker vast te stellen. In zijn algemeenheid is de conclusie dat het vestigen van houtigen in een gesloten vegetatiedek niet makkelijk gaat: het duurt lang, ook bij uitsluiten van grazers, voordat houtigen zich vestigen. Dit is bijvoorbeeld te zien in de Blauwe Kamer, waar na drie jaar slechts enkele meidoorns staan zowel binnen als buiten de exclosures, terwijl de exclosures zelf omringd zijn met grote meidoorns, die vol zitten met bessen. Wat wel snel gaat is klonale uitbreiding, zoals te zien bij het uitlopend sleedoornstruweel. Opvallend was ook hier echter, dat in het gebied met zeer weinig konijnen, koeien weinig invloed leken te hebben op struweeluitbreiding. Ook hier is een snelle kolonisering van open grasland door struweel geen vanzelfsprekendheid. Dit suggereert dat de ideale vestigingsomstandigheden voor houtigen vrij specifiek zijn, en dat ze niet zomaar overal opslaan.

Indien geen gesloten vegetatiedek aanwezig is kan er wel massaal opslag van wilgen plaatsvinden. Pelsma (2002) laat zien dat er optimale vestigingskansen voor wilgen zijn bij een overstromingsfrequentie tussen 100-150 dagen jaar met kale zandbodem als uitgangssituatie. Alleen maai-beheer of een intensief begrazingsbeheer kan dan ontwikkeling van struweel en bos voorkomen. Door begrazing worden de wilgjes uitgetrokken of beschadigd. Beschadiging leidt tot gevoeligheid voor hoogwater. De begrazing dient continu te zijn, omdat een jaar met minder grazers al kan leiden tot het doorschieten van wilgen, die dan niet meer door de grazers worden aangepakt. Het staken van de begrazing leidt tot wilgenbos (Pelsma *et al.* 2003)

Het is ook bekend dat akkers die omgevormd worden naar natuur sneller verbossen dan graslanden (waarnemingen G. Kurstjens). Dit zal ook te maken hebben met het ontbreken van een gesloten vegetatiedek op de akkers.

Het is relevant om in fase 2 uit te zoeken wat de randvoorwaarden zijn voor snelle vestiging of factoren die juist de vestiging van verschillende typen houtigen remmen. Te denken valt met name aan de rol van strooisel, kale grond, maar wellicht ook hoogte in het terrein, aangezien bijvoorbeeld meidoorns wel op een specifieke hoogte lijken voor te komen in bijvoorbeeld het Junner Koeland (specifiek de hoogwaterlijn van de overstroming uit 1998). Dit zou met aanspoeling van bessen te maken kunnen hebben, maar ook met goede vestigingsomstandigheden.

Hoewel de vestiging bij een gesloten vegetatiemat dus traag verloopt, is continuïteit van het begrazingsbeheer toch belangrijk. Dit bleek bijvoorbeeld in de Duursche Waarden, waar in 2001 niet werd begraasd vanwege de uitbraak van MKZ. In feite waren de Duursche Waarden in 2001 één grote enclosure. Dit had tot gevolg dat er in 2001 veel planten van de meidoorn niet werden begraasd. Deze planten konden zich verder ontwikkelen, maar werden nadat de begrazing hervat werd niet meer begraasd, omdat de stekels voldoende tot ontwikkeling waren gekomen. Hierdoor zijn in bepaalde delen van de Duursche Waarden de meidoorns vrijwel alle van dezelfde jaarklasse. Het slechts tijdelijk stoppen van begrazing kan dus ook tot ontwikkeling van bepaalde houtigen leiden.

Vergelijking effecten beheerregime binnen en tussen gebieden

Bij het vergelijken van de effecten van de beheerregimes tussen gebieden, valt op dat de soortenrijkdom per traject sterk kan verschillen (zie figuur 4.37). De resultaten van verschillend beheer binnen één gebied kunnen doorgaans wel goed met elkaar worden vergeleken, omdat de deelgebieden even lang in natuur(ontwikkelings)beheer zijn en omdat de abiotische omstandigheden redelijk goed vergelijkbaar zijn. Alleen voor de Stifitse waarden en De Rug gaat dit niet op; in het eerste gebied ligt het hooiland op een onvergraven kleibodem en het begrazingsdeel op een sterk verlaagd deel van de uiterwaard met een mix van water, zand en klei. Bij de ontwikkeling van De Rug zijn ook kanttekeningen te plaatsen. De hooilandpercelen zijn graslandpercelen met maaibeheer. Hier komen niet gemakkelijk bomen en struiken tot ontwikkeling. In de begrazingseenheid kwamen drie verschillende uitgangssituaties voor (schrift. med. H. Meertens, Stichting Ark): Hooggelegen graslanden, waar na 15 jaar begrazing weinig boompjes en struiken zijn gekiemd;

Zeer hoog gelegen oude akkers: dit vormt een voedselrijk pioniermilieu. Hier heeft massale opslag van voornamelijk vlier, wilgen en hardhoutoibossoorten plaatsgevonden;

Lager gelegen gegraven geul met matig voedselrijk pioniermilieu: hierin massale opslag van voornamelijk berk, wilg en populier.

Dit zijn drie verschillende uitgangssituaties, die verschillende biotopen vertegenwoordigen, waardoor het niet vreemd is dat hier in verhouding ook meer verschillende karakteristieke rivierplantensoorten voorkomen.

In de natuurontwikkelingsgebieden langs de Maas en de Rijntakken, waar reguliere landbouwgronden zijn omgevormd tot natuurontwikkelingsgebieden, hebben de extensief begraasde gebieden een hoger aantal karakteristieke rivierplanten dan de hooilanden. Dit heeft onder meer te maken met de betere vestigingskansen voor bijzondere soorten in begraasde gebieden, de rijkere structuur voor zoom-mantel soorten en de verspreiding van soorten door de grazers (direct of indirect). In hooilanden komen vaak enkele soorten in veel hogere dichtheden voor dan in begraasde gebieden, omdat verruiging/beschaduwing/concurrentie door het (jaarlijkse) maaien wordt tegengegaan. Onderzoek in het kader van Maas in Beeld/Rijn in Beeld heeft laten zien dat moeilijk van zogenaamde hooilandsoorten kan worden gesproken. Waar echte karwij in het ene gebied beperkt lijkt tot hooiland (bijv. Stifitse Waarden), komt in de andere uiterwaard de soort juist alleen voor in extensief begraasd gebied (Bloemplaat). Dit geeft aan dat ook andere factoren een rol spelen.

In vergelijking met de Waal zijn de twee trajecten van de Maas, die in deze studie zijn meegenomen (Zandmaas en Bedijkte Maas) minder soortenrijk. Het gevonden verschil heeft waarschijnlijk vooral te maken met het verschil in natuurlijke dynamiek (ongestuwd/hoogdynamisch en kalkrijk zandig langs de Waal versus gestuwd/laagdynamisch en kalkarm zandig/kleilig langs de onderzochte Maastrajecten). De bovenstroomse, dynamische en substraatrijke Maastrajecten kunnen zich qua soortenrijkdom overigens goed meten met de Waal.

Langs de Waal lijken de jaarrondbegraste terreinen gemiddeld soortenrijker zijn dan de seizoenbegraste natuurgebieden, maar dit wordt veroorzaakt door regionale verschillen in soortenrijkdom: het jaarrondbegraste Loevestein is net zo soortenrijk als de hiernaast liggende seizoenbegraste gebieden, maar beduidend soortenarmer dan de stroomopwaarts gelegen jaarrondbegraste gebieden. Voor de andere riviertrajecten zoals IJssel en Nederrijn ontbreken voldoende geschikte data van seizoenbegraste terreinen (omdat ze er niet zijn of omdat ze niet zijn onderzocht) voor de vergelijking. Voor de Bedijkte Maas en Zandmaas kon geen verschil tussen seizoenbegraste gebieden en een jaarrondbegraste gebieden worden aangetoond, omdat de beheersregimes gekoppeld zijn aan een specifiek deel van de rivier, die verschillen in soortenrijkdom. Het bovenstaande is in overeenstemming met de resultaten van de Structural Equation Modelling, waaruit ook naar voren kwam dat de abiotiek in hoge mate bepalend is voor de soortenrijkdom.

Ontwikkeling in de tijd

Het aantal karakteristieke rivierplantensoorten, neemt over het algemeen toe na de start van de natuurontwikkeling. Dit geldt zowel voor jaarrondbegrazing als seizoenbegrazing en maaien. Het aantal karakteristieke rivierplantensoorten wordt echter vooral bepaald door de ligging (zoals ook bleek uit de SEM-analyses). Omdat de verschillende beheervormen niet gelijkmatig over de riviertakken verdeeld zijn, werkt dit vertroebelend op eventuele effecten van het beheer.

Ontwikkeling vegetatiekwaliteit

Maaibeheer lijkt beter voor de vegetatiekwaliteit dan begrazingsbeheer. In de gemaaide gebieden is de kwaliteit van de stroomdalgraslanden en glanshaverhooilanden toegenomen en in de begraste gebieden niet. Deze vegetatietypen zijn echter gebaseerd op patroonbeheer (maaien) en niet op extensieve begrazing, zodat het niet verwonderlijk is dat de vegetatiekwaliteit door begrazing verandert. Bij jaarrond begrazing ontstaat een wat ruigere vorm van "stroomdalgrasland" met een andere soortensamenstelling. Dit komt overeen met de signalering van verschillende beheerders, die aangeven dat bij integrale begrazing deze vegetatietypen achteruit gaan. Ook Rotthier & Sykora (*in prep.*) concluderen dat intensief maai- of grasbeheer nodig is om de stroomdalvegetatie in stand te houden. Zij adviseren om met name in de zomer de grasdruk op te voeren.

Het is echter de vraag of hier werkelijk sprake is van achteruitgang en niet eerder van een verschuiving in de soortensamenstelling onder invloed van het gevoerde beheer. De tot nu gehanteerde indeling in vegetatietypen heeft zijn oorsprong in het gevoerde agrarisch beheer in het verleden. Het referentiebeeld voor deze vegetatietypen ligt ongeveer een eeuw geleden. Een andere en nieuwe beheervorm, zoals extensieve jaarrondbegrazing, levert ook soortenrijke en karakteristieke vegetaties, maar deze lijken niet te passen binnen de huidige vegetatietypenindeling. Hierdoor wordt mogelijk ten onrechte beoordeeld dat de vegetatiekwaliteit van enkele graslandtypen achteruit gaat, terwijl er juist sprake is van ontwikkeling van nieuwe graslandtypen.

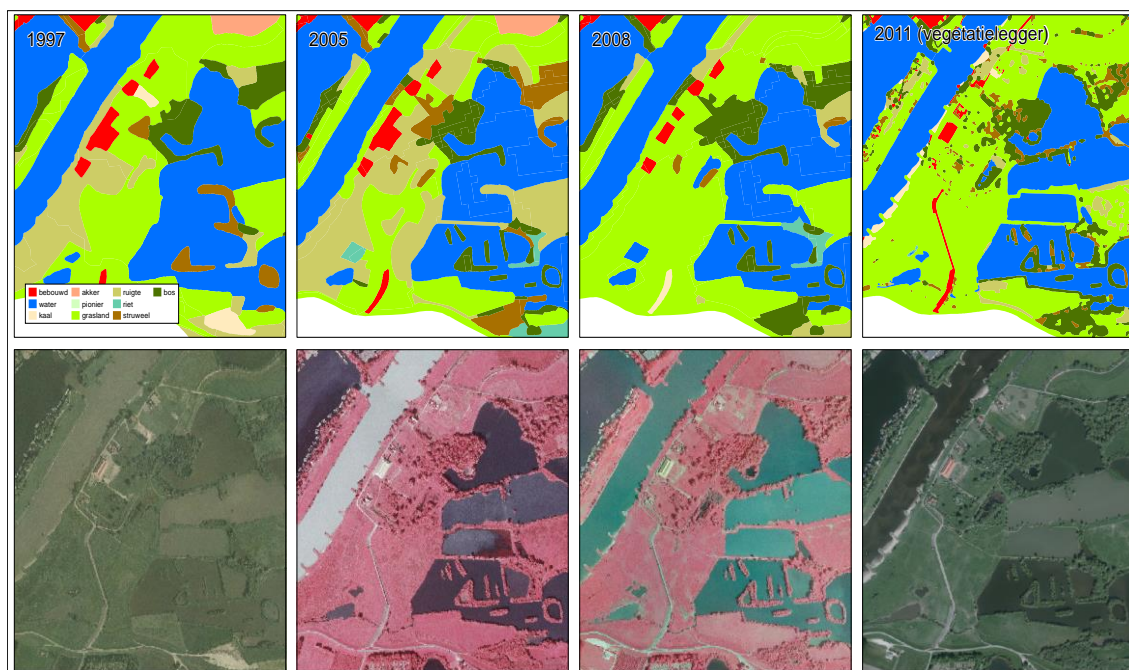
De kamgrasgraslanden, die ontstaan bij extensieve begrazing, zijn in de begraste gebieden wel duidelijk toegenomen ten koste van de raaigrasgraslanden. Dit kan wel als een duidelijke kwaliteitsverbetering worden gezien.

Ruwheid vegetatie

De ruwheid van de vegetatie neemt na de start van de natuurontwikkeling toe bij jaarrondbegrazing en (in mindere mate) seizoenbegrazing. Deze analyse is relatief grof omdat hij gebaseerd is op ecotoopkarteringen. Bij onderzoek bij het Naardermeer waar de vegetatiehoogte in het veld is vergeleken van seizoenbegraasd terrein met die van jaarrondbegraasd terrein, bleek dat in seizoenbegraasd terrein lage en hoge vegetaties domineren en in jaarrond begraasd terrein meer een gemiddelde vegetatiehoogte aanwezig was (Razenberg & Willems 2014). Bij de gebruikte ecotoopkarteringen (resolutie 20 m) vallen dit soort verschillen weg. Hierbij dient wel opgemerkt te worden dat bij jaarrondbegrazing de houtigen juist in het winterseizoen worden aangepakt. In de loop van het winterseizoen neemt de hoogte van de vegetatie en dan met name van de structuurbepalende soorten geleidelijk af (Van Velzen *et al.* 2003b). Indien bij jaarrondbegrazing de struwelen in de winter deels worden teruggezet en bij seizoenbegrazing niet, komt dit niet tot uiting in de ecotopenkartering, omdat in beide gevallen het vegetatietype nog steeds struweel is. Wel kan er een verschil in hoogte zijn. De ervaring van beheerders is dat seizoenbegrazing de struweelvorming minder sterk terugdringt dan jaarrondbegrazing.

Reeds eerder is opgemerkt dat de ruwheid van de vegetatiestructuurkartering bij de kartering van 2008 aanzienlijk verschilt met die van de kartering voor de vegetatielegger in 2012. Veel gebieden laten een opvallende afname in de berekende vegetatieruwheid zien in 2012, terwijl bij andere gebieden juist een toename van de ruwheid optreedt. Dit verschil heeft te maken met een verandering in de karteermethode: De minimumgrootte van de gekarteerde vlakken is veranderd. In 2008 en eerder was de minimumgrootte van ruige eenheden 20 bij 20 m en van overige eenheden (o.a. grasland) 50 bij 50 m, terwijl bij de vegetatielegger in 2012 de karteereenheid 5 bij 5 m was (zie figuur 5.1). Hierdoor werden bij eerdere karteringen kleine landschapselementen niet of nauwelijks meegenomen. In ruwe gebieden, gemiddelde k-waarde > 3, bleek de ruwheid lager te worden door deze nieuwe methode, terwijl bij relatief gladde gebieden de ruwheid een 20% hoger kwam te liggen (Anonymus 2011). Waarschijnlijk zijn de gevonden relaties in werkelijkheid sterker dan nu aangetoond kon worden.

Overigens zijn sowieso verschillen in de ecotoopkartering mogelijk als gevolg van de methode omdat de vluchtmomenten aanzienlijk kunnen verschillen. Zo werd de tweede cyclus van de ecotopenkartering van de Rijntakken gevlogen in mei-juni en de derde cyclus in augustus-september. Dit, in combinatie met interpretatieverschillen, kan leiden tot verschillende beoordelingen van de daadwerkelijk aanwezige vegetatie (zie ook de opvolgende karteringen in figuur 5.1). Dit maakt dat de ecotoopkarteringen eigenlijk geen geschikte informatiebron vormen voor dit soort gedetailleerde analyses.



Figuur 5.1 De ecotopenkartering van Meinerswijk in vier verschillende jaren. Tevens zijn de onderliggende luchtfoto's weergegeven (gegevens Rijkswaterstaat).

Figure 5.1 Ecotope mapping in Meinerswijk in four different years, including the underlying aerial images. (Data: Rijkswaterstaat).

Bij veel vormen van seizoenbeheer in de uiterwaarden ligt de veedichtheid hooguit een factor 2 hoger dan bij jaarrondbegrazing, omdat bij beide vormen van beheer een natuurdoelstelling geldt. Wolters *et al.* (2001) laten zien dat bij intensieve seizoenbegrazing in april en in de periode augustus-oktober naast gras ook consumptie van andere vegetatietypen plaatsvindt, terwijl dit bij extensieve seizoenbegrazing alleen in oktober het geval is. Bij relatief intensieve jaarrondbegrazing worden deze alternatieve vegetatietypen benut in de periode oktober–maart en bij relatief extensieve jaarrondbegrazing in het geheel niet. Het is dus niet verwonderlijk dat er geen verschil in ruweidsontwikkeling wordt geconstateerd bij jaarrond- en seizoenbegrazing, omdat over het algemeen sprake is van vrij extensieve begrazing. Benedenloops langs de Waal liggen vier gebieden: Gamerensche Waarden, Brakelse Benedenwaarden, Breemwaard en Loevestein, waarvan de eerste drie gebieden seizoenbegrazing kennen en Loevestein jaarrondbegrazing. De gemiddelde veedichtheid in deze gebieden verschilt en omdat de gebieden op korte afstand van elkaar liggen, is het verschil in abiotische omstandigheden beperkt. Er is in deze gebieden echter geen duidelijk verschil te zien in de ontwikkeling van de vegetatierutheid onder invloed begrazing bij verschillende veedichtheid (tabel 5.1). De Gamerensche Waarden hebben de hoogste veedichtheid, terwijl dit het enige gebied langs de benedenloop van de Waal is waar de rutheid in de periode 2008 – 2012 juist toeneemt. Naast de veedichtheid moeten hier dus nog andere factoren van invloed zijn, naast het effect van de gewijzigde karteringsmethodiek (zie boven).

Tabel 5.1 Overzicht van de veedichtheid en de ontwikkeling van de vegetatieruwheid per vierkante meter in vier gebieden langs de benedenloop van de Waal.

Table 5.1 Overview of the cattle densities and the development of vegetation roughness per m² in four areas along the River Waal.

gebied	beheer	veedicht heidstuk s/ha	gemiddelde ruwheid in 2008	gemiddelde ruwheid in 2012
Gamerensche Uiterwaarden	seizoen	2,5	2,26	3,27
Brakelse Benedenwaarden	seizoen	1,45	0,56	0,55
Breemwaard	seizoen	1,22	7,36	4,76
Loevestein	jaarrond	1	3,54	3,32

Bij toekomstige analyses moet niet alleen rekening worden gehouden met de veedichtheid maar ook met de productiviteit van het systeem, omdat dit van invloed is op de voedselsamenstelling. Op een zandige bodem loopt het aandeel grasachtigen in het voedsel bij toenemende veedichtheid veel sterker terug dan op een kleibodem (Wolters *et al.* 2001). In duingebieden levert begrazing een duidelijke reductie op van het aandeel ruigte en struweel (Nijssen *et al.* 2014). In de voedselrijke uiterwaarden leidt extensieve begrazing echter niet of nauwelijks tot een terugdringing deze vegetatietypen, hoogstens tot een vertraagde ontwikkeling.

Overigens is niet alleen de ruwheid van de vegetatie bepalend voor de doorstroombaarheid van de uiterwaard, maar ook de configuratie van de verschillende componenten. Een struweel van 5 bij 100 m haaks op de stroomrichting levert veel meer weerstand dan een vergelijkbaar struweel parallel aan de stroomrichting. Dit is in deze analyses niet meegenomen.

Ervaringen beheerders

Het beheer van de uiterwaarden is gericht op het tot ontwikkeling brengen van de potenties van het gebied (botanisch beheer, weidevogels) of op het omgaan met de mogelijkheden binnen de praktische beperkingen (oppervlakte, beschikbare grazers, aanwezigheid hoogwatervrije plaatsen). De natuurdoelen zijn hier vaak op afgestemd. Tot op heden ervaren weinig terreinbeheerders een conflict tussen veiligheid en natuur. Wel wordt opgemerkt dat een gladde vegetatie (eis Stroomlijn voor stroombanen) niet past bij een nagestreefd mozaïek in het landschap en de daarmee samen hangende SNL-doelen. Beheerders willen graag meer inzicht in de onderliggende rekenregels ten aanzien van de vegetatieruwheid en een duidelijke koppeling met de praktijk. Zo hebben beheerders de ervaring dat riet tijdens hoog water direct plat slaat (en dan waarschijnlijk minder weerstand oplevert), maar het is nu niet duidelijk of dit is meegenomen in de huidige ruweheidsberekeningen. Voor natte ruigte geldt dat de hoogte in de loop van het winterseizoen, ook zonder begrazing, sterk achteruit gaat (Van Velzen *et al.* 2003). Over het algemeen grijpen beheerders incidenteel in om plaatselijk ruigte, struweel of bomen te verwijderen. Afzetten van houtigen kan volgens de terreinbeheerders het beste in het groeiseizoen plaatsvinden (na het broedseizoen) dan groeit het minder snel terug, dus niet afzetten in de winter.

Beheerders denken dat op termijn begrazing onvoldoende is om de ontwikkeling van houtopslag in uiterwaarden tegen te houden en dat er cyclisch beheer zal moeten plaatsvinden. Beheerders bevestigen dat tijdens de inrichting of vlak daarna, vooral bij maaiveldverlaging, massaal wilgen tot ontwikkeling kunnen komen, die later door de grazers onvoldoende aangepakt worden. Dit kan ondervangen worden door tijdens de inrichting al een begrazingsbeheer toe te passen. Dit wordt ook al aangegeven door Peters (2009). Het tijdelijk stopzetten van begrazing kan tot definitieve vestiging van houtigen leiden, zoals de

Duursche Waarden hebben laten zien. De akkers en de gegraven geul bij De Rug hebben bijvoorbeeld te lang braak gelegen (minstens 1 jaar). De begrazing kan vervolgens de bosontwikkeling niet meer terugdringen (schrift. med. H. Meertens, Stichting Ark). Het startmoment van de begrazing en de aanwezige vegetatie blijven sleutelfactoren die in hoge mate bepalend zijn voor de resulterende natuurontwikkeling.

Er zijn nog niet veel ervaringen met aanvullend sturen op het ruimtegebruik door grote grazers. Wel blijkt dat een strook die enkele keren aanvullend gemaaid wordt, vaak jarenlang intensiever begraasd wordt omdat hier malser gras domineert. Indien de oppervlakte hiervan groter wordt, neemt de graasdruk af op het gemaaid gebied en vermindert dit effect (schrift. med. L. Linnartz, Stichting Ark).

Wat betreft de effecten op fauna geven terreinbeheerders aan dat overblijvende vegetatiestructuur in de winter een belangrijk element voor fauna is. Dit is relevant omdat voor hoogwaterveiligheid het voorschrift vaak luidt dat gebieden juist kaal de winter in moeten. In dat geval is het belangrijk in elk geval langs de randen van het gebied voldoende vegetatiestructuur te houden, van waaruit herkolonisatie plaats kan vinden, anders verarmt het gebied.

5.3 Overige relevante aspecten

Deze paragraaf geeft aanvullende informatie over de effecten van begrazing, die niet uit de verzamelde data is afgeleid, maar uit bestaand onderzoek.

Natura 2000-waarden

Bijlage 1 geeft een overzicht van de instandhoudingsdoelen voor de Natura-gebieden in het rivierengebied. Deze instandhoudingsdoelen zijn over het algemeen conservatief en gericht op het behoud (en waar nodig uitbreiding) van bestaande waarden. De habitattypen omvatten drie soorten grasland: glanshaver- en vossen–staarthooiland en stroomdalgrasland. Deze habitattypen blijken zich niet goed te ontwikkelen bij huidige begrazingsbeheer. De eerste twee soorten graslanden zijn gebonden aan hooilandbeheer en het stroomdalgrasland gaat volgens een deel van de terreinbeheerders vaak achteruit bij begrazingsbeheer, omdat de dieren zich hier meer dan gewenst concentreren. Ook de omgekeerde situatie kan zich voordoen: In de Millingerwaard wordt juist voorgesteld om de begrazingsdruk op te voeren, omdat zich nu een te ruige vorm van stroomdalgrasland ontwikkelt. Hiervan denken sommige deskundigen dat het uiteindelijk weer zal verdwijnen, terwijl de terreinbeheerder verwacht dat het zich in een wat ruigere vorm in een minder duidelijk afgebakend habitat met meer mozaïeken zal handhaven (Anonymus 2008). Voor stroomdalgrasland is vaak een wat hogere begrazing in de zomer nodig, terwijl de dichtheden bij jaarrondberazing op de voedselbeschikbaarheid in de winter afgestemd zijn (Rotthier & Sykora *in prep*).

Herbivore watervogels (eenden en ganzen) zijn (als wintergast) een belangrijke Natura 2000 waarde. Deze soorten hebben voor hun voedselvoorziening een voorkeur voor productiegroenland. Van den Bremer *et al.* (2009) hebben laten zien dat na natuurontwikkeling deze groep vogels dan ook snel achteruit gaat. Waarschijnlijk zoekt een deel van deze vogels nieuwe foerageergebieden elders in de uiterwaarden of binnendijks.

Bij de herinrichting van uiterwaarden wordt per project, meestal in een passende beoordeling, bepaald of er Natura 2000–doelen geschaad worden en of planaanpassingen nodig zijn. De instandhoudingsdoelen zijn in het algemeen gericht op behoud en uitbreiding van bestaande waarden. Deze zijn lang niet altijd gerelateerd aan een dynamisch riviersysteem, omdat de laatste eeuw de dynamiek van de rivier juist steeds meer aan banden is gelegd. Door natuurontwikkeling ontstaat ruimte voor natuurlijke dynamiek en daarmee voor nieuwe of verdwenen waarden, die (nog) niet als Natura 2000-doel

bestempeld zijn, maar die wel zeggingskracht hebben over het herstel van de processen. De instandhoudingsdoelen vormen dus niet altijd de beste maatstaf voor het bepalen van het succes van een natuurontwikkelings- of begrazingsproject. Als alternatief kan bijvoorbeeld gekeken worden naar het aantal karakteristieke rivierplantensoorten, waarmee een directere link gelegd kan worden met de processen in het gebied. Dit is ook in de huidige studie toegepast.

Faunistische waarden anders dan Natura 2000-waarden

In de SEM-analyse zijn alleen dagvlinders als faunistische waarde meegenomen. Daarom zijn aanvullende resultaten uit andere studies bekeken om de effecten van begrazing op fauna nader te duiden.

Hoewel geleedpotigen en grote grazers beide belangrijke componenten zijn van graslandecosystemen, is er weinig kennis over hoe grazers de diversiteit van geleedpotigen beïnvloeden. Van Klink *et al.* (2015) hebben op basis van literatuuronderzoek het effect van een toenemende begrazingsdruk op de plant- en geleedpotigendiversiteit onderzocht. De plantdiversiteit werd niet negatief beïnvloed maar die van de geleedpotigen wel. Voor dit laatste waren drie oorzaken aan te wijzen:

- onbedoelde predatie en verhoogde verstoring;
 - afname in de beschikbare biomassa voedselbron;
 - veranderingen in plantendiversiteit, vegetatiestructuur en abiotische omstandigheden.
- Zij concluderen dat begrazing alleen een verhoging in de diversiteit van geleedpotigen oplevert indien de toename in de (a)biotische heterogeniteit het verlies aan voedselbronnen en de verhoogde sterfte compenseert.

Nijssen *et al.* (2014) hebben gekeken naar begrazingsbeheer in relatie tot herstel van faunagemeenschappen in droge duingraslanden in zowel de duinen in het Waddendistrict als in het Renodunaal district (Zeeland, Noord- en Zuid-Holland). Begrazing wordt in de duinen ingezet om verruiging door hoge grassen en struwelen tegen te gaan. In beide districten leidt de huidige begrazing tot een afname van verruiging en strooisel. Op de fauna is over algemeen een positief effect maar dit verschilt tussen diergroepen en tussen vormen van beheer.

Begrazing in duingebieden verhoogt de voedselkwaliteit van grassen licht en leidt tot een lagere vegetatiestructuur. In combinatie met de afname van de strooisellaag levert dit een warmer en meer gevarieerd microklimaat op. Begrazing heeft een overwegend negatieve invloed op de dichtheid van de bodemfauna. Vooral de grotere soorten hebben profijt van een koel en constant microklimaat in hoge vegetatie, terwijl kleinere soorten juist meer voorkomen bij een warmer en gevarieerder microklimaat in lage vegetatie.

In de duinen heeft begrazing een licht negatief effect op vogels van open duin en van hoog struweel, terwijl effecten op broedvogels van ruigtes en laag struweel wisselend zijn. Begrazing met gemengde kuddes met een hoge graasdruk in het Waddendistrict heeft een positief effect op vogels van het open duin en in het Renodunaal district, waar veelal met koeien wordt begraasd veelal een negatief effect op de groep van scholekster, tapuit en veldleeuwerik. Vanwege de wisselende effecten van begrazing, pleiten Nijssen *et al.* (2014) dan ook voor een gevarieerde graasdruk, hetzij door het ontwikkelen van natuurlijke graasgradiënten hetzij door een sterke actieve sturing op de graasdruk. Dit laatste is over het algemeen kostbaarder dan integrale begrazing en wordt als minder natuurlijk ervaren.

In uiterwaarden is vaak sprake van een optimum voor verschillende broedvogelsoorten na de start van de natuurontwikkeling waarna deze vogelsoorten weer afnemen door de vegetatieontwikkeling (Van Turnhout *et al.* 2007). Afhankelijk van het stadium van de vegetatiesuccessie verandert de soortensamenstelling. De patronen zijn voorspelbaar: hoe meer verruiging van de vegetatie, des te meer ruigtesoorten en des te minder soorten van open grasland. Hierbij is dan ook nog de interactie met inundaties van belang (Lensink *et al.*

2004). Wanneer begrazing de successie vertraagt (wat de bedoeling is) worden de periodes waarin voor bepaalde vogelsoorten een optimale situatie aanwezig is opgerekt.

Door Lammertsma *et al.* (2001) zijn de effecten van begrazing en inundatie op ongewervelden in uiterwaarden in beeld gebracht. Sprinkhanen profiteren van een afwisselend patroon in de vegetatie, waarbij runderbegrazing een geschikter patroon oplevert dan begrazing door paarden en schapen, die een afwisseling van kaalgevreten en onaangetaste ruigte laten ontstaan. Bij sterkere begrazing neemt de draagkracht voor sprinkhanen af. Voor dagvlinders geldt dat ingrepen of verstoring in het larvale stadium (overstroming, maaien) vaak bepalend zijn voor het voorkomen van het adulte stadium. Grote grazers zijn voor dagvlinders op korte termijn vaak negatief maar op langere termijn positief door het creëren van vestigingskansen voor waardplanten. Daarnaast ontstaan op langere termijn op kleine schaal door mozaïekvorming in de vegetatie en door landschapsvorming op grote schaal (parklandschap) mogelijkheden voor soorten met verschillende vegetatiestructuurvoorkeuren. In de hier uitgevoerde SEM-analyse is de vegetatiestructuur gebaseerd op de ecotoopindeling. In de ecotopensystematiek komt kleinschalige variatie echter niet tot uitdrukking. Een doornstruweel kan een veelheid aan soorten herbergen, met zowel bosgebonden soorten, bewoners van mantel- en zoomvegetaties als mede ruigte- en graslandsoorten. Ook structuurvariatie is van belang, waarbij begrazing een belangrijke voorwaarde kan zijn voor de realisatie hiervan. Over het algemeen hebben ecotopen met een hogere biomassa een grotere draagkracht voor ongewervelden. Kleiige bodems hebben een grotere productie en daardoor hogere dichtheden aan ongewervelden dan schaars begroeide oeverwalecotopen of ontkleide uiterwaarden. Reliëvolgend ontkleien lijkt een negatief effect te hebben op de diversiteit en biomassa van insecten op vegetaties in uiterwaarden. Er kan echter ook een positief effect optreden doordat er meer differentiatie in bodemtypen ontstaat. Dit laatste is ook door Pelsma *et al.* (2003) gevonden, maar wel was de biomassa beduidend lager dan in niet ontkleide delen.

De samenstelling van de ongewervelde fauna in de uiterwaarden is uniek door het dynamische karakter van het rivierengebied met frequente overstromingen. Met name wanneer er gekeken wordt naar specifiek riviergebonden soorten zijn het zomerbed en de uiterwaardecotopen veruit het belangrijkste. De grootste diversiteit aan zeldzame soorten kan verwacht worden op de graslandecotopen (oeverwal en uiterwaard), zodat onderzoek aan ongewervelden (fase 2) zich in ieder geval zich op deze ecotooptypen moet richten (Lammertsma *et al.* (2001).

Dynamiek

In het Nederlandse riviersysteem is de natuurlijke dynamiek grotendeels aan banden gelegd, waardoor processen als erosie en sedimentatie nauwelijks nog optreden. Hierdoor wordt de in de uiterwaarden optredende vegetatiesuccessie van grasland naar bos niet of nauwelijks meer door natuurlijke processen teruggezet. Alleen intensieve begrazing kan de ontwikkeling van grasland naar struweel en oibos tegenhouden (Pelsma *et al.* 2003). De graasdruk bij jaarrondbegrazing kan echter zo laag zijn dat, eenmaal gevestigd, soorten als sleedoorn, meidoorn en hondsroos weinig begraasd worden en zich tot struweel kunnen ontwikkelen. Wolfert *et al.* (2005) geven aan dat in dat geval door het ontbreken van natuurlijke processen de vegetatiesuccessie teruggezet moet worden bijvoorbeeld door cyclisch rivierbeheer (figuur 5.3).

Beheer en sedimentatie

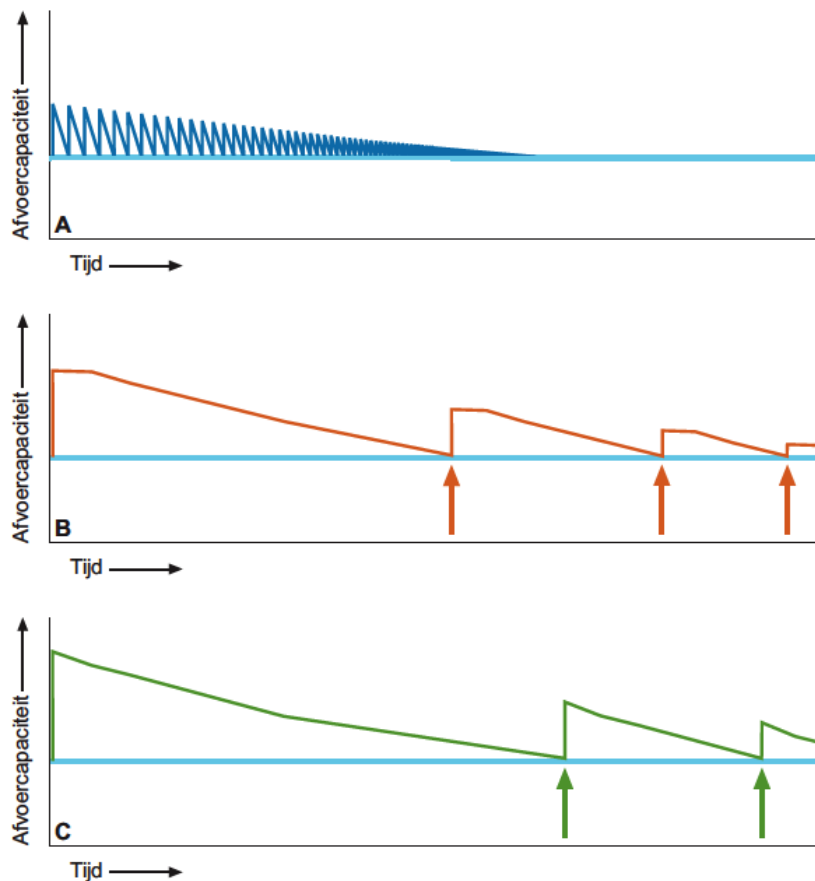
De ontwikkeling van uiterwaarden is niet alleen afhankelijk van het gevoerde beheer, maar ook van de natuurlijke processen die zich in de uiterwaard afspelen. Op korte termijn is het beheer vooral van invloed, maar op langere termijn gaan natuurlijke processen een belangrijke rol spelen. In de onderstaande alinea wordt hier nader op ingegaan.

Door Makaske & Maas (2007) is de ontwikkeling van de veiligheid in het rivierengebied in beeld gebracht en hoe hier de vegetatiesuccessie op van invloed kan zijn. Op de korte

termijn (<10 jaar) kan de vegetatieontwikkeling bij natuurlijk en halfnatuurlijk beheer het effect van rivierverruimende maatregelen teniet doen. Mogelijk kan inzet van andere soorten grazers zoals rode geuzen of wisenten, die meer houtigen consumeren, de successie verder vertragen. Op langere termijn (>30 jaar) heeft ook sedimentatie van de uiterwaarden een belangrijke invloed op de doorstroomcapaciteit. Rivierverruimende maatregelen zijn het duurzaamst bij intensief natuurbeheer in de uiterwaard. Voor cyclisch beheer betekent dit dat door intensief natuurbeheer periodieke dure maatregelen (zoals het uitbaggeren van een nevengeul of het opnieuw verlagen van een deel van de uiterwaard) minder frequent hoeven plaats te vinden (figuur 5.3). De studie van Makaske & Maas (2007) richt zich op de meest kosteneffectieve vorm van veiligheidsbeheer en gaat niet in op de effecten van het beheer op de natuurwaarden. Wel geven zij aan dat intensief vegetatiebeheer de effecten van (half-)natuurlijk beheer op natuurwaarden volledig teniet doet en daarom beschouwen zij dit niet als een realistisch alternatief.

Door overruimte te realiseren in de vorm van bijvoorbeeld een extra geul, wordt de noodzaak om frequent in te grijpen drastisch gereduceerd. Het is wel belangrijk deze overruimte duidelijk (administratief) te koppelen aan een bepaalde vegetatieontwikkeling als dit zo is afgesproken. Nog mooier is het om deze benadering uiterwaard-overstijgend toe te passen, omdat compensatie voor vegetatieontwikkeling niet altijd binnen dezelfde uiterwaard gerealiseerd kan worden. Dan ontstaat pas echt ruimte voor variatie en wordt het combineren van natuur en veiligheid in de praktijk mogelijk.

Een ander aandachtspunt is dat door rivierverruiming meer slibsedimentatie plaatsvindt doordat de stroomsnelheden afgenomen zijn. Hierdoor ontstaat een voedselrijker milieu dan bij zand- of grindafzettingen, terwijl vegetaties op schralere gronden veelal waardevoller zijn. Dit kan dus een ongewenst neveneffect van rivierverruimende maatregelen zijn.



Figuur 5.3 De benodigde onderhoudsinspanning om de afvoercapaciteit op peil te houden bij cyclisch beheer. A) Bij halfnatuurlijk en natuurlijk beheer zijn door de snelle verruiging (=verruwing) zeer frequente ingrepen nodig om de afvoercapaciteit op peil te houden. De hier toegepaste ingrepen zijn het periodiek verwijderen van de vegetatie. Door voortgaande sedimentatie leidt het verwijderen van vegetatie op den duur niet meer tot voldoende herstel van de afvoercapaciteit. B) Bij intensief beheer is het aanleggen van een nevengeul een relatief duurzame maatregel. Het opnieuw uitbaggeren van de geul tot de oorspronkelijke diepte (rode pijl) leidt tot gedeeltelijk herstel van de afvoercapaciteit van de uiterwaard. Door voortgaande sedimentatie in de uiterwaard buiten de geul moet de maatregel steeds sneller herhaald worden. C) Bij intensief beheer is het verlagen van de uiterwaard (met daarna het handhaven van grasland) nog duurzamer dan het aanleggen van een nevengeul. Omdat uiterwaardverlaging enkele malen duurder is dan het aanleggen van een nevengeul is het laatste, ondanks de hogere benodigde herhalingsfrequentie, kostenefficiënter. Ook bij uiterwaardverlaging geldt dat door voortgaande sedimentatie in de rest van de uiterwaard het herhalen van de maatregel niet leidt tot volledig herstel van de afvoercapaciteit (uit: Makaske & Maas 2007).

Figure 5.3 The required effort needed to maintain discharge levels through cyclic management; A) in natural and semi-natural management are replaced by the rapid requirement to intervene in order to maintain discharge capacity. B) with intensive management the creation of a secondary channel provides a long-lasting solution in which the re-dredging of the channel leads to partial recovery of the discharge capacity. By rapid sedimentation the dredging must be repeated frequently. C) with intensive management the lowering of the floodplain is more sustainable than the creation of a secondary channel. The lowering of the floodplains is several times more expensive than the creation of a second channel despite its higher maintenance costs. Furthermore, sedimentation at the rest of the floodplain will not lead to recovery of the discharge capacity. (Taken from: Makaske & Maas 2007).

Uit figuur 4.40 komt naar voren dat bij begrazingsbeheer de ruwheid van de vegetatie in de tijd toeneemt. Dit betekent niet dat bij jaarrondbegrazing de uiterwaard volledig dichtgroeit. Onderzoek in Junner Koeland heeft laten zien dat in begraasde gebieden cyclische successie kan plaatsvinden (Olf *et al.* 1999, Bakker *et al.* 2004, Smit *et al.* 2010), waarbij gras overgaat in ruigte, vervolgens in struweel en bos, maar uiteindelijk weer teruggezet wordt naar grasland. Op landschapsschaal is er geen statisch patroon van de structuurtypen, maar zij bewegen door het landschap; de zogeheten schuivende mozaïeken (Smit & Ruifrok 2009). Elke plek maakt dus verschillende successiestadia door, die weer omkeerbaar zijn. Een plek die verruigt kan doorschieten naar struweel, maar soms ook weer teruggezet wordt door de grazers naar kort grasland, zoals ook in de Blauwe Kamer is waargenomen (Langbroek *et al.* 2013). Veel beheerders geven echter aan dat er vaak sprake is van een stabiele situatie, waarbij weinig verschuiving tussen vegetatiestructuurtypen plaatsvindt. Waarschijnlijk heeft dit te maken met een combinatie van de relatief jonge leeftijd van de meeste natuurontwikkelingsgebieden en de beperkte omvang van de meeste begrazingseenheden.

Bij rivierverruimende maatregelen moet rekening worden gehouden met voldoende overruimte voor de ontwikkeling van mozaïeken en de daarbij behorende ruwheid, zodat begrazing en de daarbij behorende natuurwaarden ook gerealiseerd kunnen worden. Daarnaast moet rekening worden gehouden met sedimentatie op langere termijn. Dit kan in de vorm van het opstellen van een ontgrondingsplan om voor de sedimentatie te compenseren.

In de meeste uiterwaarden is de ontwikkelingsreeks nog te kort om bos weer te kunnen terugzetten naar grasland onder invloed van begrazing. Het is onwaarschijnlijk dat de successie in de uiterwaarden daarvoor voldoende lang ongestoord zijn gang kan gaan. Veel natuurontwikkelingsgebieden zijn nu 10-20 jaar oud en in een aantal gebieden grijpt men in het kader van de veiligheid nu al in de vegetatiesuccessie in. Hooguit buiten de stroombanen bestaat in principe de mogelijkheid om schuivende mozaïeken zich te laten ontwikkelen. Indien echter in de stroombanen ingegrepen wordt zal dit de vegetatieontwikkeling beïnvloeden en daarmee het gebiedsgebruik van de grazers in het terrein. Dit betekent dat de mogelijkheden voor schuivende mozaïeken in uiterwaarden beperkt zijn en dat dit alleen mogelijk is indien bij de natuurontwikkeling er voldoende overruimte ontwikkeld wordt om ook langdurige vegetatiesuccessie in de uiterwaarden toe te staan. Dit laatste is vanuit natuurperspectief te prefereren.

5.4 Antwoorden op de onderzoeksvragen

In paragraaf 1.2 zijn onderzoeksvragen voor deze studie geformuleerd. In deze paragraaf wordt gekeken of op basis van Fase 1 van deze studie een eerste antwoord op deze vragen kan worden gegeven.

Huidige inzet begrazing en beoordeling effecten

De inzet van begrazing in de uiterwaarden is momenteel afgestemd op de potenties (botanisch beheer of behoud vogelrijkdom) en daarnaast op de praktische mogelijkheden. Bij dit laatste moet gedacht worden aan de lokale beschikbaarheid van grazers en de aanwezigheid van hoogwatervluchtplaatsen in het gebied. De insteek van de beheerders is praktisch en de natuurdoelen zijn hier vaak op afgestemd. Lang niet altijd zijn er kwantitatieve natuurdoelen geformuleerd voor het begrazingsbeheer in het betreffende gebied. Omdat het vaak gaat om herstel van natuurlijke processen is er vaak sprake van natuurontwikkeling met een "open einde". Hierdoor is het niet altijd mogelijk om de effecten van begrazing concreet te toetsen aan de gerealiseerde natuurdoelen. Aan het eind van deze paragraaf wordt een voorstel gedaan voor het hanteren van indicatorsoorten.

Beoordeling beheerders over begrazing

De beheerders zijn overwegend positief (73%) over het gebruik van begrazing als beheermaatregel in uiterwaarden. De bevindingen verschillen echter sterk per gebied en worden toch vooral bepaald door de lokale omstandigheden.

Welke uiterwaarden zijn geschikt voor beoordeling effecten beheer?

Uit de SEM-analyse komt naar voren dat de abiotische kenmerken van het rivierengebied in hoge mate sturend zijn voor de ontwikkeling in de natuurontwikkelingsgebieden. Dit betekent dat voor de beoordeling van effecten van beheer ingestoken moet worden op onderzoek in gebieden die grotendeels dezelfde abiotische kenmerken hebben en alleen verschillen in het gevoerde beheer. De volgende onderzoeksgebieden komen hiervoor in aanmerking: Gelderse Poort, de Waal tussen Zaltbommel en Gorinchem, het Maasgebied rond Roermond en mogelijk de Nederrijn-Lek. In dit laatste gebied liggen de jaarrond- en seizoenbegraste gebieden wel ruimtelijk deels gescheiden (zie figuur 4.1)

Effect begrazingsdichtheid op natuurdoelen en vegetatieruwheid

In de meeste natuurontwikkelingsgebieden heeft begrazing een positief effect op de natuurdoelen (kenmerkende plantensoorten). Het aantal soorten neemt in de tijd toe bij een begrazingsregime en deze toename is sterker dan bij maaibeheer. Er zijn geen duidelijke verschillen tussen seizoen- en jaarrondbegrazing gevonden. De huidige veedichtheid is bij beide beheerregimes in de meeste gebieden relatief laag, waardoor geen duidelijk verschil in effect te zien is. Ook zijn de beheertypen niet homogeen over het rivierengebied verdeeld, waardoor de invloed van de abiotische omstandigheden vertroebelend werkt. Lokaal kunnen duidelijk ook negatieve effecten van graasdruk optreden. Uit de SEM-analyse blijkt dan ook dat het aantal kenmerkende plantensoorten afneemt bij toenemende graasdruk.

Mogelijk belangrijker dan het type begrazing is het tijdstip waarop de begrazing gestart wordt. Als het te lang duurt voordat een gebied na herinrichting in beheer genomen wordt, of als er tussentijdse onderbreking van het beheer plaatsvindt, kunnen struweel- en boomsoorten zich vestigen, die vervolgens door extensief begrazingsbeheer niet meer teruggedrongen kunnen worden. Een voorbeeld hiervan zijn de voormalige akkers en de gegraven geul bij De Rug (Maas) en de Duursche Waarden (IJssel).

Effect lokale terreinkenmerken

Uit de SEM-analyse komt naar voren dat de abiotische kenmerken van het rivierengebied in hoge mate sturend zijn voor de ontwikkeling van vegetaties in de natuurontwikkelingsgebieden. Verschillen tussen gebieden in bedekking en soorten-samenstelling, zijn in de eerste plaats te verklaren vanuit de verschillen in abiotische omstandigheden in die gebieden. De microvariatie binnen een gebied kan echter ook invloed hebben op de mate waarin de verschillende terreindelen begraasd worden en dus hoe de vegetatie zich ontwikkelt. Als bijvoorbeeld een natuurontwikkelingsgebied steeds uitgebreid wordt met nieuwe terreindelen, zoeken de dieren de meest productieve sappige graslanden op, en blijven de schralere natuurgraslanden onderbegrast met verruiging als gevolg. Ook indirecte effecten kunnen een rol spelen: Als het waardevolle stroomdalgrasland bijvoorbeeld net op de favoriete droge plek ligt waar de grazers graag rusten, kan dit leiden tot lokale overbemesting. Het blijft dus maatwerk zolang de arealen nog beperkt zijn.

Effect op kenmerkende faunasoorten

Het rivierenlandschap is sterk aan het veranderen: er ontstaat meer ruigte en ook meer struweel en bos na ca. 20-25 jaar natuurontwikkeling met (jaarrond)begrazing. Als gevolg hiervan zijn veel soorten dieren en planten toegenomen (Peters & Kurstjens 2008, Kurstjens & Peters 2011). Er zijn echter ook soorten die niet profiteren (moerassoorten) of zelfs achteruitgaan (weidevogels, herbivore watervogels) (Van Turnhout *et al.* 2007, Van den Bremer *et al.* 2009).

Uit eerdere studies komt naar voren dat extensieve begrazing voor veel soorten een positief effect heeft op diversiteit en abundantie, doordat er een afwisselend patroon in de vegetatie

ontstaat met verschillende microklimaten. Hierbij creëert begrazing door runderen een geschikter patroon dan begrazing door schapen of paarden. Paarden en schapen grazen selectiever en netter, waardoor scherpere overgangen tussen wel- en niet-begraasde delen ontstaan (Lammertsma *et al.* 2001).

Daarnaast kan begrazing onbedoelde negatieve effecten hebben zoals verhoogde sterfte van geledpotigen en afname van de beschikbare biomassa. Begrazing heeft vooral een positief effect op de diversiteit van geledpotigen, indien de verhoging van de (a)biotische heterogeniteit de negatieve effecten van begrazing (verlies voedselbronnen en verhoogde sterfte) compenseert (Van Klink *et al.* 2015). Hoewel het gemiddeld aantal soorten vlinders vóór het begrazingsbeheer iets lager was dan na het begrazingsbeheer (paragraaf 4.3.2), kwam in de SEM analyses een negatief effect van graasdichtheid op de vlinderdiversiteit naar voren. De hoeveelheid data in deze analyse is echter beperkt, zodat nader onderzoek in fase 2 aan te raden is.

De belangrijkste conclusie op basis van bestaand onderzoek is dat begrazing gunstig kan zijn voor de ene faunagroep en ongunstig voor de andere groep. Nijssen *et al.* (2014) pleiten dan ook voor een gevarieerde graasdruk, hetzij door natuurlijke graasgradiënten hetzij door actieve sturing.

Effect aanvullende maatregelen op begrazingsdruk

Voor zover bekend heeft er nog geen onderzoek plaatsgevonden naar het effect van aanvullende maatregelen op de begrazingsdruk. Wel is er de ervaring dat stroken die enkele keren gemaaid zijn vaak jarenlang intensiever wordt begraasd, omdat hier malser gras domineert (schrift. med. L. Linnartz, Stichting Ark). Begrazing kan dus gestuurd worden door het aantrekkelijker maken van plekken, naast natuurlijk het afrasteren van delen die (tijdelijk) niet begraasd mogen worden (Vreugderijkerwaard).

In Munnikenland zijn in de periode 2011-2013 een drietal Rode Geuzen (runderen) uitgerust met een GPS-kraag om het gebiedsgebruik in beeld te brengen. Natuurlijk grasland had verreweg de voorkeur boven ruigtevegetaties. In de winter werd 'open bos' en 'natte ruigte' vaker bezocht, maar vermoedelijk zochten de dieren hier vooral 's nachts beschutting (Hoogland *et al.* 2013).

De meeste beheerders geven aan dat er uiteindelijk altijd periodiek aanvullende maatregelen als kappen of maaien nodig zijn, omdat de ontwikkeling van houtige gewassen wel vertraagd, maar vrijwel nooit uitgesloten kan worden.

Sturen met begrazing in ruimtelijke variatie

Om sturing te hebben op het ruimtegebruik door grote grazers binnen een uiterwaard zijn gerichte maatregelen nodig in de vorm van aanvullend maaien, graven of het uitrasteren van terreindelen. In de Vreugderijkerwaard is bijvoorbeeld het stroomdalgrasland uitgerasterd om juist negatieve effecten te voorkomen. In de Brabantse Biesbosch, maar ook in de Blauwe Kamer is de ervaring dat gebieden goed toegankelijk voor grote grazers moeten zijn en op de looproute moeten liggen, omdat anders deelgebieden niet of nauwelijks begraasd worden. In de Zuiderklip (Biesbosch) vond ongewenste wilgontwikkeling op een schiereiland plaats. Uiteindelijk is het maaiveld hier verlaagd om wilgontwikkeling te voorkomen. Het onderzoek bij Loevestein laat zien dat de Rode Geuzen vooral in de grazige delen foerageren en het bos als beschutting gebruiken (Hoogland *et al.* 2003). Door de verschillen in graasdruk treedt differentiatie op in het terrein, maar de abiotische uitgangssituatie en het beheer in de beginsituatie hebben hier een belangrijke sturende rol in, zoals ook uit de SEM-analyses bleek.

Praktische indicatoren voor beheerders

De door Peters *et al.* (2005) opgestelde lijst met karakteristieke rivierplantensoorten bleek voor deze studie een goed middel om de kwaliteitsontwikkeling van het gebied voor hogere planten aan te geven. Hierbij is geen kwantitatieve informatie gebruikt: een enkel exemplaar weegt even zwaar als 3.000 exemplaren. Voor beheerders lijkt de lijst met karakteristieke rivierplantensoorten een eerste hulpmiddel om de richting van de kwaliteitsontwikkeling van het gebied te bepalen, maar het lijkt zinvol om ook kwantitatieve maten mee te nemen, zoals de mate van voorkomen. In het kader van Maas in Beeld en Rijn in Beeld is dergelijke informatie in het verleden wel verzameld.

Uit het onderzoek van Lammertsma *et al.* (2001) komt naar voren dat sprinkhanen goede indicatoren zijn voor de vegetatiestructuurontwikkeling. Hierbij dient zowel naar soorten als naar aantallen gekeken worden. Ook het onderzoek van Van Turnhout *et al.* (2007) laat zien dat broedvogels een goede indicator zijn voor de structuurontwikkeling in de uiterwaard. De beste indicator voor de vegetatiestructuurontwikkeling is natuurlijk de vegetatiestructuur zelf. Hiervoor lijkt het gebruik van ecotoopkarteringen minder geschikt, vooral als het gaat om ontwikkelingen in de tijd.

5.5 Aanbevelingen vervolgonderzoek Fase 2

Oorspronkelijk is deze studie opgezet als een driejarige studie, waarin het eerste jaar (Fase 1) een verkennende fase is, waarin de beschikbare kennis verzameld wordt en voorlopig geanalyseerd om tot een nadere aanscherping te komen van Fase 2, waarin door middel van veldonderzoek de effecten van begrazingsbeheer op veiligheid en natuurwaarden in uiterwaarden nader worden onderzocht. Op dit moment is het onduidelijk of er sprake zal zijn van een Fase 2, zodat hier geen volledige uitwerking van Fase 2 wordt gepresenteerd, maar wordt aangegeven op welke wijze de kennis opgedaan tijdens Fase 1 verbreed of op een andere wijze benut kan worden.

Versterking Structure Equation Modelling

In hoofdstuk 2 is aangegeven dat voor 22 gebieden gegevens beschikbaar waren, maar dat een deel van deze gebieden tijdens de analyse vervolgens afviel, omdat er geen bruikbare gegevens beschikbaar waren. Ondanks de beperkte steekproef komen duidelijke patronen naar voren, waarbij het verrassend is dat de abiotische kenmerken minstens zo belangrijk zijn als het beheer. Uit de analyse van karakteristieke rivierplantensoorten komt ook naar voren dat niet zozeer het beheer van invloed is, maar vooral de ruimtelijke ligging van de natuurontwikkelingsgebieden langs een bepaalde riviertak. Daarnaast komt uit paragraaf 4.5 naar voren dat in gebieden met twee soorten beheer naast elkaar (en dus een vergelijkbare abiotiek) er duidelijke verschillen zijn in de respons van karakteristieke rivierplantensoorten op het beheer.

Het lijkt zinvol om een deel van de natuurontwikkelingsgebieden die niet zijn meegenomen bij het onderzoek voor Rijn in Beeld en Maas in Beeld te inventariseren op het voorkomen van karakteristieke rivierplantensoorten. Dan kunnen ook deze, veelal recentere, natuurontwikkelingsgebieden in de analyse opgenomen worden. Met een grotere dataset kan de SEM-analyse versterkt worden. Als er meer dicht bij elkaar gelegen gebieden meegenomen worden, kan mogelijk de invloed van de abiotische uitgangssituatie op de uitkomsten afnemen.

Nieuwe natuurontwikkelingsgebieden

Verscheidende beheerders hebben aangegeven dat tussen het inrichten van het gebied en het daadwerkelijk in beheer nemen vaak zoveel tijd zit dat boom- en struiksoorten zich kunnen vestigen, die later met extensief begrazingsbeheer niet meer verwijderd of teruggedrongen kunnen worden. Dit treedt met name op indien natuurontwikkelingsgebieden sterk vergraven worden en minerale grond aan de oppervlakte komt. In vochtige situaties kunnen massaal wilgen tot ontwikkeling komen. In situaties waar al een gesloten vegetatiedek aanwezig is,

bijvoorbeeld bij de omvorming van cultuurgrasland naar natuurgrasland, is de kans op boomopslag aanzienlijk minder, terwijl bij maaibeheer, mits alles gemaaid wordt, ook de opslag van bomen en struiken wordt tegengegaan.

Het is zinvol om voor nieuwe natuurontwikkelingsgebieden te onderzoeken of door een betere afstemming van het moment van inrichten en het moment van in beheer nemen, de opslag van houtigen beperkt kan worden en dit ook op de langere termijn te blijven volgen, zodat een beter inzicht wordt verkregen hoe maatregelen in de beginsituatie de uiteindelijke vegetatie-ontwikkeling kunnen sturen. Hierbij kan gedacht worden aan het plaatsen van tijdelijke exclusies, die na enige tijd weer verwijderd worden om de verschillende momenten van in begrazingsbeheer nemen na te bootsen. Bij voorkeur dient dit op bodems met een verschillende minerale samenstelling plaats te vinden. Gebieden waar dergelijk onderzoek kan plaatsvinden zijn de verschillende natuurontwikkelingsgebieden langs de Grensmaas, de Noordwaard en andere rivierverruimingsprojecten.

Veldexperimenten

In fase twee wordt veldonderzoek voorgesteld om specifieke effecten van begrazing en de combinatie met aanvullende maatregelen scherper te krijgen. De veldexperimenten richten zich vooral op het ruimtegebruik van de grazers, de resulterende graasdruk en het effect op het omzetten van ruigte naar kort grasland en de opslag van houtigen. Uit fase 1 komt naar voren dat begrazing ondergeschikt is aan de abiotiek en startcondities van het terrein voor het verklaren van de waargenomen veranderingen. Echter, ook binnen veel uiterwaarden is er grote ruimtelijke variatie rivierinvloed / hoogteligging. Hierdoor varieert het ruimtegebruik van de grazers en ook de graasdruk binnen een gebied.

De experimenten moeten de volgende vragen beantwoorden:

- *Hoe kun je met begrazing en/of aanvullende beheermaatregelen sturen in de ruimtelijke differentiatie binnen terreinen?* De ervaringen van beheerders wijzen er op dat met maaien van stroken, die aantrekkelijkheid van deze stroken en daarmee het gebruik van deze stroken beïnvloed kan worden.
- *Zetten grazers ruigte om in kort grasland?* In de duinen blijken grazers ruigte- en struweelvorming te beperken bij relatief beperkte begrazingsdichtheden (Nijssen *et al.* 2014). Bestaand struweel wordt meestal niet teruggedrongen. Deze systemen zijn overigens wel stikstof- en/of fosfaatbeperkend. In het rijkere uiterwaardsysteem moeten misschien hogere dichtheden grazers gehanteerd worden om de vegetatiesuccessie terug te zetten dan tot nu toe het geval is. Omdat hier nog weinig voorbeelden van zijn, blijft de vraag wat het effect hiervan is op de diversiteit van karakteristieke rivierplanten.
- *Wat zijn de effecten op de opslag van houtigen?* Begrazing kan tot een bepaalde levensfase houtigen aantasten, maar kan tevens de kieming en vestiging van houtigen faciliteren. Is hiervoor een optimum qua graasdruk aan te geven. Hierbij zou ook rekening moeten worden gehouden met de diversiteit van karakteristieke rivierplantensoorten. Een verdere uitwerking van de voorgestelde werkzaamheden wordt in bijlage 8 gegeven. Indien Fase 2 daadwerkelijk tot uitvoer komt, dan zal op basis van de terreinkenmerken en de mogelijkheden geboden door de gebiedsbeheerders een gedetailleerd onderzoeksplan worden uitgeschreven.

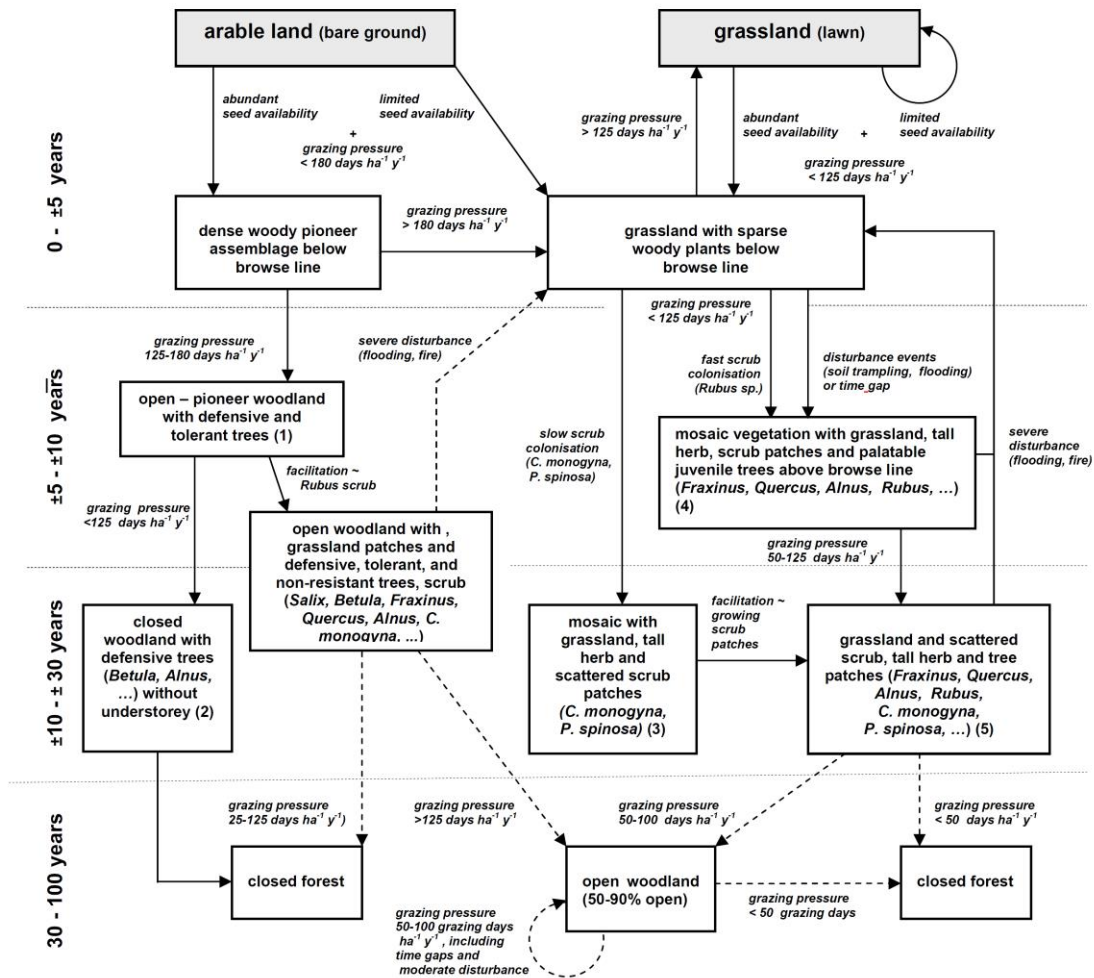
Overige aspecten

De inzet van begrazingsbeheer wordt voor een belangrijk deel gestuurd door praktische factoren. Daarom is het van belang om, naast bovengenoemde inhoudelijke aspecten, de beheerders ook handvatten te kunnen geven voor het maken van een goede kostenafweging. Daarom wordt geadviseerd in het vervolgonderzoek ook aandacht te besteden aan de kosten van verschillende beheervormen..

Alternatief voor fase 2

Indien de financiële middelen ontoereikend zijn om fase 2 volledig uit te voeren zoals beschreven in bijlage 8, stellen wij het volgende alternatief voor:

Om de effecten van grote grazers op opslag en ontwikkeling van struiken en bomen in uiterwaarden samen te vatten kunnen we een stroomschema opstellen hoe begrazing, aanvullend beheer, abiotiek en rivierdynamiek het aandeel houtigen in rivieruiterwaarden beïnvloeden. Hiervoor kunnen we gebruik maken van een conceptueel diagram van Van Uytvanck (2009). Hij heeft samengevat hoe de opslag van houtigen op voormalige landbouwgrond over de tijd verloopt onder invloed van verschillende beheermaatregelen (figuur 5.4). We kunnen dit diagram aanpassen en omzetten naar de situatie van rivieruiterwaarden. Hiervoor kunnen we de resultaten van onze structural equation modellen gebruiken, waar nodig aangevuld met literatuur gegevens. Aangezien de structural equation modellen nu op een minimale hoeveelheid gegevens zijn gebaseerd, strekt het zeer tot aanbeveling om gegevens van meer begraasde uiterwaarden toe te voegen. Gebruik van een grotere dataset vergroot de kracht van de analyses. In combinatie met literatuuronderzoek kunnen we dan een diagram samenstellen dat vergelijkbaar is met figuur 5.4, maar dan voor rivieruiterwaarden en in een presentatievorm die voor een brede groep gebruikers toegankelijk is.



Figuur 5.4 Conceptueel beheer geïntegreerd state-and-transition model voor de ontwikkeling van houtige soorten op voormalige landbouwgrond. Tekst box: staat van het systeem (state), pijlen: overgangen (transitions); gestippelde pijlen: hypothetische overgangen. Uit: Van Uytvanck (2009), Fig. 8.11. Dit diagram zou aangepast kunnen worden voor rivieruiterwaarden en gevalideerd met de resultaten van een uitgebreidere structural equation modelling analyse.

Figure 5.4 Conceptual management oriented state and transition model for the development of woody species on former agricultural land. Text box: state, arrows; transitions; broken arrows; hypothetical transitions. Taken from: Van Uytvanck (2009), Fig. 8.11. This diagram can be adjusted for floodplains and validated with results from a structural equation modelling analysis.

6 Conclusies en aanbevelingen

Abiotische omstandigheden zoals ligging, bodemtype en variatie in terreinhoogte, blijken het meest bepalend voor de ontwikkeling van de vegetatie in uiterwaarden. Begrazing leidt wel tot hogere diversiteit, maar ook tot hogere ruwheid in vergelijking met maaibeheer. De ontwikkeling van ruigte en struweel wordt weliswaar vertraagd, maar niet geheel uitgesloten bij de huidige begrazingsdichtheden. Snelle inzet en continuïteit van het begrazingsbeheer is cruciaal bij nieuwe natuurterreinen. Periodiek ingrijpen lijkt in het huidige uiterwaardbeheer echter nog nodig om aan de veiligheidseisen te kunnen blijven voldoen. Hierdoor kunnen met name faunasoorten die meer opgaande vegetatiestructuur nodig hebben in de knel komen.

Veiligheid versus natuur

Tussen 1996 en 2008 is het aandeel gras in de onderzochte gebieden met 16% toegenomen, ruigte met 1%, struweel met 5% en bos nam af met ruim 1%. De meeste van deze gebieden worden begraasd. Toch lijken jaarrondbegrazing en seizoenbegrazing in de uiterwaarden beide te leiden tot een toename van de ruwheid van de vegetatie in vergelijking tot maaibeheer. Het gebrek aan onderscheid tussen beide beheervormen hangt waarschijnlijk samen met het feit dat de veedichtheid relatief laag is zodat andere vegetatietypen dan grazige vegetaties onvoldoende aangepakt worden (zie Wolters *et al.* 2001). De SEM-analyse gaf wel aan dat de begrazingsdichtheid een verklarende parameter is voor de lichte afname in het aandeel bos (tabel 6.1). Combinatie van grazen met maaien blijkt wel te helpen om de verruwing in toom te houden (paragraaf 4.7), maar vermindert tegelijk het aantal karakteristieke plantensoorten (paragraaf 4.6). Waarschijnlijk is de (ecotoop)kartering te globaal voor gedetailleerde analyse van de ruwheidsontwikkeling in de tijd, onder meer omdat geen verschil in ontwikkelingsstadium wordt gemaakt

De meeste beheerders ervaren voorsnog weinig problemen met het spanningsveld tussen vegetatieruwheid en natuurdoelen. Ze kunnen dit in de praktijk goed beheersen. Ze geven wel aan dat met begrazing alleen de bosontwikkeling uiteindelijk niet tegengehouden wordt, alleen vertraagd. Periodiek moet toch houtopslag worden teruggezet. Op het moment dat de veiligheidseisen een te hoge heersinspanning vergen, kan dit voor een terreinbeherende organisatie een reden zijn om een terrein niet in beheer te willen nemen.

Natuurdoelen

In de meeste natuurontwikkelingsgebieden heeft begrazing een positief effect op de natuurdoelen (kenmerkende plantensoorten). Het aantal soorten neemt in de tijd toe bij een begrazingsregime en deze toename is sterker dan bij maaibeheer. De SEM-analyse laat zien dat met name de abiotische omstandigheden in sterke mate bepalend zijn voor de veranderingen in de vegetatieverdeling en diversiteit (tabel 6.1). Alleen de lichte afname in het aandeel bos (1%) wordt deels ook verklaard door de begrazingsdruk. Toenemende graasdruk geeft in deze analyse echter ook een negatief effect op het aantal kenmerkende soorten van gras, ruigte en bos. Begrazingsbeheer leidt in de meeste gebieden tot een hogere diversiteit dan maaibeheer, maar ook tot een andere plantensamenstelling (paragraaf 4.5). Dit past niet bij de klassieke definities van Natura 2000 habitattypen als stroomdalgrasland en glanshaverhooiland, die onder begrazingsbeheer juist achteruitgaan.

Tabel 6.1 Samenvatting SEM-analyses per stuurvariabele. Positieve effecten op de variatie in de oppervlakteveranderingen en op de verandering in de plantendiversiteit: + = >0 - 0,25; ++ = 0,26 - 0,50; +++ = 0,51 - 1,00. Negatieve effecten op de variatie in de oppervlakteverandering en op de verandering in de plantendiversiteit: - = <0 - -0,25; -- = -0,26 - -0,50; --- = -0,51 - -1,00. Geen effect = 0. Hoe groter de waarde des te sterker is het effect. Bodem: 1 > 90% klei, 2 = 75% klei (25% zand), 3= 50%/50%, 4 = 25% klei, 75 zand en 5 > 90% zand, topografie = topografische heterogeniteit = variatie in hoogteligging (cm), overstroming = overstromingsfrequentie, graasdichtheid = N/ha/jr, intensiteit uitgangsheer = 1 zeer extensief - 4 zeer intensief, start begrazing = startjaar. De percentages geven de gemiddelde verandering in oppervlakte-aandeel weer van de verschillende vegetatietypen.

Table 6.1 Summary of the SEM analysis per control variable. Positive impact on the change in surface area:: + = >0 - 0.25; ++ = 0.26 - 0.50; +++ = 0.51 - 1.00. Negative impact: - = <0 - -0.25; -- = -0.26 - -0.50; --- = -0.51 - -1.00. No impact = 0. The larger the value, the larger the impact. Soil: 1 > 90% clay, 2 = 75% clay (25% sand), 3= 50%/50%, 4 = 25% clay, 75 sand en 5 > 90% sand, topography = topographic heterogeneity = variation in height (cm), flooding = flooding frequency, grazing intensity = N/ha/yr, intensity initial management = 1 very extensive - 4 very intensive, start grazing = starting year.

stuurvariabele	verandering oppervlakte				verandering diversiteit plantensoorten			
	gras +16 %	ruigte +1%	struweel +5%	bos -1%	gras	ruigte	struweel	bos
bodem	++	++		-	-	0		+
topografie	+++	-	+++		---	---	+++	
overstroming	-	+	++		0	-	+	
graasdichtheid	-	-		+++	---	---		---
int.	+	++	++	---	+	+	-	+
uitgangsbeheer								
start begrazing	-	+	++	-	+	+	+	+

Binnen bepaalde abiotische omstandigheden, die de uitgangssituatie vormen, kan met begrazingsbeheer de natuurwaarde dus positief beïnvloed worden. De abiotiek bepaalt echter hoe dit precies uitpakt. Per gebied zullen dus grote verschillen blijven bestaan. Bij de huidige veedichtheden lijkt jaarrondbegrazing geen hogere soortenrijkdom op te leveren in vergelijking met seizoenbegrazing (paragraaf 4.6).

Ook de beheerders geven aan dat begrazing goed is voor het behalen van de natuurdoelen. Vaak houdt men hierbij een vrij algemeen doel voor ogen, zoals een mozaïek, variatie aan landschapstypen of natuurlijke processen. Veel belangrijker dan de specifieke natuurdoelen zijn vaak de praktische mogelijkheden voor het uiterwaardbeheer.

Fauna

De vlinderdiversiteit hangt in deze analyse vooral samen met de ontwikkeling van natuurlijk grasland (+), variatie in bodemhoogte (-) en graasdruk (-). De vlindergemeenschap lijkt in de modelanalyse minder sterk te reageren op begrazing dan de plantengemeenschap. In de literatuur blijken de effecten van begrazing sterk soort(groep) afhankelijk. Een gradiënt in ruimte en tijd in het begrazingsbeheer lijkt naar verwachting de beste formule voor het verhogen van de soortenrijkdom in uiterwaarden. Dit komt het beste tot zijn recht bij grotere begrazingseenheden, waarbij ruimte is voor het natuurlijke gedrag van sociale kuddes en meer vegetatiestructuur.

Inzet grazers

Extensieve begrazing leidt tot hogere natuurwaarden, maar een te hoge graasdichtheid heeft een negatief effect op de plantendiversiteit (SEM-analyse). Veedichtheden worden vanuit de terreinbeheerder vooral bepaald op basis van vegetatieruwheid en door de kuddebeheerder op basis van de conditie van de dieren in februari. Bij een nieuw opgeleverd terrein moeten de grazers zo snel mogelijk ingezet worden. Gaat het om een nieuw terrein dat al begroeid is? Aangezien runderen minder selectief zijn dan paarden, raden beheerders dan aan om eerst runderen in te zetten voor het grove werk, daarna pas de paarden erbij voor het *fine tunen*. Paarden eten ook veel wilg en populier en, in tegenstelling tot runderen: ze schillen ook bomen, waardoor ook oudere bomen worden aangepakt (schrift. med. L. Linnartz Ark).

Tijd en ruimte

Belangrijk bij het beheer van de uiterwaarden is om ook rekening te houden met de tijdschaal. Rivierverruimende maatregelen zijn het duurzaamst als ook overruimte in het ontwerp wordt ingebouwd, zodat speelruimte ontstaat voor de vegetatieontwikkeling en niet meteen ingegrepen hoeft te worden als het begrazingsbeheer iets anders uitpakt dan beoogd. Hierbij is het belangrijk om uiterwaard overstijgend te kijken, omdat compensatie niet altijd binnen dezelfde uiterwaard kan plaatsvinden. Alleen onder deze omstandigheden ontstaat ruimte voor natuurlijke processen onder invloed van begrazing, zoals schuivende vegetatiemozaïeken. Het alternatief is een gefixeerd patroonbeheer waarbij regelmatig ingegrepen moet worden.

Aanvullende maatregelen

Periodiek ingrijpen lijkt bij de huidige in de uiterwaarden gehanteerde graasdrukken nodig om de ontwikkeling van houtigen volledig terug te kunnen dringen. Alleen bij een beheerregime met maaibeheer is dit niet het geval. Cruciaal is met name de eerste periode na oplevering van in laaggelegen natuurontwikkelingsgebieden. Als er te lang gewacht wordt met de inzet van grazers kunnen wilgen zich massaal op kale bodem vestigen. Als er eenmaal een vegetatiedek ontwikkeld is, komt wilgopslag veel minder voor. Er zijn wel experimenten met het sturen van begrazing door lokaal stroken te maaien, maar dit lijkt voorsnog alleen op kleine schaal te werken. Dit aspect wordt in Fase 2 van het onderzoek meegenomen (bijlage 8).

Literatuur

Achterkamp B., J.A. Inberg, S. Vleeming & R.J.W. van de Haterd 2007. Effecten van aangepast maaibeheer op planten, insecten en amfibieën. Eindrapport pilot onderhoudsplan Waterschap Rijn en IJssel. Rapport 07-205. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Akkerman G.J., G. Gerrits, D. Heikens, R. van de Laar, H. de Mars, B. Peters, R. Planteijdt, O. Scholl, B. van de Wal & M. van Zel 2008. Hemelrijkse Waard Milieueffectrapport. Rijkswaterstaat.

Anonymus 2008. Stroomdalgraslanden in Nederland: ontwikkeling en beheer. Verslag veldwerkplaats Rivierenlandschap Millingerwaard en Erlecomse waard, 28 mei 2008.

Anonymus 2011. Interne notitie pilot kartering vegetatielegger. RWS DID, Delft.

Bakker E.S. & H. Olf 2003. The impact of different-sized herbivores on recruitment opportunities for subordinate herbs in grasslands. *Journal of Vegetation Science* 14: 465-474.

Bakker E.S., H. Olf & J.M. Gleichman 2009. Contrasting effects of large herbivore grazing on smaller herbivores. *Basic and Applied Ecology* 10: 141-150.

Bakker E.S., H. Olf, C. Vandenberghe, K. de Maeyer, R. Smit, J.M. Gleichman & F.W.M. Vera 2004. Ecological anachronisms in the recruitment of temperate light-demanding tree species in wooded pastures. *Journal of Applied Ecology* 41: 571-582.

Bakker E.S., M.E. Ritchie, H. Olf, D.G. Milchunas & J.M.H. Knops 2006. Herbivore impact on grassland plant diversity depends on habitat productivity and herbivore size. *Ecology Letters* 9: 780-788.

Bakker J.P. 1989. *Nature Management by grazing and cutting*. Kluwer Academic publishers, Dordrecht.

Bakker J., de Vries, Y. & C. Smit 2011. Het onverwacht ontstaan van een parkachtig landschap. *De Levende Natuur* 112: 185-190.

Beemster N., F.E. de Roder, F. Hoekema & R.M.G. van der Hut 2012. Broedvogels in de moeraszone van de Oostvaardersplassen in 2005-2011 met een overzicht van langjarige ontwikkelingen. A&W-rapport 1702. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.

Bijkerk W., F.H. Everts & A.G. Knotters 1995. Vegetatiekarteringen in de Biesbosch. Rapportnr. EV-95/4 en MDGAT-95.32. Everts & de Vries e.a. /Rijkswaterstaat, Meetkundige Dienst, Groningen / Delft.

Bokdam J. 2003. Nature conservation and grazing management: free-ranging cattle as a driving force for cyclic vegetation succession. Proefschrift Universiteit Wageningen, Wageningen.

Boudewijn T.J., D. Beuker & R.J. Jonkvorst 2008. Gebruik van de uiterwaarden in het rivierengebied door ganzen. Meting van de gebruiksintensiteit door keuteltellingen. Rapport 08-093. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Bremer, van den L., Chris van Turnhout, Marc van Roomen & Berend Voslamber, 2009. Natuurontwikkeling in uiterwaarden: hoe reageren trekkende en overwinterende watervogels? *Levende Natuur* 101 (5), pp. 231-235

De Lange H.J., G.J. Maas, B. Makake, M. Nijssen, J. Noordijk, S. van Rooij & C.C. Vos 2013. Fauna in het rivierengebied. Knelpunten en mogelijkheden voor herstel van terrestrische en amfibische fauna 2013. Bosschap, bedrijfschap voor bos en natuur.

Deltaprogramma Rivieren 2014. Synthesedocument Deltaprogramma Rivieren bij Deltaprogramma 2015, Definitief rapport, 1 juli 2014.

Hennekens S. 2010. Protocol "Vegetatieopnamen". versie 8-10-2009. Alterra, Wageningen.

Hoogland L., B. Houben, A. Jacobs, R. Janssen, M. de Jong & H. Snaas 2013. Habitatgebruik en activiteitenpatroon Rode Geuzen (*Bos taurus*) in Munnikenland. Studentenrapport Hogeschool HAS Den Bosch.

Inberg H. & J.R. Offereins 2003. Vegetatiekartering Brabantse en Sliedrechtse Biesbosch 2001/2002. Buro Bakker, Assen.

Kleukers R.M.J.C., E.J. van Nieukerken, B. Odé, L.P.M. Willemse & W.K.R.E. van Wingerden 1997. De sprinkhanen en krekels van Nederland (Orthoptera). *Nederlandse Fauna* 1. Nationaal Natuurhistorisch Museum, KNNV Uitgeverij & EIS Nederland, Leiden.

Kurstjens G., P. Calle & B. Peters 2005. Verrassend herstel van insectenrijkdom in de Gelderse Poort. *De Levende Natuur* 106: 260-267.

Kurstjens G. & B. Peters 2009. Maas in Beeld, Pietersplas. Kurstjens Ecol. Adviesbureau / Bureau Drift, Berg en Dal / Beek-Ubbergen.

Kurstjens G. & B. Peters, 2011. 15 jaar ecologisch herstel langs de Maas: hoe reageert de flora? *De Levende Natuur* 112:11-17.

Kurstjens G. & B. Peters 2011. Rijn in Beeld, Natuurontwikkeling langs de grote rivieren; Deel 2 De Nederrijn. Kurstjens Ecol. Adviesbureau / Bureau Drift, Berg en Dal / Beek-Ubbergen.

Kurstjens G., B. Peters & P. Calle 2008. Maas in Beeld. Resultaten van 15 jaar ecologisch herstel. Gebiedsrapport 1: Bovenmaas en Grensmaas. Kurstjens Ecologisch Adviesbureau, Beek-Ubbergen/ Bureau Drift, Berg en Dal

Kurstjens G, B. Peters & P. Calle 2008. Maas in Beeld. Resultaten van 15 jaar ecologisch herstel. Gebiedsrapport 2: Maasplassengebied. Kurstjens Ecologisch Adviesbureau, Beek-Ubbergen/Bureau Drift, Beek en Dal.

Kurstjens G. & J.G.M. Rademakers 2013. Ecologische Monitoring Project Millingerwaard 2013. Kurstjens Ecologisch Adviesbureau, Beek-Ubbergen.

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

Langbroek E., C. Bakker & C. Smit 2013. Verschuivingen van vegetatie mozaïeken in de Blauwe Kamer. *De Levende Natuur* 114: 14-19.

Ministerie van Economische Zaken, 2014. Natuurambitie Grote Wateren 2015 en verder. Makaske B. & G.J. Maas 2007. Veiligheid en beheer van natuurgebieden in 'Ruimte voor de Rivier'. Alterra-rapport 1624. Alterra, Wageningen.

Niemeijer I., B. Beekers, G. Kurstjens, P. van Beers, P. Calle, M. Louwen, K. Lotterman, M. Bolten, E. Brouwer, N. Dam & M. van Bergen 2008. Flora van de Gelderse Poort. Trends van indicatieve plantensoorten tussen 1970 en 2008 en actuele ontwikkelingen van beschermde en bedreigde soorten (vanaf 2004). Stichting Flora- en Faunawerkgroep Gelderse Poort.

Nijssen M., B. Wouters, J. Vogels, A. Kooijman, H. van Oosten, C. van Turnhout, M. Wallis De Vries, J. Dekker & I. Jansen 2014. Begrazingsbeheer in relatie tot herstel van faunagemeenschappen in droge duingraslanden. Eindrapportage 2009-2013. Rapportnr. 2014/OBN190-DK. VBNE, Driebergen.

Olf H., F.W.M. Vera, J. Bokdam, E.S. Bakker, J.M. Gleichman, K. De Maeyer & R. Smit, 1999. Associational resistance of plants to herbivory may lead to shifting mosaics in grazed woodlands. *Plant Biology* 1: 127-137.

Pelsma T.A.H.M. 2002. Vegetatieontwikkeling in ontkleide uiterwaarden. Onderzoek naar de ecologische ontwikkelingen van ontkleide uiterwaarden (Econuit). RIZA Werkdocument 2002.090X. RWS, RIZA, Lelystad.

Pelsma T.A.H.M., M. Platteeuw & J.T. Vulink 2003. Graven en Grazen in de uiterwaarden. RIZA rapport 2003.014. RIZA, Lelystad.

Peters B. 2009. Kwaliteitsprincipes Uiterwaardinrichting. Principes voor de landschapsecologische kwaliteit van inrichtingsopprojecten in het rivierengebied. Ministerie van LNV, Staatsbosbeheer, Rijkswaterstaat & Dienst Landelijk Gebied.

Peters B. m.m.v. L. Dam, P. Calle, T. Vriese, A. Klink, J. Dekker, G. Kurstjens & M. Schoor 2008. Trends, knelpunten en kennisvragen uit het rivierengebied. Pre-advies OBN Rivierengebied. Bureau Drift, Berg en Dal.

Peters B., E. Jacobs, R. de Nooy & R. Lenders 2005. Standaardlijst voor Floramonitoring in het Rivierengebied. Bureau Drift/Radboud Universiteit, Berg en Dal/Nijmegen.

Peters B.W.E., E. Kater & G.W. Geerling 2006. Cyclisch beheer in uiterwaarden: Natuur en veiligheid in de praktijk. Centrum voor Water en Samenleving, Radboud Universiteit, Nijmegen.

Peters B. & G. Kurstjens 2008. Succesfactoren voor een natuurlijke rivier. Projectgroep Maas in Beeld. Bureau Drift/Kurstjens Ecologisch adviesbureau, Derg en Dal/ Beek Ubbergen.

Peters B. & G. Kurstjens 2009. Maas in Beeld. Bureau Drift / Kurstjens Ecol. Adviesbureau, Berg en Dal / Beek-Ubbergen.

Peters B. & G. Kurstjens 2011a. Rijn in Beeld, Natuurontwikkeling langs de grote rivieren; Deel 1 De Waal. Bureau Drift / Kurstjens Ecologisch Adviesbureau, Berg en Dal / Beek-Ubbergen.

Peters B. & G. Kurstjens 2011b. Rijn in Beeld, Natuurontwikkeling langs de grote rivieren; Deel 2 De Nederrijn. Bureau Drift / Kurstjens Ecologisch Adviesbureau, Berg en Dal / Beek-Ubbergen.

Peters B. & G. Kurstjens 2011c. Rijn in Beeld, Natuurontwikkeling langs de grote rivieren; Deel 3 De IJssel. Bureau Drift / Kurstjens Ecologisch Adviesbureau, Berg en Dal / Beek-Ubbergen.

Peters B., G. Kurstjens & P. Calle 2007. Maas in Beeld, tussenrapport 2006. Bureau Drift/Kurstjens Ecol. Advies, Berg en Dal/Beek-Ubbergen.

Peters B., G. Kurstjens & P. Calle 2008. Maas in Beeld, Resultaten van 15 jaar ecologisch herstel. Gebiedsrapport 3: Zandmaas. Bureau Drift, Beek en Dal / Kurstjens Ecol. Advies, Beek-Ubbergen.

Peters B., G. Kurstjens & P. Calle 2008. Maas in Beeld, Resultaten van 15 jaar ecologisch herstel. Gebiedsrapport 4: Bedijkte Maas en Getijdenmaas. Bureau Drift, Beek en Dal / Kurstjens Ecol. Advies, Beek-Ubbergen.

Razenberg C.H. & A.A.J. Willems 2014. Onderzoek naar de verschillen in invloed tussen natuurlijke jaarrond begrazing en seizoensbegrazing door boerenvee op de biodiversiteit bij het Naardermeer. HAS Hogeschool, Toegepaste Biologie, 2013-2014, 's-Hertogenbosch

Rossenaar A.J.G.A., B. Odé & R. Beringen 2006. Natuurontwikkeling en flora langs de grote rivieren. De Levende Natuur 107: 237-241.

Rothier, S. & K. Sykora *in prep.* Zandafzetting, standplaats, beheer en botanische kwaliteit van oeverwal en rivierduinen. OBN-2014-08-RI

Ruifrok, J.L., F. Postma, F., H. Olf, & C. Smit 2014. Scale-dependent effects of grazing and topographic heterogeneity on plant species richness in a Dutch salt marsh ecosystem. *Applied Vegetation Science* 17: 615-624.

Smit, C., E.S. Bakker, E.S., M.E.F. Apol, & H. Olf 2010. Effects of cattle and rabbit grazing on expansion of spiny shrubs in wood-pastures. *Basic & Applied Ecology* 11: 685-692.

Smit C. & J.L. Ruifrok, 2009. Begrazing, facilitatie en schuivende mozaïeken. *Landschap*: 4, 189-198.

Smit, C. & J. L. Ruifrok 2011. From protégé to nurse plant: establishment of thorny shrubs in grazed woodlands. *Journal of Vegetation Science* 22: 377-386.

Stenfert-Steehouwer E.R., J.W. Duinker & P.J.M. Melman 1992. Toelichting op de vegetatiekaart Sliedrechtse Biesbosch, op basis van false colour-luchtfoto's 1989. Rapportnr. MDLKM-R-9135. Rijkswaterstaat, Meetkundige Dienst, Delft.

Swaay C.A.M., T. Termaat & C.L. Plate 2011. Handleiding Landelijke meetnetten Vlinders en Libellen. Rapport VS2011.001. De Vlinderstichting, Wageningen & Centraal Bureau voor de Statistiek, Den Haag.

Turin H. 2000. De Nederlandse loopkevers, verspreiding en oecologie (Coleptera; Carabidae). Nederlandse Fauna 3. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNv Uitgeverij & EIS-Nederland, Leiden.

Van de Haterd, R.J.W., R.H.A. van Grunsven & B. Achterkamp 2011. Monitoring van oevers en natuurontwikkelingsprojecten 2010. Waterschap Aa en Maas, districten Hertogswetering, Raam, Boven Aa en Beneden Aa. (Sprinkhaanonderzoek Drongelens Kanaal. Rapport 11-032. Bureau Waardenburg, Culemborg.

- Van den Bremer L., C.A.M. van Turnhout, M. van Roomen & B. Voslamber 2009. Natuurontwikkeling in uiterwaarden: hoe reageren trekkende en overwinterende watervogels? *De Levende Natuur* 110: 231-234.
- Van Dijk A.J. & A. Boele 2011. Handleiding SOVON Broedvogelonderzoek. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Van Klink R., F. van der Plas, C.G.F. van Noordwijk, M.F. WallisDeVries & H. Olf 2015. Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity. *Biological Reviews* 90: 347-366.
- Van Turnhout C.A.M., M.J.T. van der Weide, G. Kurstjens & R.S.E.W. Leuven, 2007. Natuurontwikkeling in rivieruiterwaarden: hoe reageren broedvogels? *De Levende Natuur* 108: 52-57.
- Van Uytvanck J. 2009. The role of large herbivores in woodland regeneration patterns, mechanisms and processes. Doctoraten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2009 (INBO.T.2009.3). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Van Uytvanck J., 2011. Grote grazers sturen de ontwikkeling van nieuwe boslandschappen op voormalige landbouwgronden. *De Levende Natuur* 112: 132-137.
- Van Velzen E.H., P. Jesse, P. Cornelissen & H. Coops, 2003a. Stromingsweerstand vegetatie in uiterwaarden. Deel 1 Handboek versie 1-2003. RIZA rapport 2003.028. RIZA, Arnhem.
- Van Velzen E.H., P. Jesse, P. Cornelissen & H. Coops, 2003b. Stromingsweerstand vegetatie in uiterwaarden. Deel 2 achtergronddocument versie 1-2003. RIZA rapport 2003.029. RIZA, Arnhem.
- Vera F.W.M., E.S. Bakker & H. Olf, 2006. Large herbivores: missing partners of western-European light-demanding tree and shrub species? In: *Herbivores and ecosystem functioning*. K. Danell, P. Duncan, R. Bergstrom & J. Pastor (eds). Cambridge University Press, Cambridge, UK. Pp. 302-231.
- Wolfert H.P., M.J. Koning & B.S.J. Nijhof 2005. Grote rivieren: veiligheid en natuur. Achtergronden bij de Natuurbalans 2005. Rapport 408763013/2006.
- Wolters H.A., M. Platteeuw & M.M. Schuur 2001. Richtlijnen voor inrichting en beheer van uiterwaarden. Ecologie en veiligheid gecombineerd. RIZA rapport: 2001.059. RIZA, Lelystad.

Bijlagen

Bijlage 1 Instandhoudingsdoelen Natura 2000-gebieden

Overzicht van habitattypen, habitatsoorten, broedvogels en niet-broedvogels waarvoor Natura 2000-gebieden in het stroomgebied van de Rijn en de Maas zijn aangewezen. Ook is aangegeven of er relevantie is in relatie voor het begrazingsonderzoek.

code	omschrijving	grensmaas	Loovesteyn	gelderse Poort	Uitenwaarden Waal	Biesbosch	Uitenwaarden Nederrijn	Uitenwaarden Lek	Uitenwaarden IJssel	Typering	relevant
habitattypen											
H3150	Meren met krabbenscheer+fonteinkr.		x	x					x	open water	
H3260B	Beken en rivieren met waterplanten	x				x			x	open water	
H3270	Slikkige rivieroevers	x	x	x	x	x	x	x	x	oever	
H6120	Stroomdalgraslanden			x	x	x		x	x	oeverwal	
H6430A	Ruigten en zomen (moerasspirea)	x				x			x	ruigte	
H6430B	Ruigten en zomen (harig wilgeroosje)					x		x	x	ruigte	
H6430C	Ruigten en zomen (droge bosranden)			x					x	ruigte	
H6510A	Glanshaverhoollanden		x	x	x	x	x	x	x	hoiland	
H6510B	Grote vossenstaarhoiland					x			x	hoiland	
H91E0A	Vochtige alluviale bossen	x	x	x	x	x			x	moerasbos	
H91F0	Droge hardhoutoibossen			x			x		x	droog bos	
habitatsoorten											
H1095	Zeeprk			x	x	x	x			rivier	
H1099	Rivierprk	x		x	x	x	x			rivier	
H1102	Elft			x	x	x				rivier	
H1103	Fint					x				rivier	
H1106	Zalm	x		x	x	x				rivier	
H1134	Bittervoorn		x	x	x	x		x		klein water	
H1145	Grote modderkruiper		x	x	x	x	x		x	klein water	
H1149	Kleine modderkruiper		x	x	x	x			x	klein water	
H1163	Rivieronderpad	x	x	x		x			x	rivieroever	
H1163	Kamsalamander		x	x	x		x	x	x	klein water	
H1318	Meervleermuis			x		x				rivier/water	
H1337	Bever	x		x	x	x			x	oever	
H1340	Noordse woelmuis					x				grasland/moeras	
H1387	Tonghaarmuts					x				moerasbos	
broedvogels											
A004	Dodaars			x						klein water	
A017	Aalscholver			x		x			x	moerasbos	
A021	Roerdomp			x		x				moeras	
A022	Woudaapje			x						moeras	
A081	Bruine kiekendief					x				moeras	
A119	Porseleinhoen			x	x	x	x		x	moeras	
A122	Kwartelkoning			x	x		x		x	hoiland	
A197	Zwarte stern			x	x					klein water	
A229	Ijsvogel			x		x	x		x	oever	
A249	Oeverzwaluw			x			x			oever	
A272	Blauwborst			x		x				moerasruigte	
A292	Snor					x				moeras	
A295	Rietzanger					x				moeras	
A298	Grote karekiet			x						moeras	
niet-broedvogels											
A005	Fuut			x	x	x	x		x	open water	
A017	Aalscholver			x	x	x	x		x	open water	
A027	Grote zilverreiger					x				water	
A034	Lepelaar					x				water	
A037	Kleine zwaan			x	x	x	x		x	grasland/water	
A038	Wilde zwaan			x					x	grasland/water	
A041	Kolgans			x	x	x	x		x	grasland/water	
A043	Grauwe gans			x	x	x	x		x	grasland/water	
A045	Brandgans				x	x				grasland/water	
A050	Smient			x	x	x	x		x	water	
A051	Krakeend			x	x	x	x		x	water	
A052	Wintertaling			x		x			x	oever	
A053	Wilde eend					x				water	
A054	Pijlstaart			x	x	x	x		x	water	
A056	Slobeend			x	x	x	x		x	water	
A059	Tafeleend			x	x	x	x		x	water	
A061	Kuifeend				x	x	x		x	water	
A068	Nonnelje			x	x	x	x		x	water	
A070	Grote zaagbek					x				water	
A075	Zeearend					x				water/moeras	
A094	Visarend					x				water	
A125	Meerkoet			x	x	x	x		x	oever/grasland	
A130	Scholkster								x	grasland	
A142	Kievit			x	x		x		x	oever/grasland	
A156	Grutto			x	x	x	x		x	oever/grasland	
A160	Wulp			x	x		x		x	oever/grasland	
A162	Tureluur								x	oever/grasland	

Bijlage 2 Overzicht database

nummer	naam gebied	rivier	type beheer	beheerder
1	Eijsder Beemden	Maas	jaarrond	Limburgs Landschap
2	Pietersplas	Maas	jaarrond	Limburgs Landschap
3	Kleine Weerd	Maas	jaarrond (laatste jaren winter niet)	Limburgs Landschap
4	Proefproject Meers	Maas	jaarrond	Natuurmonumenten
5	Elba	Maas	jaarrond	Natuurmonumenten
6	De Rug van Roosteren	Maas	mix van maaien en jaarrond	Waterleiding Maatschappij Limburg i.s.m. ARK
7	Laakerweerd/Schroevendaalse Plas	Maas	jaarrond	Natuurmonumenten
8	Stevol	Maas	jaarrond	Natuurmonumenten
9	De Brandt	Maas	jaarrond	Natuurmonumenten
10	Koningssteen	Maas	jaarrond	Natuurmonumenten; Limburgs Landschap vzw (B)
11	Molengreend	Maas	Jaarrond	Limburgs Landschap
12	Overlaat (van) Linne / Overlaat Osen	Maas	jaarrond	Rijkswaterstaat; Limburgs landschap
13	Isabellegreend	Maas	jaarrond	Limburgs Landschap
14	Ooldergreend	Maas	jaarrond	Limburgs Landschap
15	Smalbroek	Maas	jaarrond	Limburgs Landschap
16	Stadswide	Maas	seizoen	Staatsbosbeheer
17	Asseltse Plassen	Maas	seizoen	Staatsbosbeheer en Rijkswaterstaat
18	Bouxweerd	Maas	seizoen	Staatsbosbeheer
19	Swalmdal (Swalmonding en talud Donderberg)	Maas	mix van maaien en seizoen	Staatsbosbeheer, enkele delen particulier
20	Rijkelse Bemden	Maas	jaarrond	Staatsbosbeheer
21	Weerdbeemden	Maas	jaarrond	Staatsbosbeheer en firma Kuypers BV
22	Berckterveld	Maas	jaarrond	Limburgs Landschap
23	Maasveld	Maas	jaarrond	Limburgs Landschap
24	Romeinweerd	Maas	jaarrond	Limburgs Landschap
25	Blericker Nak	Maas	jaarrond	Limburgs Landschap
26	Raaijwilde	Maas	jaarrond	Limburgs Landschap
27	Oceweerd	Maas	jaarrond	Limburgs Landschap
29	Barbara's Weerd	Maas	jaarrond	Limburgs Landschap
30	Broekhuizerweerd/Aastbroek	Maas	seizoen	Staatsbosbeheer
31	Eikenweerd	Maas	jaarrond	Limburgs Landschap
32	Stalberg	Maas	jaarrond	Limburgs Landschap
33	De Baend	Maas	jaarrond	Limburgs Landschap
34	Oeffelter Meend	Maas	rivierduin seizoen, rest maaien+nabeweidens/seizoen	Staatsbosbeheer
35	Gebrande Kamp	Maas	seizoen	Staatsbosbeheer, firma's Teunesen en Boral
36	Rivierduintjes, Plasmolen	Maas	seizoen	Natuurmonumenten
37	Keent	Maas	jaarrond	Brabantsch Landschap
38	Middelwaard	Maas	seizoen	Natuurmonumenten
39	Maasoevers Neerlangel, Demen, Dieden	Maas	seizoen	Natuurmonumenten
40	Hemelrijkse Waard	Maas	seizoen, deel nog maaien?	Rijkswaterstaat: herinrichting, Natuurmonumenten: beheer
41	Buitenpolder Heerewaarden	Maas	seizoen	Staatsbosbeheer
42	Zandmeren	Maas	seizoen	Staatsbosbeheer
43	Koornwaard	Maas	seizoen (west), jaarrond (oost), nu echter geen begrazing in oost door aanleg kanaal	Natuurmonumenten
44	Empelse Waard	Maas	seizoen	Natuurmonumenten
45	Hedelse Bovenwaarden	Maas	seizoen	Natuurmonumenten
46	Fort Crevecoeur	Maas	seizoen	Ministerie van Defensie
47	Hedelse Benedenwaarden / Mussenwaard	Maas	seizoen	Natuurmonumenten
48	Bokhovensewaard	Maas	seizoen	Natuurmonumenten
49	Millingerwaard	Waal	jaarrond	Stichting Ark
50	Gendtse Polder	Waal	seizoen	Staatsbosbeheer

nummer	naam gebied	rivier	type beheer	beheerder
51	Erlecomse Waard/ Kaliwaal	Waal	jaarrond	k3delta
52	Groenlanden - Bisonbaai	Waal	jaarrond	Staatsbosbeheer
53	Bemmelse Polder	Waal	seizoen	k3delta
54	Buiten Ooij	Waal	jaarrond	Staatsbosbeheer
55	Weurtse Plaat	Waal	jaarrond	Eigendom/beheer: Nuon, Rijkswaterstaat, Free staatsbosbeheer, electrabel, particuliere enclaves / Stichting Ark
56	Beuningse Uiterwaarden	Waal	jaarrond	Staatsbosbeheer
57	Afferdenschse & Deetsche Waarden	Waal	jaarrond (paarden) seizoen (runderen)	Staatsbosbeheer
58	Beneden Leeuwen / Leeuwense Waard	Waal	jaarrond	eigendom Dekker van de Kamp / Stichting Ark / ?
59	Passewaaij bij Tiel	Waal	seizoen	Stichting Ark
60	Stiftse Waarden	Waal	seizoen/ maaibeheer met nabeweiden	150 ha landgoed linschoten: particulier, 25 ha Wienerberger, Domeinen / RWS
61	Gamerensche Waarden	Waal	seizoen	Staatsbosbeheer
62	Breemwaard	Waal	seizoen	Staatsbosbeheer, deel particulier natuurbeheer / agrarisch
63	Brakelse Benedenwaarden	Waal	seizoen/ maaibeheer met nabeweiden	Staatsbosbeheer
64	Loevestein	Waal	jaarrond	Staatsbosbeheer (Gandelwaard, gronden rond Slot), Firma Wienerberger (kleiputten), Free (kuddebeheer) / staatsbosbeheer
65	Groesplaat & Sleeuwijkerwaard	Waal	jaarrond	Brabantisch Landschap
66	Kop van den Oude Wiel	Nieuwe Merwede	maaien	Staatsbosbeheer
67	Kraaiennest	Nieuwe Merwede	maaien	Staatsbosbeheer
68	Hengstpolder	Nieuwe Merwede	maaien	Staatsbosbeheer
69	Kleine Noordwaard	Nieuwe Merwede	seizoen	Staatsbosbeheer, VGBN
70	Tiengemetten	Haringvliet	jaarrond	Natuurmonumenten
71	Aart Eloyenbosch/Jonge Janswaard	Beneden Merwede	maaien	Staatsbosbeheer
72	Engelbrechts Plekske	Beneden Merwede	maaien	Staatsbosbeheer
74	Korte en Lange Ambacht/Ruigten bezuiden den Peerenboom	Beneden Merwede	maaien	Staatsbosbeheer
75	Klompewaard	Waal	jaarrond	Stichting Ark
76	Loowaard	Lek/Nederrijn	jaarrond	Stichting Ark
77	Meinerswijk	Lek/Nederrijn	jaarrond	Gemeente Arnhem, Staatsbosbeheer / Gemeente Arnhem
79	Randwijkse Buitenpolder en Schoutenwaard	Lek/Nederrijn	seizoen	Geldersch Landschap
80	Bovenste Polder Wageningen / Wageningse Bovenpolder / Renkumse Bovenpolder	Lek/Nederrijn	seizoen	Staatsbosbeheer, Dienst der Domeinen / Staatsbosbeheer
81	Blauwe Kamer	Lek/Nederrijn	jaarrond	Utrechts Landschap
82	Maneswaard en De Spees	Lek/Nederrijn	jaarrond	Geldersch Landschap
83	Palmerswaard	Lek/Nederrijn	jaarrond	Utrechts Landschap
84	Liendense Waard	Maas	vooral seizoen, deel maaien?	Geldersch Landschap
85	Elster Buitenwaarden	Lek/Nederrijn	jaarrond	Utrechts Landschap
86	Amerongse Bovenpolder	Lek/Nederrijn	jaarrond	Utrechts Landschap
87	Lunenburgerwaarden	Lek/Nederrijn	seizoen	Utrechts Landschap
88	Rijswijkse Waard	Lek/Nederrijn	seizoen	Geldersch Landschap
89	Steenwaard	Lek/Nederrijn	seizoen	Staatsbosbeheer
90	Baarsenwaard	Lek/Nederrijn	tot 2012 jaarrond, nu seizoen	Geldersch Landschap
91	Goilbedingerwaarden	Lek/Nederrijn	tot 2012 jaarrond, nu seizoen	Geldersch Landschap
92	Everdingerwaard	Lek/Nederrijn	seizoen	Utrechts Landschap
93	Middelwaard, Viaanse Bos	Lek/Nederrijn	jaarrond	Zuidhollands Landschap
94	Eiland van Brienenoord	Nieuwe Maas	jaarrond	Stichting Ark
95	Velperwaarden	Ijssel	maaien	Natuurmonumenten, Domeinen (Rijkswaterstaat)
96	Vaalwaard	Ijssel	jaarrond	Natuurmonumenten, Domeinen (Rijkswaterstaat)
97	Cortenoever	Ijssel	seizoen/ maaibeheer met nabeweiden	Staatsbosbeheer
97	Doorwerth, Jufferswaard	Lek/Nederrijn	seizoen?	Staatsbosbeheer
98	Ossenwaard	Ijssel	? Jaarrond, nu seizoen?	Stichting Ark, Ijssellandschap
99	Veesservaarden	Ijssel	maaien	Geldersch Landschap
100	Duursche Waarden	Ijssel	jaarrond	Staatsbosbeheer
101	Engels Werk	Ijssel	seizoen?	Gemeente Zwolle
102	Vreugderijkerwaard	Ijssel	jaarrond (oeverwal intensiever in seizoen)	Natuurmonumenten
103	Vechterwaard	Vecht	jaarrond	Stichting Ark

Bijlage 3 Vragenlijst interviews

Voor de numerieke verwerking van de antwoorden is bij een groot deel van de vragen al een indeling in mogelijke antwoorden (met code) aangegeven.

Vragenlijst interviews beheerders

Naam + organisatie + contactgegevens:

Gebied:

Kaart met begrenzing gebied

Achtergrond

1a Oppervlakte (ha):

oppervlakte in ha
aandeel begraasd oppervlakte

0 = niet begraasd

1 = 1-25%

2 = 26-50%

3 = 51-75%

4 = 76-100%

5 = onbekend

1b Overstromingsfrequentie: minder dan 1 x per 5 jaar, 1x per 5 jaar tot jaarlijks, 1-3 weken per jaar, 3 weken of meer per jaar.

0 = onbekend

1 = minder dan 1 x per 5 jaar

2 = 1 x per 5 jaar tot jaarlijks

3 = zelden overstroomd: 1-3 weken (< 20 dg) per jaar

4 = periodiek overstroomd (20-50 dg per jaar)

5 = frequent overstroomd (50-150 dg per jaar)

Ontwikkelingsgeschiedenis

2a Uitgangssituatie: natuur, wel/geen begrazing(svorm), grasland, akkerland, houtproductie, anders namelijk:

vegetatietype

1 = grasland

2 = akkerland

3 = houtproductie

4 = natuur

beheer

1 = zeer intensief beheer (akker, intensief gebruikt grasland)

2 = intensief beheer (seizoensbegrazing)

3 = extensief beheer (jaarrondbegrazing)

4 = zeer extensief beheer (1-2 x/jaar hooien)

5 = geen beheer

Bij combinaties het meest intensieve type kiezen

2b Startpunt natuurontwikkeling (jaartal + oppervlakte) en veranderingen in de loop van de tijd (aangeven op kaart begrenzing gebied)

jaar; 0 = geen specifiek jaar

oppervlakte: 0 = geen verandering, 1 = 1-25%, 2 = 26-50%, 3 = 51-75%, 4 = 76-100%

2c Inrichtingsmaatregelen: ontkleiing, graven geulen, integrale uiterwaardverlaging, anders:

0 = geen inrichtingsmaatregelen

1 = graven geulen

2 = ontkleiing

3 = integrale uiterwaardverlaging

4 = combinatie maatregelen

2d Toplaag voor inrichting: zand, klei, mix (in % t.o.v. hele gebied)

Bodemsamenstelling na inrichting: zand, klei, mix (in % t.o.v. hele gebied)

toplaag oud

1 = klei (>90%)

2 = 75% klei en 25% zand

3 = 50% klei en 50% zand

4 = 25% klei en 75% zand

5 = zand (>90%)

toplaag nieuw

1 = klei (>90%)

2 = 75% klei en 25% zand

3 = 50% klei en 50% zand

4 = 25% klei en 75% zand

5 = zand (>90%)

2e Startpunt beheer: grasland, kale grond (geroerd of ongeroerd), ingezaaid, ruigte, struweel, anders:

1 = ongeroerde kale grond

2 = geroerde kale grond

3 = ingezaaid

4 = grasland

5 = ruigte

6 = struweel

7 = bosopslag

8 = anders

2f Start begrazing (jaartal): en veranderingen (m.n. oppervlakte en veedichtheid) i.r.t. startpunt natuurontwikkeling

jaartal start begrazing

veedichtheid in GVE/ha

Doel begrazing of beheer

3a Met welk doel wordt begrazing toegepast?

1 = instandhouden huidige situatie

2 = geleidelijke/natuurlijke ontwikkeling gebied

3 = terugdringen verruiging/bosontwikkeling

4 = combinatie doelen

3b Welke (natuur)doelen zijn er voor dit gebied?

1 = vrij: natuurlijke ontwikkeling die volgt uit begrazingsbeheer

2 = specifieke graslanddoelen

3 = ontwikkeling ruigtes

4 = ontwikkeling ooibos

5 = specifieke faunadoelen

6 = Natura 2000 9nstandhoudingsdoelen

7 = combinatie

3c Leidt de begrazing of het beheer tot de nagestreefde natuurdoelen?

1 = behalen natuurdoelen

2 = benaderen natuurdoelen

3 = niet behalen natuurdoelen

Beheervorm

Beheereenheden: indien verschillende beheereenheden dan vormen beheereenheden de basiseenheid en per beheereenheid moeten de onderstaande vragen beantwoord worden:

4a Vastleggen begrenzing beheereenheden (op kaart)

Categorieën:

Niets doen = N

Maaien = M

Maaien met nabeweiden = M+

Begrazen jaarrond = BJ

Begrazen zomers = BZ

Start beheervorm = jaartal/.....

Eind beheervorm =/jaartal

- 1 = niet doen
- 2 = jaarrond begrazing
- 3 = seizoensbegrazing
- 4 = maaien met nabeweiden

4b Grazers:

Soort, gemiddeld aantal, stieren/koeien/leeftijden, natuurlijke kudde, start jaartal, eind jaartal (op deze wijze kunnen veranderingen worden vastgelegd)

- 0 = geen grazers
- 1 = rund wild (galloway/heck/schotse hooglander)
- 2 = rund huis (rood/zwartbont, etc.)
- 3 = paard (Konik)
- 4 = paard huis (overig)
- 5 = combi wild
- 6 = combi huis

4c Aanwezigheid natuurlijke grazers: hazen, konijnen, reeën, edelherten, ganzen (zo mogelijk soort aangeven)

- 0 = afwezig
- 1 = hazen
- 2 = konijnen
- 3 = reeën
- 4 = edelherten
- 5 = ganzen
- 6 = combinatie
- 7 = bever

4d Begrazingsbeheer is geslaagd voor het behalen van de natuurdoelen' 1= helemaal mee oneens, 2= mee oneens, 3 = neutraal, 4= mee eens; 5= helemaal mee eens

- 1 = helemaal mee oneens
- 2 = mee oneens
- 3 = neutraal
- 4 = mee eens
- 5 = helemaal mee eens

4e Begrazingsbeheer is geslaagd voor het beperken van de vegetatieruwheid : 1= helemaal mee oneens, 2= mee oneens, 3 = neutraal, 4= mee eens; 5= helemaal mee eens.

- 0 = niet relevant
- 1 = helemaal mee oneens
- 2 = mee oneens
- 3 = neutraal
- 4 = mee eens
- 5 = helemaal mee eens

Incidenteel beheer

Per beheereenheid het incidenteel beheer vastleggen + frequentie

5a Maatregel: maaien, klepelen, terugzetten houtigen, afgraven, verandering begrazingsbeheer (jaarrond of zomerbegrazing)

- Tijdstip (maand-jaar)
- 1 = verandering begrazingsbeheer
- 2 = maaien
- 3 = klepelen (ruigte, opslag)
- 4 = terugzetten houtigen
- 5 = afgraven/plaggen

5b Doel maatregel: verruiging/houtopslag terugdringen, verandering type beheereenheid (bv vanuit kostenreductie)

- 1 = verruiging/houtopslag terugdringen

- 2 = verandering type beheereenheid
- 3 = andere reden

5c De maatregel heeft het bedoelde effect zoals genoemd onder het punt hierboven bereikt:
1= *helemaal mee oneens*, 2= *mee oneens*, 3 = *neutraal*, 4= *mee eens*; 5= *helemaal mee eens*

- 1 = helemaal mee oneens
- 2 = mee oneens
- 3 = neutraal
- 4 = mee eens
- 5 = helemaal mee eens

5d Duur effect: < 1 jaar, 2-5 jaar, > 5 jaar

- 0 = onbekend
- 1 = geen effect
- 2 = ≤ 1 jaar
- 3 = 2-5 jaar
- 4 = > 5 jaar

6. Natuurwaarden

6a Natura 2000 doelen?

- 0 = geen Natura 2000-doelen
- 1 = Natura 2000-doelen: habitattypen
- 2 = Natura 2000-doelen: habitatoorten
- 3 = Natura 2000-doelen: broedvogels
- 4 = Natura 2000-doelen: niet-broedvogels
- 5 = combinatie van doelen

6b Specifieke natuurdoelen beheer: omschrijven als tekst (specifieke doelsoorten)

- 1 = vegetatie
- 2 = plantensoorten
- 3 = fauna
- 4 = combinatie

NB: Monitoringsgegevens opvragen

De ontwikkeling van de onder 6a en 6b omschreven natuurdoelen hier weergeven (als aantal of als oppervlakte

(jaartal, klasse-indeling: ontbreekt, zeldzaam (1-3 ex.), weinig talrijk (4-20), talrijk (21-100), zeer talrijk (>100))

7. Ervaringen

7a Hoe denkt u dat veiligheid en natuur het beste gecombineerd kunnen worden?

7b Wat is volgens u de beste mix van begrazing (jaarrond/zomer, soorten) en aanvullende maatregelen voor dit gebied en waarom?

7c Werkt dit ook zo in andere terreinen?

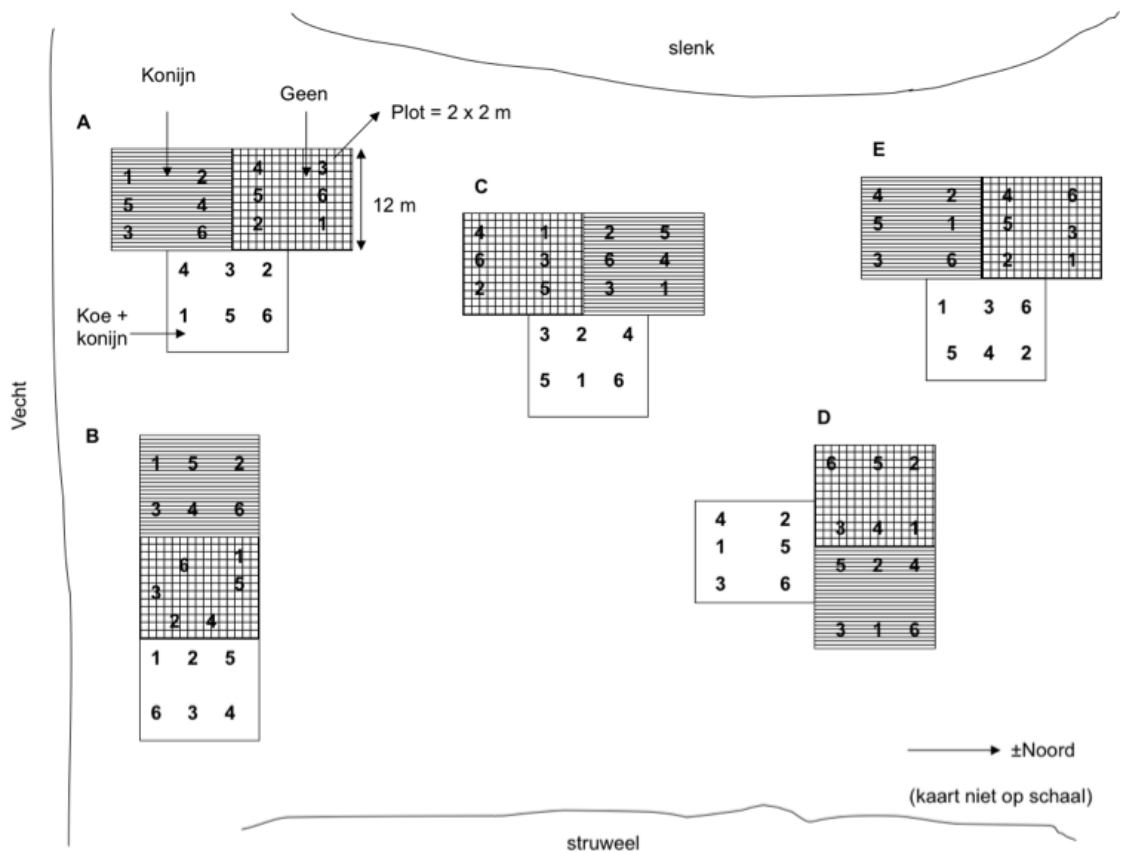
7d Wat zijn beheervormen die niet goed bleken te werken in dit gebied (i.r.t. het natuurdoel) en waar bleek dat uit?

7e Wat zijn kennisvragen op het gebied van begrazing en aanvullende maatregelen die u uitgezocht zou willen hebben om uw beheer beter te kunnen voeren?

7f Is het zinvol om een overzicht te hebben van ervaringen van beheerders in het rivierengebied in de vorm van een verslag? Wat voor vorm is hiervoor het meest geschikt (filmpje, folder, rapportje, boekje)?

Bijlage 4 Exclosures Junner Koeland

Ligging van de exclosures in het open grasland op het Junner Koeland. Er zijn drie begrazingsbehandelingen: met koeien en konijnen, alleen konijnen en geen van beide. Deze drie behandelingen liggen samen in een blok en er zijn 5 van deze blokken (herhalingen). Binnen elke behandeling en blok liggen 6 opnameplots van 2 x 2 m. Van 4 van de 6 zijn data beschikbaar tot 14 jaar na het plaatsen van de exclosures.



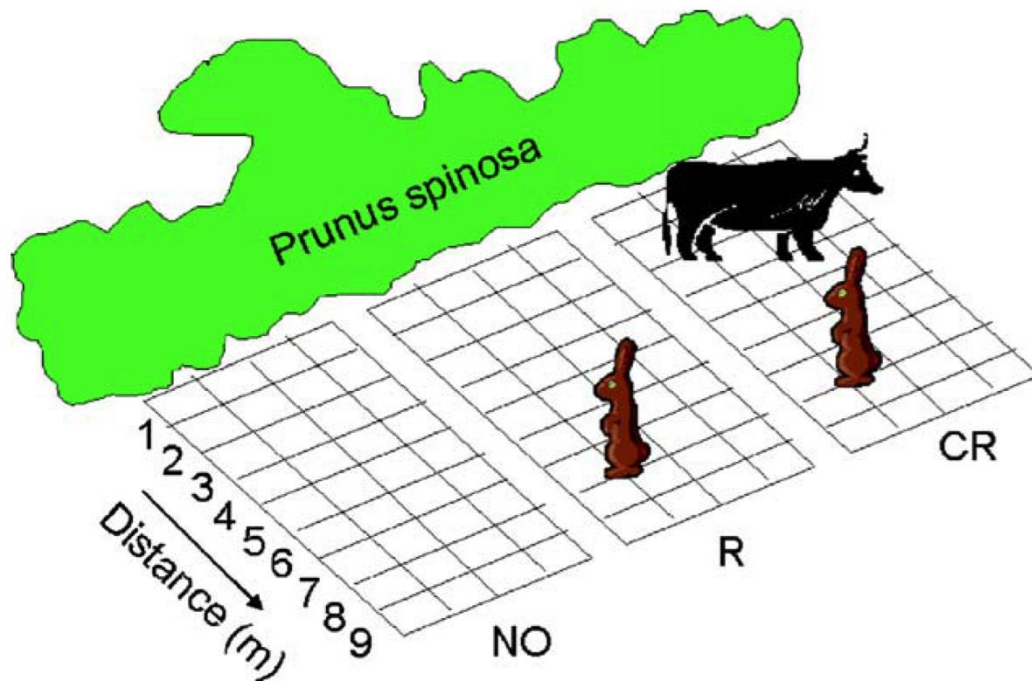
Bijlage 5 Exclosures

Ligging van de exclosures in de Duursche Waarden. Ze zijn geplaatst in verschillende deelgebieden in 5 groepen van 3 en 1 alleen. De gebieden zijn respectievelijk genoemd: Hoogwatervij 91,2,3), Laaggelegen grasland (4,5,6), Hooggelegen grasland (7,8,9), Hooggelegen zanddepot (1), Laaggelegen wilgen (11,12,13) en Medium hoog grasland (14,15,16). In 2014 zijn 6 exclosures teruggevonden, op de kaart de nummers 1,3,7,9,10 en 14. Kaart uit: Albert Remmelzaal 1999. Onderzoek naar de ecologische ontwikkelingen in ontkleide uiterwaarden RIZA, Lelystad.



Bijlage 6 Exclosures

Het ontwerp van de sleedoorn struweel exclosures in 3 uiterwaarden langs de Overijsselse Vecht. Er zijn drie begrazingsbehandelingen: met koeien en konijnen, met alleen konijnen en zonder koeien en konijnen.



Bijlage 7 Overzicht kwaliteitsverbetering vegetaties

Gebied	Bovenste Polder (1)	Brakelse (2)	Corteneoever (3)	Duursche Waarden (4)	Ravenswaarden (Ijssel) (5)	Kop van de Dude (6)	Loevestein (7)	
Beheer	Seizoen/begazingsstart/natuurontwikkeling 1991	Benedenwaarde seizoen/Start/natuurontwikkeling/verschillende fasen/indels 2000	seizoen/natuurontwikkeling/fasen/sinds de jaren '60	jaarrond 1987/begrazing/1989/richting	hooi/seizoens/nabeweidingsrichting ?	jaarrond start/natuurontwikkeling 2000		
Sinds	Oppervlakte (ha) grasland							
Totaalopp	1989 2002	1992 2002	1991 2002 2009	1996 2006	1991 2003	1991 1994 2010	1992 2002	
	116,75 69,99 138,58 138,58	82,60 81,71 95,10 95,10	104,18 88,89 63,58 128,88 128,88 128,88	46,53 40,50 97,18 97,18	40,79 43,17 46,82 46,82	40,22 40,10 39,28 44,01 44,01 44,01	49,82 47,14 65,16 65,16	
Glanshaver grasland	totaalopp (ha) toe/afnameopp trendkwaliteit GG(H6510A)opp G(H6510A)opp Mopp Sopp	16,52 5,91 -64 negatief 0 0 71 0 14 100 14 0	36,09 43,68 21 positief 0 10 14 72 1 17 85 2	12,60 13,52 10,13 7 -25 0 25 35 97 0 23 0 75 4 3 0 38	4,48 8,62 92 positief 0 1 52 82 30 17 17 0	9,86 12,75 29 positief 0 20 51 51 0 29 49 0	13,23 4,27 10,06 -68 135 negatief gelijk 80 0 0 17 86 86 3 0 0 0 14 14	12,77 7,90 -38 negatief 0 1 68 24 11 18 21 57
Stroomdal grasland	totaalopp (ha) toe/afnameopp trendkwaliteit GG(H6120)opp G(H6120)opp Mopp	0,00 0,00 nvt nvt nvt nvt nvt nvt	2,42 3,49 44 positief 0 99 100 0 0 1	4,75 0,00 4,72 -100 nieuw nvt nvt 71 nvt 50 29 nvt 31 0 nvt 19	4,44 0,31 -93 negatief 0 0 89 0 11 100	0,16 0,46 180 gelijk 0 7 0 91 100 2	0,05 10,83 10,33 23955 -5 positief positief 0 15 2 2 2 2	2,03 0,26 -87 positief 0 100 100 0 0 0
Kamgraslanden	totaalopp (ha) toe/afnameopp trendkwaliteit Gopp Mopp	0,00 0,06 nieuw nieuw nvt 0 nvt 100	0,00 1,18 nieuw nieuw nvt 74 nvt 26	0,00 0,91 13,98 nieuw 1434 nieuw negatief nvt 35 nvt 65	0,00 16,11 nieuw nieuw nvt 16 nvt 84	0,00 7,78 nieuw nieuw nvt 16 nvt 84	3,93 1,07 14,61 -73 1267 positief gelijk 61 100 100 39 0 0	0,00 0,15 nieuw nieuw nvt 87 nvt 13
Overstromings grasland	totaalopp (ha) toe/afnameopp trendkwaliteit Gopp Mopp	68,23 11,89 -83 negatief 89 0 11 100	3,42 2,20 -36 positief 3 87 97 13	40,37 51,96 22,32 29 -57 positief negatief 0 69 23 100 31 77	5,30 8,01 51 positief 0 24 100 76	6,29 13,17 109 positief 0 86 100 14	11,65 4,30 3,01 -63 -30 negatief positief 16 0 15 84 100 85 100 75	0,67 1,53 129 positief 0 25 100 75
Dotterbloem en Witbol grasland	totaalopp (ha) toe/afnameopp trendkwaliteit Mopp Sopp	0,00 0,43 nieuw nieuw nvt 0 nvt 100	0,00 0,00 nvt nvt nvt nvt nvt nvt	0,06 0,94 0,00 1562 -100 negatief nvt 100 0 nvt 0 100 nvt	1,63 2,08 27 gelijk 100 100 0 0	0,00 0,74 nieuw nvt nvt 0 nvt 100	0,00 0,18 0,43 nieuw 135 afname nvt 0 nvt 100	0,00 0,00 nvt nvt nvt nvt
Vossenstaart grasland	totaalopp (ha) toe/afnameopp trendkwaliteit Gopp Mopp Sopp	0,00 37,08 nieuw nieuw nvt 0 nvt 3 nvt 97	40,50 27,16 -33 positief 0 0 65 81 35 19	24,05 9,00 6,31 -63 -30 positief negatief 0 0 10 28 100 1 72 0 89	13,66 0,41 -97 negatief 0 0 76 0 24 100	14,46 7,23 -50 positief 0 0 5 9 95 91	4,74 0,00 0,86 -100 nieuw nvt nieuw nvt 13 nvt 0 2 nvt 87	6,23 32,74 426 positief 0 0 45 80 55 20
Raaigraslanden	totaalopp (ha) toe/afnameopp trendkwaliteit Sopp SSopp	32,01 14,62 -54 positief 0 53 100 47	0,17 4,01 2313 negatief 100 0 0 100	22,36 12,56 6,12 -44 -51 positief negatief 32 100 93 68 0 7	17,01 4,96 -71 positief 18 43 82 57	10,01 1,05 -90 negatief 18 0 82 100	6,62 19,45 0,00 194 -100 gelijk nvt 0 0 nvt 100 100 nvt	28,12 4,56 -84 negatief 36 0 64 100

Bijlage 8 Voorlopige opzet van Fase 2

Begrazing heeft zowel effect op de vegetatiestructuur als op de soortensamenstelling. Veel bloemplanten en stroomdalsoorten zijn voor grazers niet aantrekkelijk en zijn daarmee bij een lage begrazingsdruk in het voordeel ten opzichte van grassen (Peters *et al.* 2006). Door het maaien van ruigesoorten kan de concurrentieverhouding tussen grassen en ruigesoorten gewijzigd worden, waardoor het aandeel grassen toeneemt en het voor grazers aantrekkelijker wordt om hier te grazen. Hierdoor kan in de stroombanen mogelijk ongewenste verruiging voorkomen worden. Hierbij dienen de volgende onderzoeksvragen beantwoord te worden:

Wat is het gebiedsgebruik van de grazers in de huidige situatie?

Verandert het gebiedsgebruik van de grazers door het terugzetten van de vegetatie in delen van het gebied en concentreren de dieren zich in het gebied waar begrazing gewenst is?

Is er verschil in blijvende hoogte in de structuur van de vegetatie door de begrazing in al dan niet behandelde delen van de stroombaan?

Wat is het effect op de opslag van houtigen? Hierbij kan onderscheid gemaakt worden tussen opslag van houtigen in de stroombaan (meer betreding > meer kiemmogelijkheden) en buiten de stroombaan (lagere begrazingsdruk).

Om deze vragen te beantwoorden selecteren we drie studiegebieden. Door ons te concentreren op drie gebieden kunnen we de samenhang tussen het ruimtegebruik van de grazers, het effect op de vegetatiestructuur en kieming van houtigen en mogelijke sturing door de beheerder integraal bestuderen. Dit leidt tot een beter begrip dan verschillende vragen in verschillende gebieden te testen. Het gebruik van al aanwezige meerjarige exclusures geeft de mogelijkheid om de onbegraasde condities mee te nemen in de experimenten. Anders zullen exclusures moeten worden geplaatst.

Gebiedsgebruik door grazers

Om het gebiedsgebruik van de grote grazers te onderzoeken worden enkele dieren (leidkoeien/merries) voorzien van GPS-loggers. Deze loggers kunnen geprogrammeerd worden om in de loop van de dag al dan niet met een grotere frequentie de positie van de grazer tot op 10 m nauwkeurig te bepalen. Tevens wordt de voortbeweging vastgelegd, waaruit de activiteit kan worden afgeleid. De data kan uitgelezen worden door contact te maken via Bluetooth of GSM.

Maaixperiment

Op basis van de GPS-data wordt inzicht verkregen in het gebiedsgebruik in ruimte en tijd voor en na de ingreep. In het eerste jaar wordt de referentiesituatie in drie gebieden vastgelegd en in het tweede jaar wordt ingegrepen in twee gebieden. Alle gebieden worden jaarrond begraasd zowel door koeien als door paarden. In het eerste onderzoeksgebied worden delen van de stroombaan gemaaid. In het tweede gebied worden zowel delen van de stroombaan als van de hogere gronden gemaaid. Dit om te testen of het effect van maaien afhangt van de hoogteligging van de maaivakken. De twee gebieden verschillen niet in begrazingsdichtheid. In beide gebieden worden tevens winter exclusures geplaatst. Dit zijn delen die alleen in de winter van begrazing worden uitgesloten. Dit levert inzicht in het effect van jaarrondbegrazing versus seizoenbegrazing. Het derde gebied dient als referentiegebied. Hier vinden geen ingrepen plaats. Dit levert inzicht in de variatie in gebiedsgebruik tussen jaren, al dan niet onder invloed van het rivierwaterpeil.

Metingen

Per gebied worden 2 paarden en 2 (leid)koeien uitgerust met een GPS-logger tijdens de (half)jaarlijkse veterinaire inspectie. De batterijen kunnen vervangen worden bij de volgende inspectie. Het uitlezen van gegevens zal met enige regelmaat plaatsvinden om te voorkomen dat gegevens verloren gaan.

In de onderzoeksgebieden worden in de stroombanen 4 raaien loodrecht op de stroombaan gelegd. In de ingreepgebieden liggen twee raaien in het tweede jaar in het behandelde deel

van de stroombaan en twee in niet behandelde delen van de stroombaan. In één ingreepgebied worden ook op de hogere terreindelen stukken van de vegetatie gemaaid. Ook hier worden zowel in het gemaaide als in het niet gemaaide deel twee raaien gelegd. In het referentiegebied worden twee raaien in de stroombaan en twee in het hogere deel gelegd. Op alle raaien worden de volgende metingen verricht:

vegetatiemetingen relevant voor het meten van de ruwheid. Hierbij zijn de volgende zaken relevant; hoogte ondergroei, hoogte structuur bepalende soorten, dichtheid structuur bepalende soorten en dikte structuur bepalende soorten (Van Velzen *et al.* 2003). Met Rijkswaterstaat wordt afgestemd welke metingen voor de ruwheid berekeningen het meest relevant zijn en welke meetmethoden in de praktijk gehanteerd worden. Per raai worden op minstens 10 plaatsen deze metingen gedaan. Deze metingen worden 3 keer gedaan: zomer, winter en voorjaar.

de dagvlinders worden geteld conform het protocol van de monitoringroute voor dagvlinders van de Vlinderstichting (Swaaij *et al.* 2011). In dit protocol worden gedetailleerd de eisen voor de waarneemomstandigheden en de breedte van de waarneemzone omschreven. In de periode mei-september worden in totaal 6 bezoeken gebracht.

de sprinkhanen worden geteld. Hierbij wordt niet het totale aantal sprinkhanen geteld of de totale biomassa maar het aantal roepende mannetjes langs de raaien. Dit is een indicatie voor de populatiegrootte. De monitoring vindt plaats in een 2,5 m brede zone aan weerszijden van de waarnemer over een lengte van 50 m. Voor het vaststellen van de roepende mannetjes wordt een batdetector gebruikt om de roep vast te stellen. De route wordt tweemaal gelopen: eind juli en eind augustus. Hiermee worden zowel vroege als late sprinkhaansoorten gedekt (Kleukers *et al.* 2004). Naast roepende mannetjes worden wegspringende dieren apart genoteerd. Bureau Waardenburg heeft eerder sprinkhanen gebruikt als monitoringsmiddel voor het vaststellen van de ontwikkeling van de vegetatiestructuur (Van de Haterd *et al.* 2007) en voor het beoordelen van het effect van maaien (Achterkamp *et al.* 2007).

De broedvogels worden geïnventariseerd met behulp van de uitgebreide territoriumkartering (Van Dijk & Boele 2011). Hierbij wordt aan weerszijden van iedere raai een strook van 50 m geïnventariseerd, zodat de inventarisatie in een 100 m brede zone plaatsvindt. Hierbij ligt de nadruk op soorten die een relatief kleine territoriumgrootte hebben.

- flora: in augustus worden op homogene delen van de raaien vegetatie-opnamen gemaakt met behulp van de Tansley schaal in stroken van 25 bij 2 m, waarbij in de strook ook 1-2 meetpunten voor de vegetatiehoogte liggen.

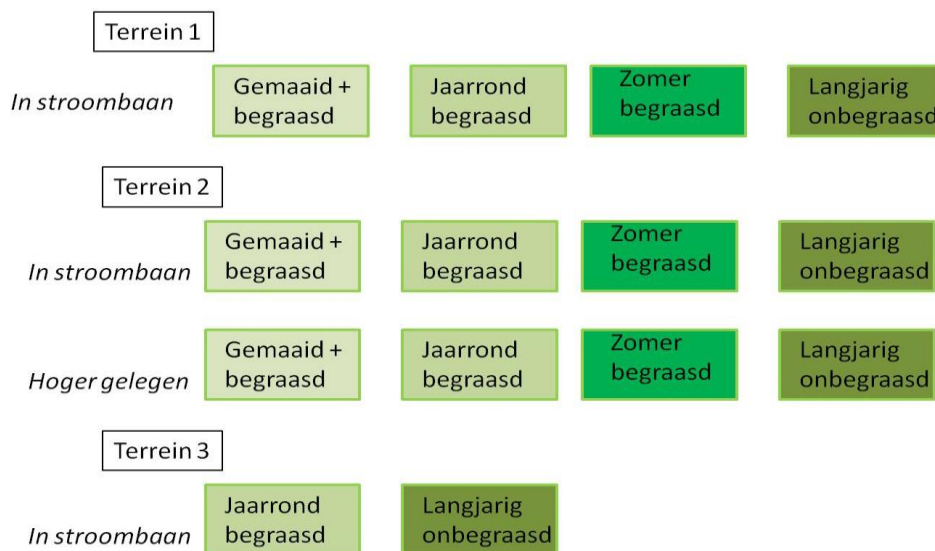
Kiem experiment houtigen

Maaien en concentratie van graasdruk leiden tot korte(re) vegetatie en mogelijk meer open grond. Hierdoor zou de kieming van houtigen verhoogd kunnen worden. Tellingen van spontaan opkomende kiemplanten in het veld zijn vaak lastig, omdat de zaden vaak erg onregelmatig in de ruimte verdeeld zijn. Er kan ook helemaal geen kieming optreden door gebrek aan zaden. Dit maakt het moeilijk om met spontane kieming te werken. Wij stellen voor zelf zaden van een wilgensoort die in alle gebieden voorkomt en meidoornbessen te zaaien. Op deze manier bepalen we zelf de hoeveelheid zaden en door in elke experimentele behandeling evenveel te zaaien kunnen we het effect van maaien en verschillen in begrazingsintensiteit goed met elkaar vergelijken.

Per maai- en graasbehandeling markeren we 5 proefvakjes van 30 x 30 cm waar we zaden van wilg en meidoorn inzaaien. De proefvakjes worden ingezaaid zonder ze verder te manipuleren. De dikte van de strooisellaag, aandeel open grond en vegetatiehoogte worden gemeten bij het inzetten en elke telronde. De zaden worden in overleg met de beheerders in de studiegebieden verzameld in het juiste jaargetijde. De zaden worden gezaaid als de wilgenzaden rijp zijn en de kieming wordt drie keer in voorjaar en zomer gemeten in klassen, zodat het niet nodig is elke kiemplant apart te tellen. De behandelingen waarin de kiemplanten gezaaid worden zijn weergegeven in figuur 1. De zaden van 5 extra proefvakjes worden ingezaaid in de kas waar ze onder ideale omstandigheden te kiemen worden gezet om de kiemkracht van de zaden te bepalen.

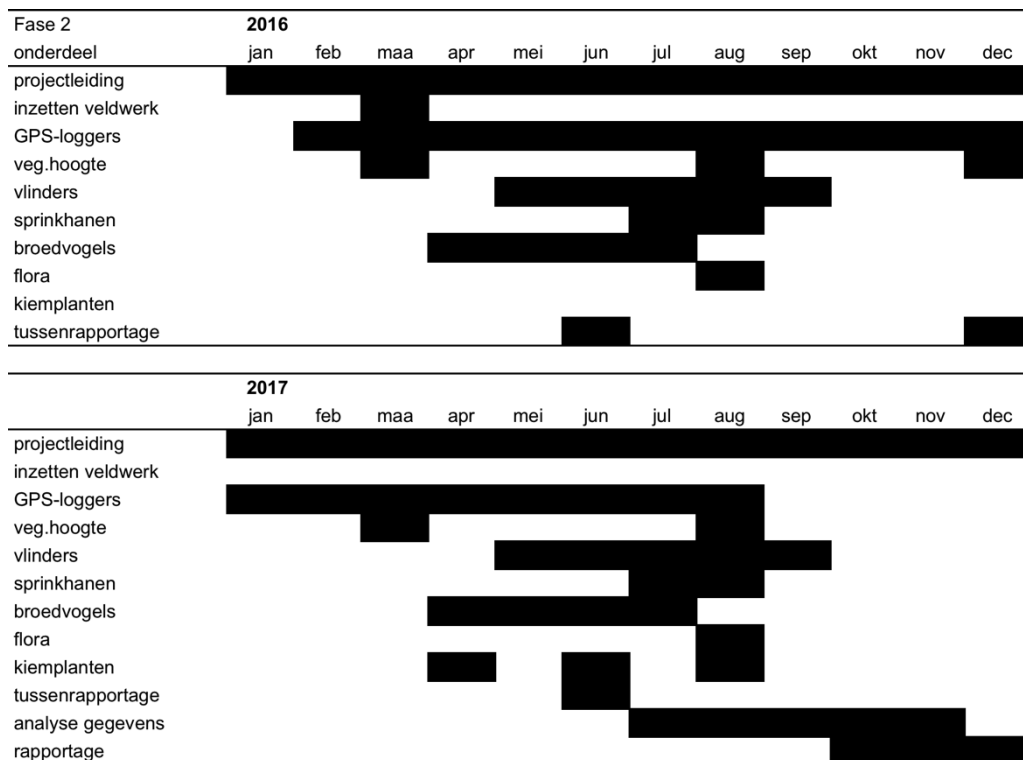
Aangezien de gebieden meerjarige exclusures moeten hebben – belangrijk voor het kiemexperiment, lijken op dit moment Junner Koeland, Blauwe Kamer en Duursche Waarden geschikt voor het onderzoek. De definitieve keuze zal gemaakt worden in overleg met de beheerders en de begeleidingscommissie.

Figuur 2 geeft een schematisch overzicht van de planning van de werkzaamheden van Fase 2 in 2016 en 2017. Indien mogelijk kan ook voor een andere planning worden gekozen, waarbij het mogelijk is om over een langer periode gegevens over het gebiedsgebruik door grazers gegevens te verzamelen.



Figuur 1 Schema van maai- en graasbehandelingen waarin zaden worden ingezaaid. Per experimentele behandeling worden 5 proefvakjes van 30 x 30 cm ingezaaid. Dat zijn 70 proefvakjes in totaal. Gemaaid + begraasd: gemaaid en jaarrond begraasd. Jaarrond begraasd: hele jaar begraasd. Zomer begraasd: winter exclusure, alleen lente, zomer, nazomer begrazing. Langjarig onbegaasd: permanente exclusure die al in het gebied aanwezig is. Hier worden de gebieden op geselecteerd. Van gemaaid + begraasd naar langjarig onbegaasd geeft een afname in begrazingsintensiteit weer.

Figure 1 Overview of mowing and grazing treatments. For each experimental treatment five areas (30 x 30 cm) will be sown, resulting in a total of 70 trial areas. Mown and grazed: mown and year-round grazing. Year-round grazing: grazing all year. Summer grazing: grazing from spring through autumn with enclosure in winter. No grazing: permanent enclosure. The grazing intensity decreases across the treatments from mown and grazed to no grazing.



Figuur 2 Schematisch overzicht van de planning van de werkzaamheden in Fase 2, uitgaande van een onderzoeksperiode in 2016 en 2017.

Figure 2 Overview of the planning for phase two, based on a study period of 2016 to 2017.

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn

Het Kennisnetwerk Ontwikkeling Beheer Natuurkwaliteit:

- is een onafhankelijk en innovatief platform waarin beheer, beleid en wetenschap op het gebied van natuurherstel en -beheer samenwerken;
- ontwikkelt en verspreidt kennis met als doel het structureel herstel en beheer van natuurkwaliteit.



Kennisnetwerk OBN wordt gecoördineerd door de VBNE en gefinancierd door het ministerie van Economische Zaken en BIJ12

Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE)

Princenhof Park 9
3972 NG Driebergen
0343-745250

W.A. (Wim) Wiersinga
Adviseur Plein van de kennis/
Programmaleider Kennisnetwerk OBN
0343-745255 / 06-38825303
w.wiersinga@vbne.nl

M. (Mark) Brunsveld MSc
Programma-medewerker OBN
0343-745256 / 06-31978590
m.brunsveld@vbne.nl