

Ontwikkeling van mozaïeklandschappen onder invloed van begrazing

Dit onderzoek werd gefinancierd door het DWK-onderzoeksprogramma 382, Regionale identiteit en natuur- en landschapontwikkeling.

Ontwikkeling van mozaïeklandschappen onder invloed van begrazing

Een drietal casestudies

A.T. Kuiters

Alterra-rapport 1105

Alterra, Wageningen, 2004

REFERAAT

Kuiters, A.T. 2004. *Ontwikkeling van mozaïeklandschappen onder invloed van begrazing; Een drietal casestudies*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1105. 87 blz. 29. fig.; 35 tab.; 76 ref.

In dit rapport wordt verslag gedaan van een onderzoek naar de invloed van begrazing door paarden en/of runderen op de ontwikkeling van dynamische mozaïeklandschappen op voormalige landbouwgronden. Effecten van deze vorm van beheer zijn onderzocht in a) de Baronie Cranendonck, een van de eerste natuurontwikkelingsprojecten in ons land op verlaten landbouwgronden in een beekdallandschap, b) het Nationaal Park Veluwezoom, met verlaten landbouwgronden in een voormalige landgoederenzone op de hogere zandgronden en c) de Beuningse Uiterwaarden met natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden in de uiterwaarden langs de Waal. Er is vooral gekeken naar de effecten van begrazing op de opslag van struik- en boomsoorten in de voormalige akkers en graslanden, en naar factoren die hierop van invloed zijn. In één van de onderzoeksterreinen is over een periode van 30 jaar onderzocht hoe de vegetatieontwikkeling verloopt nadat gronden uit cultuur zijn genomen.

Trefwoorden: begrazing, beheer, biodiversiteit, landbouwgronden, mozaïeklandschap, natuurontwikkeling, struweelontwikkeling

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door €27,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 1105. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2004 Alterra
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Omvorming landbouwgronden naar natuur	11
1.2 Vraagstelling	11
2 Mozaïeklandschappen en extensieve begrazing	13
2.1 Relatie met het historische landgebruik	13
2.2 Vestiging en ontwikkeling struweelcomplexen in graslanden	13
2.3 Begrazing door hoefdieren	14
2.4 Onderzoeksopzet	15
3 Dertig jaar natuurontwikkeling op voormalige landbouwgrond onder invloed van ponybegrazing: casus 1	17
3.1 Baronie Cranendonck	17
3.2 Begrazingsbeheer	18
3.3 Onderzoek	19
3.4 Verschuiving in het areaal grasland, struweel, boomgroepen en bos	19
3.5 Ontwikkeling diversiteit aan plantensoorten op voormalige akkers	21
3.6 Nutriëntenrijkdom bodem op voormalige akkers	29
3.7 Spontane opslag van houtige soorten	31
3.8 Graasgedrag en terreingebruik van IJslandse pony's	34
3.9 Dynamiek konijnenpopulatie	39
3.10 Discussie en conclusies	40
4 Omvorming van een voormalig agro-pastoraal gebied naar een halfnatuurlijk boslandschap: casus 2	43
4.1 Nationaal Park Veluwezoom	43
4.2 Begrazingsbeheer	43
4.3 Onderzoek	44
4.4 Graasgedrag en terreingebruik IJslandse pony's	47
4.5 Spontane opslag van houtige soorten	50
4.6 Graasdruk in relatie tot recreatiedruk	52
4.7 Schillen van bast	54
4.8 Discussie en conclusies	57
5 Vestiging van zacht- en hardhoutoibossoorten op voormalige landbouwgronden in de uiterwaarden onder invloed van overstroming en begrazing: casus 3	59
5.1 Natuurontwikkeling in de uiterwaarden	59
5.2 Ooibosontwikkeling en jaarrondbegrazing	59
5.3 De Beuningse Uiterwaarden	60

5.4	Begrazingsbeheer	61
5.5	Vegetatieontwikkeling	62
5.6	Onderzoek	62
5.7	Verschuivingen in het areaal grasland en struweel	63
5.8	Soortensamenstelling structuurtypen	63
5.9	Graasgedrag en terreingebruik grazers	63
5.10	Spontane opslag zacht- en hardhoutsoorten	67
5.11	Relatie met overstromingskarakteristiek en graasdruk	69
5.12	Discussie en conclusies	72
6	Belangrijkste conclusies	73
6.1	Struweelontwikkeling onder invloed van begrazing	73
6.2	Aanbevelingen voor het beheer	76
	Literatuur	79
	Bijlage 1 Lijst met plantensoorten die zijn aangetroffen in de Beuningse Uiterwaarden (september 2002)	85

Woord vooraf

De afgelopen decennia zijn veel landbouwgronden uit cultuur genomen en hebben de functie natuur gekregen. Ook de komende decennia zal met de realisering van de Ecologische Hoofdstructuur dit het geval zijn. Bij natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden wordt vaak gebruik gemaakt van extensieve begrazing met paarden en/of runderen. Het terreinbeheer is geïnteresseerd in de resultaten die met extensief begrazingsbeheer op termijn kunnen worden geboekt. Kunnen grazers bijdragen aan de ontwikkeling van dynamische mozaïeklandschappen met soortenrijke graslanden, struwelen en bosschages op voormalig intensief beheerde akkers en graslanden en hoe langt neemt dit proces in beslag op voedselarme- en rijke gronden?

Als een van de oudste voorbeelden geldt in dit verband de Baronie Cranendonck, waar in 1972 graanakkers en bemeste graslanden uit cultuur werden genomen en waar direct een begrazingsbeheer werd ingesteld met IJslandse pony's. Dit terrein kan gelden als een van de oudste referenties voor natuurontwikkeling op voedselarme zandgrond. Er is onderzoek gedaan naar de vegetatieontwikkeling in dit terrein over een periode van 30 jaar onder invloed van een constant begrazingsbeheer. De ontwikkelingen zijn vergeleken met twee andere terreinen op wat rijkere gronden waar sinds begin jaren '90 van de vorige eeuw natuurontwikkeling plaatsvindt onder invloed van extensief begrazingsbeheer.

Bijzondere dank gaat uit naar de studenten die op enthousiaste wijze hebben meegewerkt aan dit onderzoek: Neeltje Huizinga (Van Hall Instituut, Leeuwarden), Jasper Wijkamp en Jeroen van der Ven (Rijn-IJssel College, Arnhem), Stefan Vreugdenhil en Jeroen van Leijsen (Hogeschool INHolland, Delft), Wobbe Witte, Martijn van Schie, Lies Floor, Thijs Molenaar, Godert Wytéma en Liesbeth van der Sluijs (Hogeschool Larenstein, Velp).

Rik Huiskes was behulpzaam bij de GIS-bewerkingen van luchtfoto's en Bert van der Werf was behulpzaam bij het geven van statistische adviezen. Pieter Slim maakte vegetatieopnamen, analyseerde de vegetatiegegevens en leverde kritisch commentaar op het conceptrapport.

Tenslotte worden de beheerders van de onderzoeksterreinen bedankt voor hun bereidwillige medewerking bij het uitvoeren van het onderzoek in hun terreinen: G. Bosschers (Staatsbosbeheer, Baronie Cranendonck), W. de Wit en A. ten Hoedt (Vereniging Natuurmonumenten, Nationaal Park Veluwezoom) en J. van der Veen en R. Peters (Stichting Ark, Beuningse Uiterwaarden).

Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht van het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit als onderdeel van het programma Regionale identiteit en natuur- en landschapsontwikkeling (DWK-onderzoeksprogramma 382).

Samenvatting

Bij natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden wordt meestal gestreefd naar de ontwikkeling van een dynamisch, halfopen mozaïeklandschap. Daarbij wordt een centrale rol toebedeeld aan grote herbivoren zoals rund en paard. Begrazing wordt beschouwd als een belangrijk landschapsvormend proces dat mogelijk maakt dat verschillende successiestadia, zoals grasland, struweel, bosschages en bos naast elkaar blijven voorkomen in een dynamisch patroon.

In een drietal casestudies is gekeken naar processen die door begrazing worden beïnvloed, in het bijzonder naar de ontwikkeling van struweel en bosschages op voormalige akkers en intensief bemeste graslanden. Dat waren a) de Baronie Cranendonck, een van de eerste natuurontwikkelingsprojecten in ons land op verlaten landbouwgronden in een beekdallandschap, b) het Nationaal Park Veluwezoom, met verlaten landbouwgronden in een voormalige landgoederenzone op de hogere zandgronden en c) de Beuningse Uiterwaarden met natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden in de uiterwaarden langs de Waal. Er is vooral gekeken naar de effecten van begrazing op de opslag van struik- en boomsoorten in de voormalige akkers en graslanden en naar factoren die hierop van invloed zijn. In één van de onderzoeksterreinen is over een periode van 30 jaar onderzocht hoe de vegetatieontwikkeling verloopt nadat gronden uit cultuur zijn genomen.

De drie casestudies maken duidelijk dat begrazing met hoefdieren in natuurgebieden met voormalige landbouwgronden het ontstaan van een ruimtelijk gevarieerd mozaïek van begroeiingstypen in principe mogelijk maakt. Op de arme zandgronden kan het 20-30 jaar duren voordat van enige struweelvorming in graslanden sprake is. In het rivierengebied gaat dit aanzienlijk sneller. Daar bleek binnen tien jaar massaal meidoornstruweel van de grond te kunnen komen.

Het is duidelijk dat begrazing de vorming van struweelcomplexen en bosschages op voormalige landbouwgronden kan bevorderen. Of dit op termijn resulteert in een gevarieerd mozaïeklandschap, hangt af van diverse factoren. Cruciaal is de mogelijkheid voor het kunnen ontstaan van struweleilanden met doornige of stekelige struiken als meidoorn, sleedoorn of braam, die op termijn bescherming kunnen bieden aan bosvormende soorten als zomereik.

In de uiterwaarden speelt naast begrazing overstroming een sleutelrol. Zowel meidoorn als sleedoorn zijn gevoelig voor overstroming, vooral in de zomerperiode. Blijvende vestiging van deze soorten hangt af van de terreingesteldheid, of er voldoende hooggelegen plekken zijn, waar ze met succes kunnen uitgroeien tot struweelcomplexen. Deze kunnen vervolgens een 'kraamfunctie' vervullen bij de ontwikkeling naar hardhoutoibos.

Het is van belang dat de gebieden voldoende schaal hebben. Dan kan ruimtelijke heterogeniteit in het terreingebruik van de hoefdieren bijdragen aan een ruimtelijk gevarieerde graasdruk en een daarmee samenhangende variatie in vegetatiedynamiek.

Overigens blijkt uit onderhavig onderzoek dat in terreinen met een bescheiden oppervlak van minder dan tweehonderd hectaren al sprake kan zijn van een aanzienlijke heterogeniteit in het ruimtelijk graaspatroon van rund en paard.

In de discussie wordt ingegaan op de mogelijkheden die er met aangepast beheer zijn om te sturen in de vorming van mozaïeklandschappen vanuit voormalige landbouwgronden. Vooral de verhouding tussen grasland en bos in de startsituatie kan bepalend zijn voor de ontwikkeling van een statisch dan wel dynamisch mozaïek van begroeiingstypen. Wanneer in de startsituatie relatief weinig grasland aanwezig is ten opzichte van het areaal struweel of bos, zal het aantal runderen of paarden dat in het terrein kan leven niet hoog kunnen zijn, vanwege de beperkingen in het voedselaanbod. Dit heeft tot gevolg dat de graasdruk op de spontane verjonging in het bos gering is waardoor open plekken, ontstaan als gevolg van het afsterven van volwassen bomen of door windworp, weer snel kunnen dichtgroeien. Bos blijft zo voor lange termijn bos en de grazers zijn gedwongen zich tot in lengte van jaren voornamelijk op te houden op het beperkte areaal graslanden, waar de graasdruk dan zo hoog is dat struweel niet of nauwelijks van de grond kan komen. Er is dan sprake van een statisch in plaats van een nagestreefd dynamisch mozaïek van begroeiingstypen. In het creëren van een juiste verhouding tussen grasland en bos in de uitgangsituatie ligt een concreet aangrijpingspunt voor het beheer.

Het is de vraag of met de ontwikkeling van mozaïeklandschappen onder invloed van integrale begrazing ook de instandhouding en ontwikkeling van een grote soortenrijkdom aan plant- en diersoorten is gewaarborgd. Dit aspect heeft in onderhavig onderzoek weinig aandacht gekregen. In vervolgonderzoek zal dit aspect nader worden onderzocht.

1 Inleiding

1.1 Omvorming landbouwgronden naar natuur

Al vanaf de jaren '30 van de vorige eeuw is in ons land sprake van het uit cultuur nemen van landbouwgronden en het teruggeven van deze gronden aan de natuur. Aanvankelijk was men algemeen de mening toegedaan dat menselijke invloed hierbij tot een minimum moest worden beperkt. De natuur zou het meest tot zijn recht komen zonder ingrijpen van buitenaf. Echter, in de meeste gevallen resulteerde dit in verruiging en de ontwikkeling van soortenarme begroeiingstypen. Vanaf de jaren '50 groeide de opvatting dat het schokeffect dat het verlaten van landbouwgronden met zich meebrengt, moest worden opgevangen en begeleid met passende beheersmaatregelen. Begrazing met hoefdieren werd gezien als een van de manieren om dit te realiseren (Oosterveld 1975). Vanaf de jaren '70 van de vorige eeuw wordt begrazing in toenemende mate ingezet bij de omvorming van landbouwgronden naar natuur.

Met begrazing kunnen nutriënten worden afgevoerd. Zo wordt een deel van de stikstof die met het voedsel wordt opgenomen, via de urine uitgescheiden. Een deel daarvan verdampt in de vorm van vluchtige stikstofverbindingen (Bruggink 1987). Ook met de afvoer van dieren uit een begraasd terrein kan een deel van de voedingsstoffen worden afgevoerd. Overigens is de meest effectieve manier om nutriënten af te voeren het afplaggen van de bouwvoor, gevolgd door een maai-beheer met nabeweiding (Bakker 1989, Bakker *et al.* 2002, Walker *et al.* 2004). Nadeel van plaggen is dat tevens een belangrijk deel van de zaadbank wordt verwijderd (Grootjans *et al.* 2002). De ervaring heeft geleerd dat de omvorming van productieve en bemeste naar meer natuurlijke begroeiingstypen vooral op geleidelijke wijze moet worden gerealiseerd. Dit vraagt om een nauwe afstemming van het beheer op de ontwikkelingen in een terrein.

Naast begrazing als natuurtechnische beheersmaatregel, wordt sinds begin jaren '90 begrazing in toenemende mate ingezet in het kader van procesbeheer. Daarbij worden grazers niet beschouwd als goedkope maaimachines, maar wordt vanuit ecologische overwegingen begrazing gezien als een onmisbaar natuurlijk proces. Bij de omvorming van voormalige landbouwgronden naar natuur wordt in dat geval integrale begrazing toegepast. Er is sprake van vrijlevende kuddes runderen en/of paarden die jaarrond in het terrein voorkomen en de omvorming naar natuur meehelpen gestalte te geven (Stichting Ark 1999).

1.2 Vraagstelling

Met de realisatie van de Ecologische Hoofdstructuur komen in de naaste toekomst veel landbouwgronden beschikbaar voor natuurontwikkeling. Het is van belang om inzicht te hebben in de effectiviteit van begrazing als beheersmaatregel om

omvorming naar natuur gestalte te geven. Doel van onderhavig onderzoek was inzicht te krijgen in de wijze waarop hoefdieren kunnen bijdragen aan de ontwikkeling van gevarieerde en dynamische mozaïeklandschappen op verlaten landbouwgronden. In een dynamisch mozaïeklandschap komen verschillende successiestadia van grasland tot bos naast elkaar voor op in de tijd wisselende locaties. Dit wordt ook wel aangeduid als *'shifting mosaics'* (Olf *et al.* 1999). In het bijzonder is aandacht besteed aan de invloed die hoefdieren hebben op de vestiging en ontwikkeling van struweelcomplexen en boomgroepen vanuit graslanden. Er is een drietal situaties onderzocht (figuur 1.1):

- Baronie Cranendonck: natuurontwikkeling op verlaten landbouwgrond;
- Nationaal Park Veluwezoom: omvorming van een voormalig agro-pastoraal gebied naar een 'halfnatuurlijk boslandschap';
- Beuningse Uiterwaarden: vestiging van zacht- en hardhoutoibossoorten onder invloed van overstroming en begrazing.

In deze terreinen is sprake van integratie van verlaten landbouwgronden in omliggend natuurgebied.



Figuur 1.1 Geografische ligging van de onderzoeksterreinen

2 Mozaïeklandschappen en extensieve begrazing

In de wat grotere natuurterreinen in ons land wordt begrazing veelvuldig toegepast om een gevarieerd landschap tot ontwikkeling te brengen bestaande uit een afwisseling van graslanden, ruigten, struweelcomplexen en bos. Dit zijn zogenaamde mozaïeklandschappen. In de kleinere terreinen (vaak niet groter dan slechts enkele tientallen hectaren) worden grazers vaak ingezet als middel om bepaalde korte, soortenrijke vegetaties in stand te houden. Het inzetten van grote herbivoren bij het ontwikkelen van mozaïeklandschappen is in 1970 gestart in de ‘pony-ren’ van de Baronie Cranendonck (Oosterveld 1976, 1996). Het betrof hier verlaten landbouwgronden temidden van stuifzand, heide en dennenbos. Begrazing van natuurterreinen heeft sindsdien een grote vlucht genomen (Kuiters *et al.* 2003). Ook bij de ontwikkeling van zogenaamde ‘nieuwe natuur’, zoals in veel natuurontwikkelingsgebieden langs de grote rivieren en in beekdalen, worden op veel plaatsen hoefdieren geïntroduceerd met als oogmerk de ontwikkeling van een gevarieerd mozaïeklandschap.

2.1 Relatie met het historische landgebruik

Het boslandschap zoals dat in natuurterreinen op de hogere zandgronden (Veluwe massief, Drents plateau, Brabantse zandgronden) momenteel voorkomt, wordt gekenmerkt door een mozaïek van vaak min of meer scherp begrensde begroeiingstypen van voormalige heidebebossing (voornamelijk aangeplant naaldbos), voormalig hakhout (overwegend eikenbos), geplant loofbos, heide, grasland en voormalige cultuurgronden. Het vegetatiepatroon op landschapschaal is in sterke mate antropogeen van oorsprong (Bijlsma 2003). Bij de ontwikkeling naar een meer natuurlijk boslandschap worden menselijke activiteiten tot een minimum beperkt en wordt maximaal ruimte geboden aan natuurlijke processen, zoals successie en abiotische en biotische verstoringen in de vorm van windworp, het ontstaan van gaten in het kronendak door afsterven van oudere bomen, en herbivorie door kleine (insecten, knaagdieren) en grote herbivoren. Deze vorm van beheer wordt vaak ingeleid door een fase met omvormingsbeheer, waarbij niet-inheemse soorten zoveel mogelijk worden verwijderd, of waarbij structuurvariatie wordt aangebracht door het maken van kleinere of grotere open ruimtes. Op deze wijze zou een gunstige uitgangssituatie worden geschapen voor de ontwikkeling naar een meer natuurlijk mozaïeklandschap.

2.2 Vestiging en ontwikkeling struweelcomplexen in graslanden

De afgelopen jaren is veel discussie ontstaan over de samenstelling van het natuurlijke boslandschap. Aanleiding was het proefschrift van Vera (1997), waarin de theorie van cyclische successie en ‘*shifting mosaics*’ naar voren wordt gebracht. Volgens de traditionele opvatting (Clements 1916) zou successie in onze gematigde streken

leiden tot de vorming van gesloten bos als eindstadium (climax). Bij cyclische successie wisselen grasland, struweel, bosschages en bos elkaar cyclisch af. Hoefdieren zouden hierbij een sleutelrol vervullen (zie ook Olff *et al.* 1999, Bokdam 2003).

2.3 Begrazing door hoefdieren

Hoefdieren hebben een voorkeur voor bepaalde voedselplanten en vegetatie-eenheden, die grotendeels diersoortspecifiek is en in belangrijke mate afhangt van aanbod en kwaliteit van de verschillende voedselbronnen. De voedselkeuze is gericht op het maximaliseren van de opname van verteerbare energie (Van Wieren 1996b). Hoefdieren zijn selectief wat betreft de keuze van voedselplanten. Verschillen in verteringsfysiologie, morfologie van het spijsverteringsstelsel en in energetische efficiëntie stellen grenzen aan de mogelijkheid om voedselbronnen te benutten. Dit resulteert in een menukeuze die specifiek is voor een bepaalde hoefdiersoort. In de loop van de evolutie hebben veel plantensoorten afweermechanismen ontwikkeld om zich tegen herbivorie te wapenen. Dit kan zijn in de vorm van mechanische afweer (doorns, stekels, brandharen) of chemische afweer door middel van secundaire plantenstoffen, zoals cyanogene glycosiden, alkaloiden en terpenoïden. Herkauwers kunnen in het algemeen beter met secundaire metabolieten overweg dan niet-herkauwers (Van Wieren 1996a).

Herbivoren beïnvloeden de primaire productie, onder meer door de nutriëntenkringloop te versnellen. Bovendien worden door herbivorie de competitieve verhoudingen tussen plantensoorten gewijzigd, waarbij snelle groeiers minder ruimte krijgen om dominantie te ontwikkelen ten gunste van minder concurrentiekrachtige soorten. Snel groeiende plantensoorten zijn vaak ook favoriete voedselsoorten van herbivoren. Ze zijn rijk aan stikstof en investeren relatief weinig energie in de productie van afweerstoffen (Mattson 1980).

Ofschoon rund en paard typische graseters zijn en grassen gemiddeld 60 tot 80% van het dieet uitmaken (Van Wieren 1996a, Groot Bruinderink *et al.* 1997), hebben ze zowel direct als vooral ook indirect grote invloed op de verjonging van houtige soorten. In begraasde graslanden ontstaan onder invloed van lichte begrazing gunstige omstandigheden voor de kieming en vestiging van struik- en boomsoorten (Mitchell & Kirby 1990). In afwezigheid van begrazing vindt strooiselophoping plaats als gevolg waarvan de condities voor de vestiging van stuik- en boomsoorten minder gunstig zijn. Tegelijkertijd kunnen hoefdieren de verdere ontwikkeling van jonge boompjes en struikjes belemmeren als gevolg van veeg- en vraatactiviteiten. De overlevingskans van jonge individuen neemt toe wanneer er beschermende soorten aanwezig zijn in de vorm van stekel- of doornstruiken zoals braam (*Rubus* sp.), rozen (*Rosa* sp.), hulst (*Ilex aquifolium*), jeneverbes (*Juniperus communis*), gaspeldoorn (*Ulex europaeus*), meidoorn (*Crataegus* sp.) of sleedoorn (*Prunus serotina*) (Vera 1997, Olff *et al.* 1999, Kuiters & Slim 2003).

De effecten van wilde hoefdiersoorten op de verjonging van struik- en boomsoorten zijn verschillend per soort. Een typische 'browser' als het ree kan de verjonging van houtige soorten als wilde lijsterbes, vuilboom, zomereik en beuk lokaal flink aanpakken (Kuiters & Slim 2002). Zowel het edelhert als het damhert zijn zogenoemde 'intermediate feeders'. Hun voedselkeuze is flexibel en het dieet kan uit een groot aandeel grassen/kruiden dan wel 'browse' bestaan, afhankelijk van het seizoensafhankelijke voedselaanbod (Kuiters *et al.* 1996, Groot Bruinderink *et al.* 1997). Wilde zwijnen kunnen bospaden en graslanden omwroeten, waarbij ook jonge boompjes worden ontworteld. Zaaialingen van houtige soorten worden soms ook gericht als voedsel gezocht. Of de opengewerkte bodem gunstig is voor de kieming en vestiging van boompjes is vooral afhankelijk van de frequentie waarmee de zwijnen deze plekken opnieuw bezoeken (Groot Bruinderink & Hazebroek 1996).

2.4 Onderzoekopzet

In onderhavig onderzoek stond de vraag centraal op welke wijze begrazing aangrijpt op processen die het mozaïeklandschap doen ontstaan en in stand houden in relatie tot de standplaatsomstandigheden. Vooral de nutriëntenrijkdom van de bodem werd daarbij van belang geacht, evenals de werking van andere landschapsvormende processen zoals overstroming.

Er is een drietal casestudies uitgevoerd in begraasde terreinen met een verschil in bodemgesteldheid en natuurlijke dynamiek, te weten:

- a. de Baronie-Cranendonck met voormalige landbouwgronden op voedselarme dek- en stuifzanden;
- b. het Nationaal Park Veluwezoom op leemrijke zandgronden;
- c. Beuningse Uiterwaarden op voedselrijke rivierklei en onder invloed staand van rivierdynamiek.

De natuurlijke bosvegetatie in deze drie gebieden bestond respectievelijk uit het Berken-Eikenbos (*Betulo-Quercetum*), het Beuken-Zomereikenbos (*Fago-Quercetum*), en het zachthoutooibos (*Salicion albae*) en hardhoutooibos (*Quercio-Fagetum*) (Stortelder *et al.* 1999). De resultaten van deze casestudies worden in de hoofdstukken 3 t/m 5 afzonderlijk besproken.

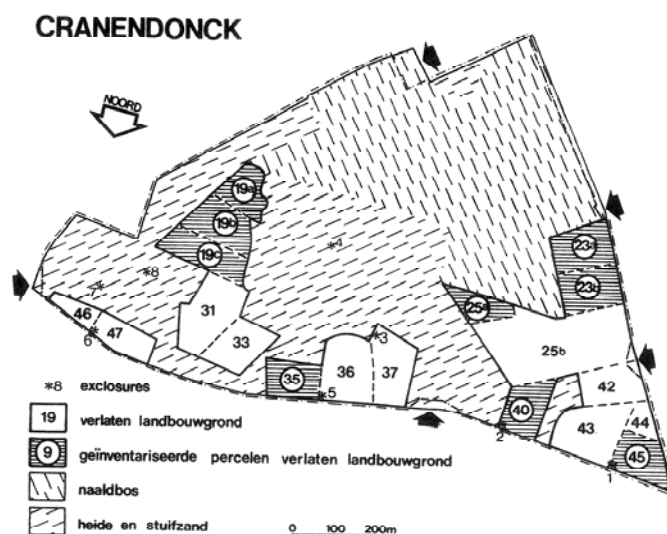
3 Dertig jaar natuurontwikkeling op voormalige landbouwgrond onder invloed van ponybegrazing: casus 1

3.1 Baronie Cranendonck

De ‘pony-ren Baronie Cranendonck’ is een van de oudste voorbeelden in ons land van natuurontwikkeling op voormalige landbouwgrond (Oosterveld 1976, 1996). Op voormalige akkers heeft hier de afgelopen dertig jaar spontane natuurontwikkeling plaatsgehad. Doel was om de voormalige landbouwgronden te integreren in het omliggende natuurreservaat en de natuurkwaliteit te verbeteren door het geheel in extensief begrazingsbeheer te nemen. Het grotendeels open karakter van terrein zou daarmee gehandhaafd moeten blijven. Het op verschraling gerichte beheer moest de scherpe, culturele grenzen vervagen en veranderen in geleidelijke overgangen. In 1972 werd een begrazingsbeheer met IJslandse pony's ingesteld (Oosterveld 1975).

Landschappelijk maakt het terrein deel uit van een gradiënt van hoger gelegen, oligotrofe zandgronden naar het lager gelegen matig eutrofe beekdal met moerassen en broekbossen (Schimmel 1952, Pedroli 1989). Het betreft hier het stroomgebied van de Strijper Aa, gelegen in het vlakgolvende dekzandlandschap van de oostelijke Kempen. De landbouwontginningen in het gebied liggen vooral op de hoger gelegen dekzanden. Hier is vele eeuwen het potstalsysteem toegepast. Ook de heide en voormalige stuifzanden in Baronie Cranendonck zijn ontstaan als gevolg van herhaald afplaggen. Oorspronkelijk groeide hier berken-eikenbos, totdat dit als gevolg van overbeweiding verdween.

In 1970 kwam een deel van de landbouwgronden (ongeveer 30 ha) in het gebied vrij van pacht. Er is toen besloten een landschapsreservaat te stichten, waarin herstel van het oorspronkelijke beekdallandschap centraal stond. Ook het nabijgelegen Soerendonkse Goor (vogelrijk moerasgebied) maakte daar samen met de Groote Heide onderdeel van uit. De voormalige cultuurgronden liggen verspreid temidden van restanten heide en stuifzand (circa 30 ha). Er is een tweetal voormalige vuilstortplaatsen in het gebied aanwezig, die in 1971 zijn dichtgeschoven. Ook bevindt zich een 30 ha grove dennenbos in het gebied, destijds aangeplant om het overstuiven van aangrenzende landbouwgronden aan de noordkant te voorkomen. De akkers in het terrein, waarop maïs, granen en aardappels zijn geteeld, zijn na de laatste oogst op stoppel blijven liggen. De akkers zijn ongeveer 40-50 jaar als bouwland in gebruik geweest en vooral in de laatste periode sterk bemest geweest met drijfmest. Naast akkers liggen er ook een aantal voormalig bemeste graslanden in het gebied (perceelnrs. 45, 46 en 47; zie figuur 3.1). Na 1972 zijn deze niet langer bemest. De gronden zijn na het uit cultuur komen niet afgegraven (Oosterveld 1996).



Figuur 3.1 Plattegrond van het gebied de Baronie Cranendonck met perceelnummering en ligging van de exclosures (bron: Van Laar & Slim 1979)

3.2 Begrazingsbeheer

In 1972 werd het gebied omrasterd (circa 100 ha) en werden IJslandse pony's geïntroduceerd. Vanaf dat moment werd het terrein aangeduid als de 'pony-ren'. Het betreft jonge dieren die in eigendom zijn van de Stichting IJslandse Pony. Op het moment dat de dieren oud genoeg zijn om te worden bereiden worden ze uit het terrein gehaald en vervangen door jongere dieren. Aanvankelijk betrof het 24 pony's, na 15 jaar is het aantal teruggebracht naar 10 dieren. In de beginperiode liepen er korte tijd alleen hengsten in het gebied, daarna waren dat merries, tegenwoordig is er een gemengde groep. Het beheer wordt uitgevoerd door Staatsbosbeheer, die ook het dagelijkse toezicht houdt op de pony's in samenspraak met iemand uit de omgeving. Het gebied is vrij toegankelijk voor recreanten. Het wordt doorkruist door een tweetal gemarkeerde wandelpaden (noord-zuid, oost-west). De pony's worden af en toe door het publiek gevoerd, ofschoon dit verboden is. Op één plaats is een (gegraven) drinkpoel aanwezig, midden in het terrein aan de rand van een van de voormalige landbouwpercelen (25a).

Er werd gekozen voor IJslandse pony's omdat dit ras gehard en goed aangepast is aan schrale omstandigheden. De dieren hebben weinig verzorging nodig en zijn vriendelijk tegenover wandelend publiek. Ze hoeven niet beschermd te worden tegen loslopende honden.

3.3 Onderzoek

Bij de start van het experiment werd door de begrazingswerkgroep van het toenmalige Rijksinstituut voor Natuurbeheer onder leiding van P. Oosterveld een intensief monitoringsprogramma gestart. Er werden onder meer een 8-tal exclusies aangelegd, die selectief waren voor pony's en/of konijnen. In de exclusies en aangrenzend daarbuiten zijn tevens permanente kwadraten (pq's) van 4 x 1 m gemarkeerd. Er werden in de beginperiode van het onderzoek gegevens verzameld over bodem, vegetatie en diverse diergroepen, waaronder mollen, mieren en muizen. Ook is uitvoerig gekeken naar de dynamiek van de konijnenpopulatie in het terrein. Dit onderzoek is uitgevoerd tot begin jaren '80. Alle oorspronkelijke onderzoeksgegevens zijn nog op Alterra aanwezig (archiefbeheer: P.A. Slim).

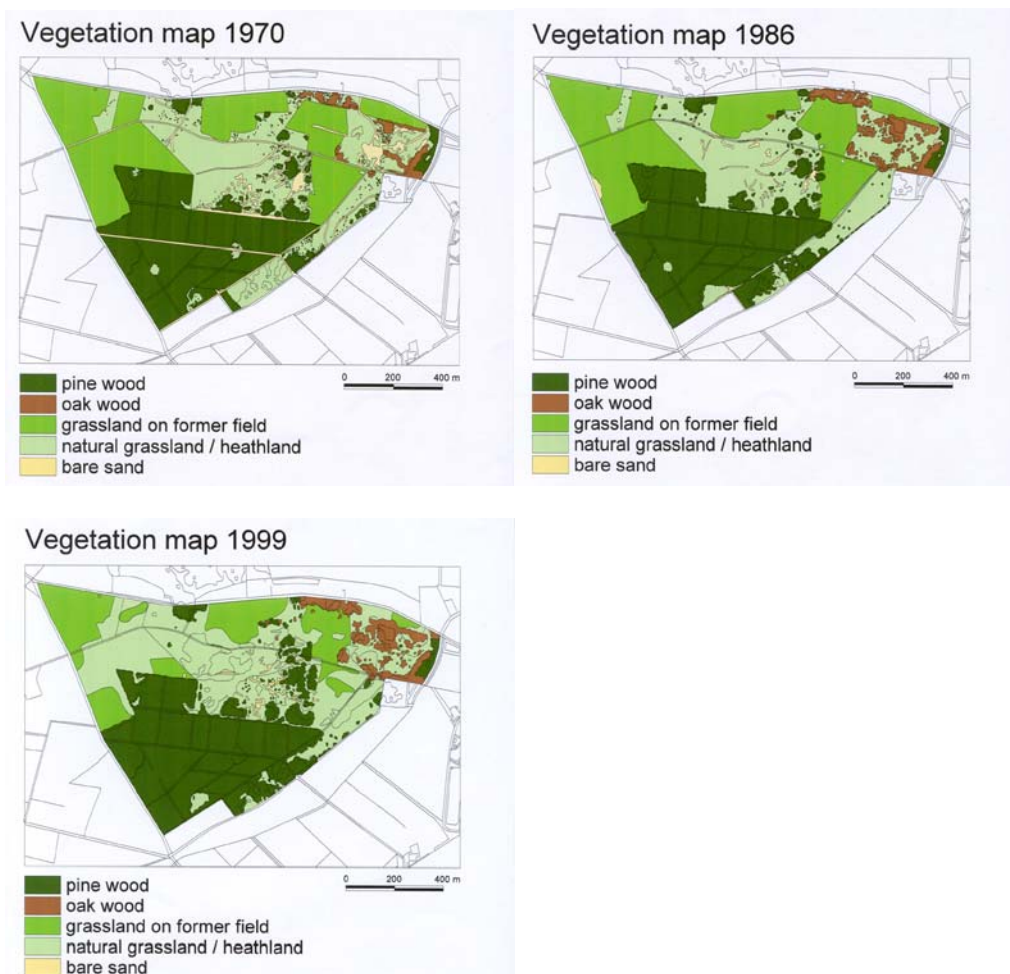
In 2000 werd besloten het onderzoek opnieuw op te pakken. Door opnieuw gegevens te verzamelen van bodem en vegetatie kon inzicht worden verkregen in de spontane ontwikkelingen op deze verlaten landbouwgronden onder invloed van een constant begrazingsbeheer. Als zodanig kan het gebied als referentie gelden voor natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden op de hogere zandgronden. In Baronie Cranendonck lagen goede kansen om spontane ontwikkelingen over een periode van circa 30 jaar in beeld te brengen en te evalueren.

Het onderzoek bestond uit de volgende onderdelen:

- a. vaststellen van de verschuiving in het areaal bos, struweel, heide en grasland aan de hand van een actuele vegetatiestructuurkaart op basis van recente luchtfoto's;
- b. vergelijking van de huidige situatie met eerdere luchtfoto's uit 1970 en 1986;
- c. inventariseren van de vegetatie in de permanente kwadraten;
- d. bodemanalyses (organische stof, pH, N, P en K) van de voormalige cultuurgronden en vergelijking met gegevens uit de jaren '70;
- e. inventarisatie van de aanwezigheid van spontane opslag van houtige soorten in het terrein;
- f. vaststellen van het terreingebruik van pony's;
- g. vaststellen van de dichtheid aan konijnen.

3.4 Verschuiving in het areaal grasland, struweel, boomgroepen en bos

Er waren luchtfoto's beschikbaar van het terrein uit 1970, 1986 en 1999, schaal 1:10.000. Op basis van deze luchtfoto's zijn vegetatiestructuurkaarten samengesteld (figuur 3.2). In 1999 zijn de grenzen van de structuurtypen in het veld gecontroleerd. De vegetatietypen buntgrasland, schraalgrasland (*Deschampsia-Molinia*-type) en het productiever grasland (*Holcus-Agrostis*-type) werden samengevat tot het type 'mesotroof' grasland. Op basis van de luchtfoto's kon geen onderscheid worden gemaakt tussen de afzonderlijke graslandtypen. Met behulp van GIS (ArcInfo) werden oppervlaktes van de afzonderlijke structuurtypen berekend. Verschuivingen in het areaal van de belangrijkste structuurtypen staan samengevat in tabel 3.1.



Figuur 3.2 Vegetatiestructuurkaarten van Baronie Cranendonck op basis van luchtfoto's

Kort voor het uit cultuur nemen van de landbouwpercelen in het terrein maakten grove dennen- en eikenbos, grasheide en akkers ieder ongeveer 1/3 deel van het gebied uit. In 1986 hadden de voormalige akkers zich ontwikkeld tot mesotroof grasland. Het areaal 'bos' was enigszins toegenomen, voornamelijk als gevolg van laterale kroonuitbreiding. De scherpe grenzen tussen voormalige akkers en de aangrenzende natuurlijk begroeiingen waren voor een deel vervaagd. Op enkele plaatsen op de voormalige akkers had zich in 1999 vanuit de randen struikhei (*Calluna vulgaris*) gevestigd. Ook was hier en daar braamstruweel opgeslagen of kwam groepsgewijze opslag van ruwe berk (*Betula pendula*), gewone vlier (*Sambucus nigra*) of vuilboom (*Frangula alnus*) voor. Op diverse plaatsen waren velden met pitrus (*Juncus effusus*) ontstaan.

Tabel 3.1 Verschuiving in het areaal van structuurtypen (hectaren) in Baronie Cranendock in de periode 1970-1999

Structuurtype	1970	1986	1999
Zand/akker	32,4	1,4	0,7
Mesotroof grasland	3,0	29,6	18,4
Grasheide	28,8	27,9	36,8
Eikenbos	2,3	4,0	5,0
Grove dennenbos	32,0	35,1	37,6
Totaal	98,5	98,5	98,5

3.5 Ontwikkeling diversiteit aan plantensoorten op voormalige akkers

Bij de start van het begrazingsonderzoek in 1972 is een 8-tal exclusures aangelegd met als doel veranderingen in bodem en vegetatie in aan- of afwezigheid van de herbivoren (pony en konijn) te volgen in de tijd. Vijf exclusures lagen in voormalige landbouwpercelen (nrs. 1, 2, 3, 5 en 6; figuur 3.1). Deze waren 10 x 10 m groot en ontoegankelijk voor de IJslandse pony's. Twee daarvan (nrs. 3 en 5) waren voorzien van een binnenraster, waarbij een gedeelte tevens voor konijnen was afgeschermd. Een zesde exclusure (nr. 4) lag in het heide/stuifzandgebied en nog twee andere (nrs. 7 en 8) lagen op het dichtgeschoven vuilstortterrein. Nr. 4 en 8 hadden een afwijkende afmeting van 20 x 50 m.

In de exclusures en aangrenzend daarbuiten zijn permanente kwadraten (pq's) gemarkeerd met een afmeting van 1 x 4 m. Van 1973 tot en met 1982 zijn de pq's jaarlijks in de maand juni opgenomen (Doing Kraft 1954). Dit is nog een keer herhaald in 1985. In 2000 zijn de pq's in en buiten de exclusures 1, 2, 3, 5, 6 en 7 opnieuw opgenomen. De meeste exclusures waren nog intact. Alleen van nr. 7 bleek in 2000 de afrastering deels kapot. Deze is dus een aantal jaren begraasd geweest. In 2003 zijn van alle exclusures de rasters gecontroleerd en waar nodig hersteld.

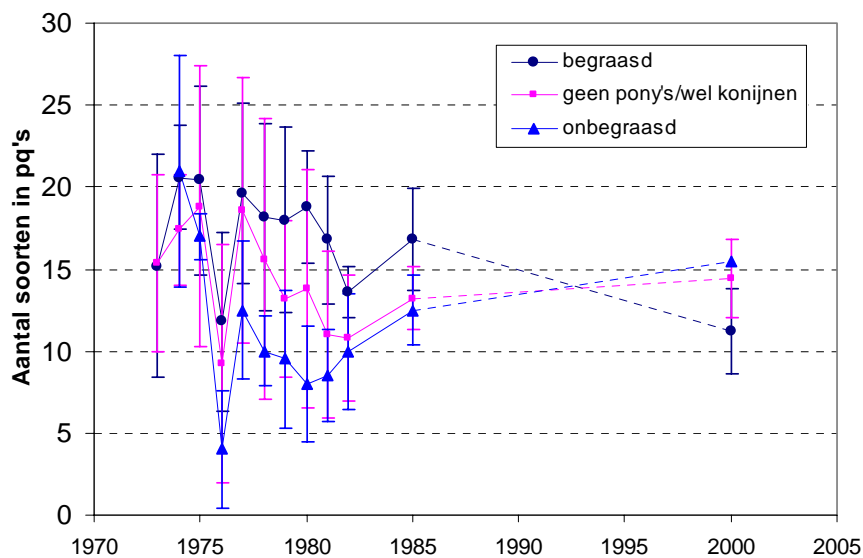
In dezelfde periode zijn op een 9-tal voormalige landbouwpercelen (19a, 19b, 19c, 23a, 23b, 25a, 35, 40, 45) tevens inventarisaties uitgevoerd van plantensoorten volgens de opnameschaal van Tansley (Tansley 1946).

De PQ-opnamen zijn in TURBOVEG (Hennekens & Schaminée 2001) ingevoerd en verwerkt in synoptische tabellen. Met behulp van ASSOCIA (Van Tongeren 2000) is voor ieder permanent kwadraat de plantengemeenschap bepaald. Wanneer ASSOCIA koos voor een weinig realistische plantengemeenschap, is gewerkt met de tweede keus van het programma. Op deze wijze kon een beeld worden gevormd van de successie op de voormalige landbouwgronden.

Op de verlaten akkers kwam in de eerste jaren secundaire successie op gang van akkergemeenschappen (*Sperguletales arvensis*), met soorten als grote windhalm (*Apera spica-venti*), gewone reigersbek (*Erodium cicutarium* subsp. *cutarium*), melganzevoet (*Chenopodium album*), vogelmuur (*Stellaria media*) en eenjarige hardbloem (*Scleranthus*

annuus) (tabel 3.2; zie ook Van de Laar & Slim 1979, 1981). Soorten behorend tot akkeronkruidgemeenschappen uit de klasse *Chenopodietea* en de klasse *Secalietea* (*Aperetalia*) zijn daarna in de loop van de jaren nagenoeg verdwenen. Ze maakten geleidelijk plaats voor soorten van droge, relatief voedselarme en zandige graslanden van de klasse *Koelerio-Corynephoretea*, zoals zandstruisgras (*Agrostis vinealis*), fijn schaapegras (*Festuca filiformis*) en purpersteeltje (*Ceratodon purpureus*).

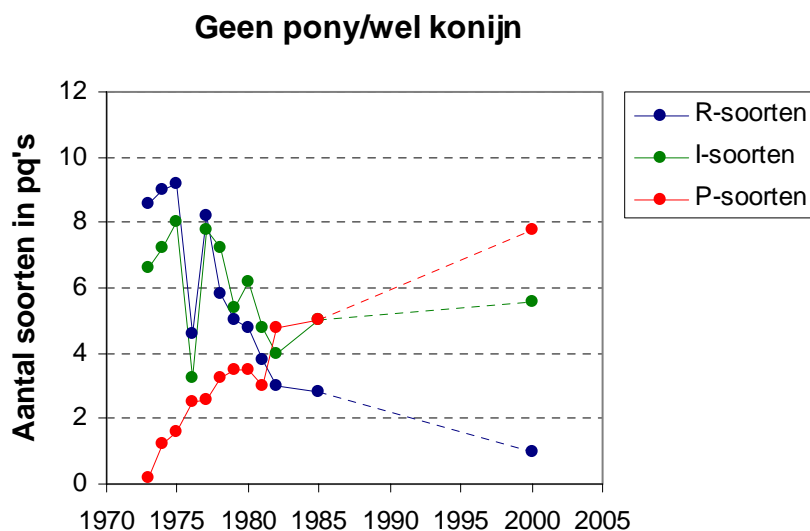
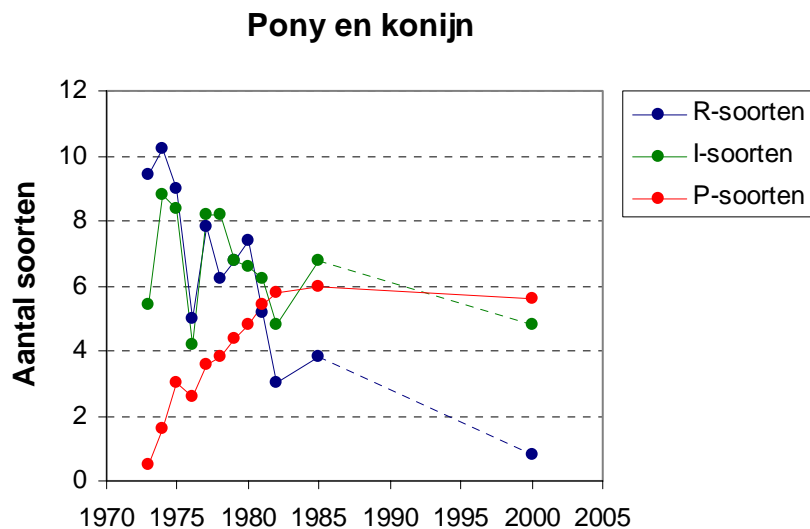
In de beginjaren bedroeg het aantal soorten in de pq's gemiddeld 15 soorten (figuur 3.3). In 1976 trad in alle pq's een tijdelijk sterke daling van het aantal soorten op als gevolg van de extreem warme en droge zomer. Over vrijwel de gehele periode lag het aantal soorten in de begraasde pq's wat hoger ten opzichte van de onbegraasde pq's, al was de variatie tussen de pq's aanzienlijk. Acht jaar na braaklegging (1980) waren de verschillen het grootst. Recentelijk leek het aantal soorten in de begraasde pq's weer wat gedaald en in de onbegraasde pq's enigszins gestegen, waardoor er na 30 geen significante verschillen meer waren wat betreft het aantal soorten.



Figuur 3.3 Verloop in het aantal plantensoorten in de begraasde pq's (n=5), in de pq's zonder pony's/met konijnen (n=5) en in de onbegraasde pq's (n=2) in de periode 1973-2000. De afmeting van alle proefvlakken was 4 x 1 m

Tabel 3.2 Verschuiving in soortensamenstelling van de pq's onder invloed van de verschillende begrazingsregimes (wel of geen pony's, in combinatie met wel of geen konijnen). De gebruikte codes per soort (R, I, P) geven de indicatiewaarde aan voor de nutriëntenstatus van de bodem op basis van Ellenberg-waarden (bron: SynBioSys; Hennekens et al. 2001)

Jaar	1973	1973	2000	2000	2000
Bedekking kruidlaag (%)			88	96	77
Bedekking moslaag (%)			32	20	20
Grote grazers	pony	-	-	pony	-
Kleine grazers	konijn	konijn	-	konijn	konijn
Code	bu	bi	bi'	bu	bi
Aantal soorten	15.2	15.4	13.7	11.2	14.4
stand.deviate	6.8	5.4	3.1	2.6	2.4
<i>Agrostis stolonifera</i>	R	R	.	.	.
<i>Alopecurus geniculatus</i>	R	R	.	.	.
<i>Apera spica-venti</i>	R	R	.	.	.
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	R	R	.	.	.
<i>Centaurea cyanus</i>	I	I	.	.	.
<i>Chenopodium album</i>	R	R	.	.	.
<i>Erodium cic. subsp. cic.</i>	I	I	.	.	.
<i>Juncus bufonius</i>	I	I	.	.	.
<i>Lolium perenne</i>	R	R	.	.	.
<i>Phleum pratense</i>	I	I	.	.	.
<i>Plantago major</i>	R	R	.	.	.
<i>Poa annua</i>	R	R	.	.	.
<i>Polygonum aviculare</i>	R	R	.	.	.
<i>Polygonum convolvulus</i>	R	R	.	.	.
<i>Raphanus raphanistrum</i>	R	R	.	.	.
<i>Scleranthus annuus</i>	I	I	.	.	.
<i>Spergula arvensis</i>	I	I	.	.	.
<i>Stellaria media</i>	R	R	.	.	.
<i>Trifolium repens</i>	R	R	.	.	.
<i>Urtica urens</i>	R	R	.	.	.
<i>Veronica arvensis</i>	I	I	.	.	.
<i>Vicia sativa ssp. nigra</i>	I	I	.	.	.
<i>Anchusa arvensis</i>	R
<i>Bryum argenteum</i>	.	I	.	.	.
<i>Corynephorus canescens</i>	P
<i>Dactylis glomerata</i>	.	R	.	.	.
<i>Erophila verna</i>	.	I	.	.	.
<i>Geranium pusillum</i>	R
<i>Mentha arvensis</i>	I
<i>Myosotis arvensis</i>	.	R	.	.	.
<i>Poa trivialis</i>	R
<i>Polygonum persicaria</i>	R
<i>Rumex obtusifolius</i>	R
<i>Sagina procumbens</i>	I
<i>Solanum nigrum</i>	.	R	.	.	.
<i>Vicia hirsuta</i>	.	I	.	.	.
<i>Agrostis capillaris</i>	I	I	I	I	I
<i>Elymus repens</i>	R	R	R	.	R
<i>Silene latifolia (subsp. alba)</i>	R	R	.	.	R
<i>Poa pratensis</i>	R	R	.	R	R
<i>Rumex acetosella</i>	I	I	.	I	I
<i>Cerastium fontanum subsp. vulg.</i>	I	I	.	I	I
<i>Taraxacum officinale</i>	I	I	.	I	I
<i>Viola arvensis</i>	R	R	.	.	R
<i>Deschampsia flexuosa</i>	P	.	P	P	P
<i>Ceratodon purpureus</i>	.	P	P	P	P
<i>Festuca rubra</i>	I	.	.	I	I
<i>Holcus lanatus</i>	.	I	.	I	I
<i>Rhamnus frangula</i>	.	I	I	I	.
<i>Quercus robur</i>	.	I	.	.	I
<i>Agrostis vinealis</i>	.	.	P	P	P
<i>Brachythecium albicans</i>	.	.	P	P	P
<i>Cladonia subulata</i>	.	.	I	I	I
<i>Festuca filiformis</i>	.	.	P	P	P
<i>Lophocolea heterophylla</i>	.	.	I	I	I
<i>Pinus sylvestris</i>	.	.	I	.	I
<i>Campylopus pyriformis</i>	.	.	P	P	P
<i>Cladonia portentosa</i>	.	.	P	.	P
<i>Cladonia grayi</i>	.	.	P	.	P
<i>Pohlia nutans</i>	.	.	P	.	P
<i>Pleurozium schreberi</i>	.	.	P	.	P
<i>Campylopus introflexus</i>	.	.	P	.	P
<i>Cladonia scabriuscula</i>	.	.	P	P	.
<i>Cladonia macilenta</i>	.	.	P	P	.
<i>Juncus effusus</i>	.	.	P	.	.
<i>Xanthoria parietina</i>	.	.	P	.	.
<i>Coelocaulon aculeatum</i>	.	.	P	.	.
<i>Hypogymnia physodes</i>	.	.	P	.	.
<i>Asparagus officinalis</i>	.	.	.	P	.
<i>Brachythecium rutabulum</i>	.	.	.	I	.
<i>Cerastium semidecandrum</i>	.	.	.	P	.
<i>Lophocolea bidentata</i>	.	.	.	P	.
<i>Polytrichum juniperinum</i>	.	.	.	P	.
<i>Prunus serotina</i>	.	.	.	I	.
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	.	.	.	P	.
<i>Ranunculus repens</i>	.	.	.	R	.
<i>Cladonia furcata</i>	.	.	.	P	P
<i>Aira caryophyllea</i>	P
<i>Betula pendula</i>	I
<i>Cladonia fimbriata</i>	P
<i>Cladonia floerkeana</i>	P
<i>Eurhynchium praelongum</i>	I
<i>Holcus mollis</i>	P
<i>Ornithopus perpusillus</i>	P
<i>Placynthiella icmalea</i>	P
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	I
<i>Polytrichum piliferum</i>	P
<i>Senecio sylvaticus</i>	I
Indicatie	gemiddeld aantal soorten				
R (nutrientrijk)	9.4	8.6	0.3	0.8	1.0
I (intermediair)	5.4	6.6	3.3	4.8	5.6
P (nutrientarm)	0.5	0.2	9.7	5.6	7.8

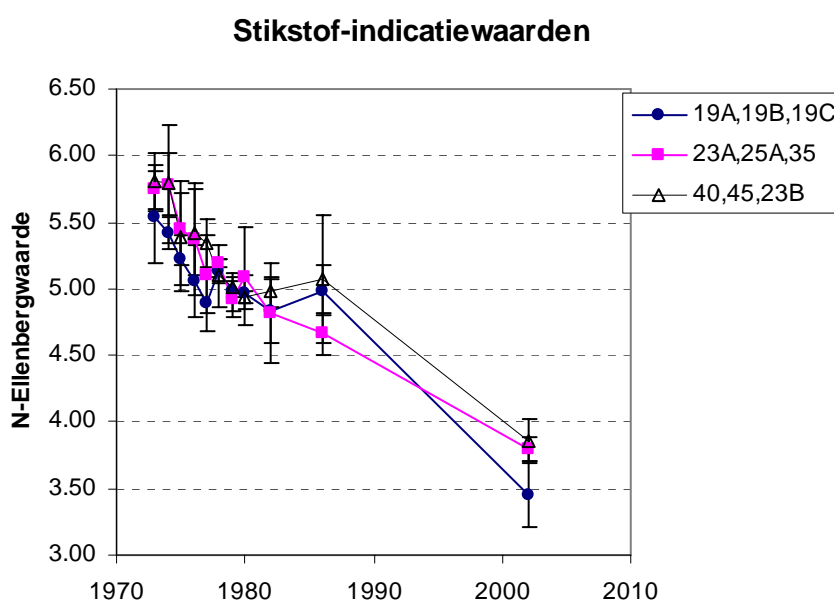


Figuur 3.4 Verloop in het aantal plantensoorten in pq's (1 x 4 m) op de voormalige landbouwgronden (nrs. 1, 2, 3, 5 en 6), onderscheiden naar R-soorten (indicatief voor nutriëntrijke bodems), P-soorten (indicatief voor nutriëntarme bodems) en I-soorten (intermediair)

In 1973 bestond de vegetatie voor het belangrijkste deel uit soorten van nutriëntrijke bodems. In 2000 hadden deze soorten grotendeels plaats gemaakt voor soorten die indicatief waren voor nutriëntarme bodems (figuur 3.4). Het aantal soorten van nutriëntarme bodems leek in de begraasde pq's vanaf 1985 gestabiliseerd. In de onbegraasde pq's nam het aantal nog altijd toe. Het totale aantal soorten in de begraasde pq's leek enigszins te zijn gedaald van 15 (\pm 6) in 1973 naar 11 (\pm 3) in 2000, vooral als gevolg van het vrijwel geheel verdwijnen van (akker)soorten van nutriëntrijke bodems.

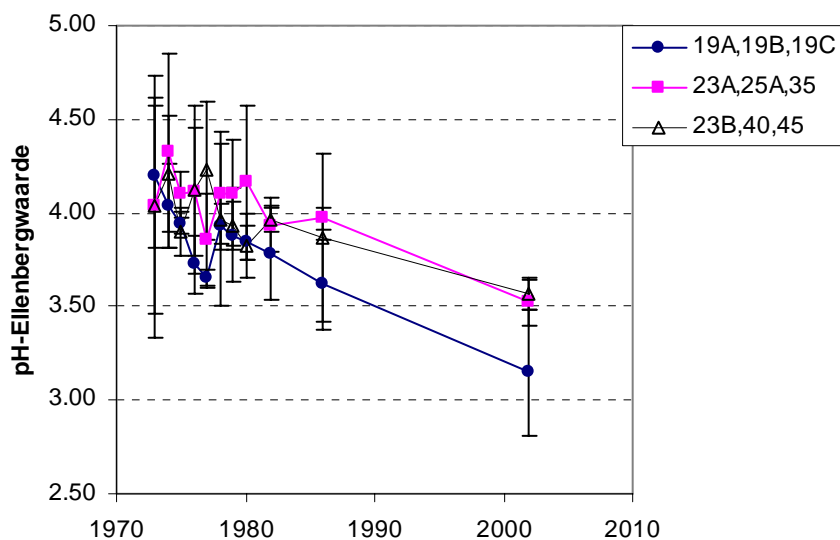
In 2002 zijn op een 9-tal voormalige landbouwpercelen (19a, 19b, 19c, 23a, 23b, 25a, 35, 40 en 45; figuur 3.1) ook vegetatieopnamen gemaakt volgens de Tansley-methode (Tansley 1946). In totaal werden er 116 plantensoorten aangetroffen, waarbij het aantal soorten dat op een perceel werd aangetroffen varieerde van 38 tot 75 (tabel 3.3). De opnamen zijn geclusterd tot drie perceeltypen op basis van bodemkundige eigenschappen (cluster 19a, 19b, 19c: matig humeus op stuifzand, cluster 23a, 25a, 35: humeus met vrij lage fosfaatgehalten en cluster 40, 45, 23b matig humeus met matige fosfaatgehalten; zie verder paragraaf 3.6 voor de bodemkundige beschrijving) en zijn gemiddelde indicatiewaarden berekend op basis van Ellenbergwaarden voor stikstof en zuurgraad. De toename van soorten, indicatief voor voedselarme bodems kwam ook in deze opnamen tot uitdrukking in de gemiddelde Ellenbergwaarde. De indicatiewaarde voor stikstof liet een afname in de tijd zien in alle onderzochte percelen. Het ging gemiddeld om een daling van twee schaaleenheden (figuur 3.5). De indicatiewaarde voor de zuurgraad liet een daling zien van iets meer dan een halve schaaleenheid (figuur 3.6).

Doeltypen voor deze verlaten landbouwgronden op kalk- en leemarme dekzand zijn gemeenschappen van het *Koelerio-Corynephoretea* (droge graslanden op zandgrond; Schaminée *et al.* 1996). De plantengemeenschappen die in 2002 op de voormalige landbouwgronden werden aangetroffen konden worden getypeerd als droge graslanden van het *Koelerio-Corynephoretea* (droge graslanden op zandgrond), met kensoorten van zowel de struisgrasorde (*Trifolio-Festucetalia*) als de buntgrasorde (*Corynephorretalia canescentis*).



Figuur 3.5 Verloop in de gemiddelde indicatiewaarden voor stikstof (volgens Ellenberg) van de vegetatie in 9 voormalige landbouwpercelen over de periode van 1973 tot 2002

pH-indicatiewaarden



Figuur 3.6 Verloop in de gemiddelde indicatiewaarde voor de pH (volgens Ellenberg) van de vegetatie in 9 voormalige landbouwpercelen over de periode 1973-2002

Tabel 3.3 Plantensoorten in 2002 aangetroffen in 9 geïnventariseerde percelen (Tansley opnamen, 9-delige schaal)

Perceelnr	40	45	23b	23a	25a	35	19a	19b	19c	
Opp in ha	14	14	16	16	09	12	11	15	16	
Bodemtype	veldpodzol/ gooreerd			veldpodzol/ gooreerd			stuifzand			
Aantal soorten	49	38	41	57	56	75	52	50	51	abundantie
<i>Holcus lanatus</i>	8	9	8	8	8	8	7	8	9	8.1 Gestreepte witbol
<i>Agrostis capillaris</i>	8	8	6	8	8	8	8	8	8	7.8 Gewoon struisgras
<i>Deschampsia flexuosa</i>	9	3	4	8	3	6	9	8	8	6.4 Bochtige smele
<i>Festuca filiformis</i>	8	4	4	6	4	8	8	8	8	6.4 Schapegras
<i>Rumex acetosella</i>	6	3	4	4	8	4	8	5	8	5.6 Schapezuring
<i>Polytrichum piliferum</i>	8	2	5	2	2	5	8	8	8	5.3 Ruig haarmos
<i>Agrostis vinealis</i>	8	3	8	4	4	4	6	4	4	5.0 Zandstruisgras
<i>Luzula multiflora</i>	3	3	4	8	3	3	8	4	4	4.4 Veelbloemige veldbies s.l.
<i>Aira caryophyllea</i>	8	3	4	6	3	3	2	2	2	3.7 Zilverhaver
<i>Cerastium fontanum</i>	4	3	3	3	4	4	4	4	3	3.6 Gewone hoornbloem
<i>Ceratodon purpureus</i>	4	4	3	3	4	3	2	3	3	3.2 Purpersteeltje
<i>Poa pratensis</i>	4	3	3	3	3	3	2	3	3	3.0 Veldbeemdgras
<i>Veronica arvensis</i>	3	3	2	3	3	3	2	2	3	2.7 Veldereprijs
<i>Urtica dioica</i>	3	2	2	3	2	3	1	2	4	2.4 Grote brandnetel
<i>Veronica officinalis</i>	3	2	2	3	2	3	3	2	2	2.4 Mannetjesereprijs
<i>Aira praecox</i>	8	4	5	5	3	3	1	.	3	4.0 Vroege haver

Perceelnr	40	45	23b	23a	25a	35	19a	19b	1 9 c	
Opp in ha	14	14	16	16	09	12	11	15	16	
Bodemtype	veldpodzol/ gooreerd			veldpodzol/ gooreerd			stuifzand			
<i>Cerastium semidecandrum</i>	.	3	3	3	3	5	2	3	3	3.1 Zandhoornbloem
<i>Juncus effusus</i>	3	.	3	2	8	3	1	2	2	3.0 Pitrus
<i>Rhamnus frangula</i>	2	2	.	1	1	4	2	3	4	2.4 Sporkehout
<i>Prunus serotina</i>	3	2	2	2	.	2	2	3	2	2.3 Amerikaanse vogelkers
<i>Cladonia furcata</i>	2	.	2	2	2	2	2	2	2	2.0
<i>Quercus robur</i>	2	2	.	1	2	3	2	2	2	2.0 Zomereik
<i>Pleurozium schreberi</i>	3	.	3	8	8	3	3	5	.	4.7 Bronsmos
<i>Rhytidiadelphus squarros</i>	6	5	5	3	.	4	3	.	2	4.0 Gewoon haakmos
<i>Brachythecium rutabulum</i>	.	.	3	3	4	3	3	5	3	3.4 Gewoon dikkopmos
<i>Hypericum perforatum</i>	.	.	2	3	2	3	2	2	4	2.6 Sint-Janskruid
<i>Ranunculus repens</i>	3	2	2	2	3	4	.	2	.	2.6 Kruipende boterbloem
<i>Cladina portentosa</i>	3	.	.	3	2	2	3	2	2	2.4
<i>Pinus sylvestris</i>	.	.	2	3	2	2	3	2	2	2.3 Grove den
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	.	3	2	2	2	8	.	.	4	3.5 Groot laddermos
<i>Polytrichum commune</i>	.	.	.	3	3	3	3	2	3	2.8 Gewoon haarmos
<i>Eurhynchium praelongum</i>	.	.	2	2	2	.	2	2	2	2.0 Fijn snavelmos
<i>Rumex acetosa</i>	1	.	.	2	.	3	2	2	2	2.0 Veldzuring
<i>Calluna vulgaris</i>	.	.	.	1	1	2	2	2	3	1.8 Struikhei
<i>Erodium cicutum cicutum</i>	2	1	1	.	1	2	.	.	1	1.3 Gewone reigersb. s.s.
<i>Hypnum jutlandicum</i>	.	.	3	2	.	5	2	3	.	3.0 Heide-klauwtjesmos
<i>Betula pendula</i>	.	3	.	.	.	4	1	2	3	2.6 Ruwe berk
<i>Spergula morisonii</i>	2	.	.	.	2	.	3	3	3	2.6 Heidespurrie
<i>Viola arvensis</i>	.	2	2	3	2	3	.	.	.	2.4 Akkerviooltje
<i>Juncus bufonius</i>	3	.	.	.	2	2	.	2	2	2.2 Greppelrus
<i>Cladonia coccifera</i>	.	.	2	.	2	.	2	2	2	2.0 Rood beermos
<i>Senecio jacobea jacobea</i>	1	.	.	1	2	5	.	.	1	2.0 Jakobskruid s.s.
<i>Ornithopus perpusillus</i>	2	.	.	1	2	2	.	.	1	1.6 Klein vogelpootje
<i>Corynephorus canesc.</i>	3	8	8	5	6.0 Buntgras
<i>Holcus mollis</i>	3	5	8	8	.	6.0 Gladde witbol
<i>Brachythecium albicans</i>	6	4	.	.	2	2	.	.	.	3.5 Bleek dikkopmos
<i>Hieracium pilosella</i>	1	.	.	2	.	5	.	2	.	2.5 Muizeoor
<i>Coelocaulon aculeatum</i>	.	.	3	.	2	.	2	.	2	2.3
<i>Festuca rubra</i>	2	3	.	.	2	2	.	.	.	2.3 Rood zwenkgras s.l.
<i>Luzula campestris</i>	2	2	2	3	.	2.3 Gewone veldbies
<i>Trifolium repens</i>	1	.	.	2	3	3	.	.	.	2.3 Witte klaver
<i>Molinia caerulea</i>	1	.	.	2	2	.	1	.	.	1.5 Pijpenstrootje
<i>Rumex obtusifolius</i>	2	.	.	.	1	.	.	1	1	1.3 Ridderzuring
<i>Poa annua</i>	.	2	.	.	2	5	.	.	.	3.0 Straatgras
<i>Rubus fruticosus agg</i>	3	.	2	2	2.3 Gewone braam

Perceelnr	40	45	23b	23a	25a	35	19a	19b	19c	
Opp in ha	14	14	16	16	09	12	11	15	16	
Bodemtype	veldpodzol/ gooreerd			veldpodzol/ gooreerd			stuifzand			
<i>Stellaria graminea</i>	3	1	.	.	.	3	.	.	.	2.3 Grasmuur
<i>Campylopus pyriformis</i>	2	2	.	2	.	2.0 Gew. kronkelsteeltje
<i>Cladonia macilenta</i>	1	.	3	.	2	2.0
<i>Cladonia ramulosa</i>	2	.	2	2	.	2.0
<i>Hypochaeris radicata</i>	2	2	.	2	.	2.0 Gewoon biggekruid
<i>Poblia nutans</i>	.	.	2	.	.	2	2	.	.	2.0 Gewoon peermos
<i>Sagina procumbens</i>	2	.	.	.	2	.	.	.	2	2.0 Liggende vetmuur
<i>Taraxacum species</i>	2	2	.	.	.	2	.	.	.	2.0 Paardebloem (G)
<i>Potentilla anglica</i>	.	.	.	2	.	1	2	.	.	1.7 Kruipganzerik
<i>Asparagus officinalis</i>	.	.	1	.	.	2	.	.	1	1.3 Asperge
<i>Salix cinerea</i>	.	1	.	.	2	1	.	.	.	1.3 Grauwe wilg
<i>Campylopus introflexus</i>	2	8	.	5.0 Grijs kronkelsteeltje
<i>Aphanes inexpectata</i>	3	.	.	2	2.5 Kleine leeuweklauw
<i>Cerastium arvense</i>	3	.	.	2	2.5 Akkerhoornbloem
<i>Lophocolea semiteres</i>	2	3	.	.	.	2.5 Zuidelijk kantmos
<i>Scleranthus annuus</i>	3	2	.	2.5 Eenjarige hardbloem
<i>Veronica serpyllifolia</i>	.	.	.	2	.	3	.	.	.	2.5 Tijmererprijs
<i>Atrichum undulatum</i>	.	.	.	2	.	2	.	.	.	2.0 Groot rimpelmos
<i>Carex ovalis</i>	2	.	2	2.0 Hazezegge
<i>Cladonia chlorophaea</i>	2	2	2.0
<i>Cladonia fimbriata</i>	.	.	.	2	.	2	.	.	.	2.0
<i>Cladonia subulata</i>	.	.	.	2	.	2	.	.	.	2.0
<i>Danthonia decumbens</i>	2	2	.	.	2.0 Tansjesgras
<i>Dicranella heteromalla</i>	.	.	2	.	.	.	2	.	.	2.0 Gewoon pluïsjesmos
<i>Dicranum scoparium</i>	.	.	.	2	.	.	2	.	.	2.0 Gew. gaffeltandmos
<i>Dryopteris carthusiana</i>	.	.	2	.	2	2.0 Smalle stekeelvaren
<i>Lophocolea heterophylla</i>	2	2	2.0 Gedrongen kantmos
<i>Sorbus aucuparia</i>	2	.	2	.	2.0 Wilde lijsterbes
<i>Spergularia rubra</i>	2	2	2.0 Rode schijnspurrie
<i>Vicia sativa.nigra</i>	3	.	.	1	2.0 Smalle wikke s.s.
<i>Cladonia scabriuscula</i>	.	1	.	2	1.5
<i>Poa trivialis</i>	.	.	1	.	2	1.5 Ruw beemdgras
<i>Senecio sylvaticus</i>	1	.	.	2	1.5 Boskruiskruid
<i>Hieracium vulgatum</i>	.	1	.	.	.	1	.	.	.	1.0 Dicht havikskruid
<i>Sambucus nigra</i>	.	1	1	.	.	1.0 Gewone vlier
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	.	.	.	5	5.0 Gewoon reukgras
<i>Cirsium vulgare</i>	3	.	.	.	3.0 Speerdistel
<i>Linaria vulgaris</i>	3	.	.	.	3.0 Vlasbekje
<i>Betula pubescens</i>	2	2.0
<i>Carex pilulifera</i>	.	.	.	2	2.0 Pilzegge
<i>Cladonia floerkeana</i>	2	.	.	2.0
<i>Cladonia gracilis</i>	2	.	.	2.0

Perceelnr	40	45	23b	23a	25a	35	19a	19b	19c	
Opp in ha	14	14	16	16	09	12	11	15	16	
Bodemtype	veldpodzol/ gooreerd			veldpodzol/ gooreerd			stuifzand			
<i>Cladonia humilis</i>	2	.	.	.	2.0
<i>Cladonia rangiformis</i>	.	.	2	2.0
<i>Cladonia uncialis s. binu</i>	2	.	.	.	2.0
<i>Elymus repens</i>	.	.	.	2	2.0 Kweek
<i>Hypericum humifusum</i>	.	.	.	2	2.0 Liggend hertschooi
<i>Juncus conglomeratus</i>	2	2.0 Biezeknoppen
<i>Leontodon autumnalis</i>	2	.	.	.	2.0 Vertakte leeuwetand
<i>Lolium perenne</i>	.	2	2.0 Engels raaigras
<i>Lophocolea bidentata</i>	.	.	.	2	2.0 Gewoon kantmos
<i>Nardus stricta</i>	2	2.0 Borstelgras
<i>Plagiothec denticulat</i>	2	2.0 Glanzend platmos
<i>Polytrich juniperinum</i>	.	2	2.0 Zand-haarmos
<i>Silene latifolia s.l.</i>	2	.	.	.	2.0 Avond koekoeksbl.
<i>Solanum nigrum</i>	.	.	2	2.0 Zwarte nachtschade s.l.
<i>Carex arenaria</i>	.	.	.	1	1.0 Zandzegge
<i>Chamerion angustif.</i>	1	.	.	.	1.0 Wilgeroosje
<i>Lotus uliginosus</i>	1	.	.	.	1.0 Moerasrolklaver
<i>Salix aurita</i>	.	.	.	1	1.0 Geoorde wilg
<i>Sonchus asper</i>	1	.	.	.	1.0 Gekroesde melkdistel

3.6 Nutriëntenrijkdom bodem op voormalige akkers

In de periode 1973-1979 zijn diverse malen bodemmonsters genomen van een 9-tal voormalige landbouwpercelen. Van ieder perceel werd een mengmonster samengesteld van 20-30 deelmonsters. Ook de onbegraasde exclusures werden in het onderzoek betrokken. Daarbij werd de bovenste bodemlaag (0-20 cm) bemonsterd en chemisch geanalyseerd (Heijink 1976). In 2004 zijn opnieuw bodemmonsters genomen. Bij de analyses is de nadruk gelegd op de aanwezigheid van fosfaat in de bodem en de vorm waarin het in het bodemcomplex is opgeslagen. Daartoe zijn verschillende fosfaatfracties in de bodem bepaald: a) wateroplosbare fractie (H₂O-extractie), b) geadsorbeerde fractie (ammoniumlactaat-extractie, P-AL), c) aan Fe- en Al-oxiden gebonden fractie (oxalaat-extractie, P-ox), d) totaal aanwezige fosfaat (sterk zuur-extractie, P-tot).

Voor vergelijking van de data uit de 70-er jaren en 2004 werden percelen samengevoegd tot drie groepen op basis van enkele bodemkundige eigenschappen in de 70-er jaren:

- Schrale percelen 19a, b, c; gekenmerkt door matig humusarme gronden (organische stofgehalte <2%). Deze percelen zijn bodemkundig te typeren als zeer fijnzandige stuifzandgronden en werden gebruikt voor de teelt van rogge.
- Percelen 23a, 25a en 35; humeuze gronden (3-4% org. stof) met vrij lage P-toestand ($30 < P_{Al} < 40$) en bodemkundig te typeren als veldpodzol- en gooreerd-gronden. Deze percelen werden gebruikt voor de graanteelt.
- Percelen 40, 45 en 23b; matige humeuze gronden (3-4% org. stof) met matige P-toestand ($50 < P_{Al} < 60$) en bodemkundig te typeren als veldpodzol- en gooreerd-gronden. Deze percelen werden gebruikt voor maïsteelt of als weidegrond.

Van elk cluster percelen werden gemiddelden berekend voor de afzonderlijke jaren. Verschillen tussen 1973 en 2004 zijn getoetst op significantie (student T-toets). In Kemmers *et al.* (2004) wordt over de resultaten van het bodemchemisch onderzoek uitgebreid gerapporteerd. De belangrijkste resultaten zijn samengevat in tabel 3.4. De trends over een periode van dertig jaar waren in de clusters vergelijkbaar.

Tabel 3.4 Gemiddelde waarden per perceelstype van bodemvariabelen in de periode 1973-2004. Waarden met $T_{prob} < 0,01$ geven een significant verschil tussen waarnemingen in 1973 en 2004

Schrale percelen 19A,B,C												
Jaar	pH-KCl (-)	Humus %	N-tot mg/100g	P-AL	Pox mgP/100g	P-tot	C/N	C/P (-)	N/P	P kg/ha	N	
1973	4,67	2,03	76,7	16,4	23,0	22,6	13,2	92	7,0	352	1196	
1974	4,67	2,07	70,0	16,5	23,1	21,1	14,9	111	7,4	330	1095	
1975	4,73	1,70	56,7	14,4	20,1	18,2	15,0	107	7,1	271	846	
1976	4,60	2,10	76,7	14,1	19,6	20,4	13,8	100	7,3	320	1202	
1979	4,50	1,90	46,7	12,9	18,0	19,6	20,6	90	4,5	301	714	
2004	4,13	1,55	74,6	22,5	22,7	23,7	10,5	109	10,2	346	1090	
T_{prob}	0,118	0,172	0,825	0,063	0,92	0,672	0,022	0,563	0,192	0,896	0,561	
Matig P-rijke percelen 23A, 25A, 35												
1973	4,73	4,07	103,3	11,3	15,7	20,4	19,7	164	8,3	381	1933	
1974	4,67	3,43	90,0	10,7	15,0	15,3	19,2	226	11,7	273	1605	
1975	4,70	3,47	93,3	11,6	16,2	18,2	18,6	176	9,6	325	1667	
1976	4,73	3,50	103,3	12,4	17,3	20,4	16,9	152	9,0	364	1855	
1979	4,77	3,27	80,0	10,1	14,1	16,7	20,4	174	8,5	294	1406	
2004	4,21	3,17	132,3	16,1	23,5	23,8	12,0	127	10,6	415	2307	
T_{prob}	0,037	0,027	0,032	0,001	0,006	0,038	0,001	0,029	0,031	0,104	0,097	
P-rijke percelen 40, 45, 23b												
1973	4,57	4,00	96,7	16,8	23,5	21,8	20,6	201	9,7	406	1800	
1974	4,63	3,40	86,7	15,3	21,4	18,9	19,7	210	10,7	336	1540	
1975	4,57	3,40	76,7	16,0	22,4	19,6	22,3	205	9,2	349	1362	
1976	4,60	3,83	100,0	18,0	25,1	21,8	19,2	210	10,9	401	1838	
1979	4,53	3,40	80,0	15,8	22,1	21,1	21,5	174	8,1	375	1421	
2004	4,03	3,09	126,7	22,7	32,0	25,5	12,3	212	17,4	444	2198	
T_{prob}	0,005	0,103	0,105	0,040	0,015	0,444	0,007	0,910	0,357	0,661	0,206	

N.b. De grijs gemarkeerde velden zijn niet gebaseerd op waarnemingen maar zijn herleide waarden.

Uit de vergelijking van recente bodemanalyses met die uit de jaren '70 en begin jaren '80 kon worden geconcludeerd dat de pH en het organische stofgehalte van voormalige landbouwgronden enigszins waren gedaald bij omvorming tot natuur met begrazing. In tegenstelling tot de verwachting bleken zowel het nitraat- als het fosfaatgehalte in de bovenste bodemlaag (0-20 cm) niet te zijn afgenomen en leek er sprake van een (voor fosfaat significante) toename. Kennelijk heeft het systeem een goed retentiemechanisme om fosfaat vast te houden. De concentraties van fosfaat in het bodemvocht waren wel betrekkelijk gering.

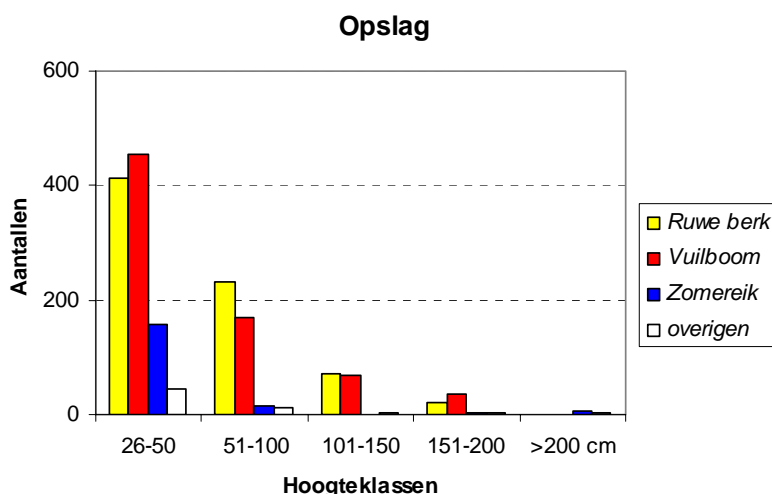
De gemiddelde jaarlijkse toename van de stikstofvoorraad lag in dezelfde orde van grootte als de jaarlijks gemiddelde natte en droge atmosferische depositie van stikstof

over de afgelopen periode van 25 jaar (20-50 kg N/ha). De jaarlijkse atmosferische fosfaatdepositie varieerde in Brabant tussen 0,3 en 0,6 kg P/ha. De toename van de fosfaatvoorraad kon daarom niet worden verklaard uit depositiewaarden. Een mogelijke alternatieve verklaring kan een herallocatie zijn van fosfaat via opname door wortels uit diepere bodemlagen (Kemmers *et al.* 2004).

3.7 Spontane opslag van houtige soorten

In 2000 werd het onderzoeksgebied onderzocht op het voorkomen van spontane opslag van houtige soorten. Houtige opslag in het grove dennenbos en op de fragmenten met heide/stuifzand werd opgenomen langs transecten. Ieder transect was 10 m breed en had een lengte variërend van 200 tot 720 m. De voormalige akkers werden integraal opgenomen, aangezien daar de dichtheid te laag was om met transecten te werken. Bovendien werd daar genoteerd of de opslag geassocieerd voorkwam met pitrus-pollen, braamstruweel of struikhei-dwergstruweel. De hypothese was dat deze soorten, die vanwege afweerstoffen, stekels of een slechte verteerbaarheid nauwelijks door de pony's worden gegeten, aan houtige zaailingen bescherming bieden tegen vraat. Van deze 'patches' werd ook de oppervlakte bepaald. Van individuen >25 cm werd de soort en de hoogte vastgesteld en ingedeeld in hoogteklassen (25-50 cm, 51-100, 101-150, 151-200 en > 200 cm). Het voorkomen van houtigen in de verschillende ecotootypen werd per soort berekend en uitgedrukt in aantal per hoogteklasse en per ha.

In 2000 werd van in totaal 12 houtige soorten spontane opslag aangetroffen in het onderzoeksgebied (tabel 3.5). In de grasheide werd vooral verjonging van grove den aangetroffen. In het grove dennenbos kwam vooral verjonging voor van vuilboom en wilde lijsterbes, die bovendien sterk was begraasd door reeën die het bos gebruikten als rustplaats. In eikenbosjes kwam verjonging voor van wilde lijsterbes, vuilboom, gewone vlier en zomereik in gelijke maar lage dichtheden. De voormalige akkers bleken na 28 jaar te zijn gekoloniseerd door diverse soorten houtigen, vooral door vuilboom en ruwe berk. De dichtheid was echter betrekkelijk gering en de gemiddelde hoogte bedroeg niet meer dan 60 cm (figuur 3.7).



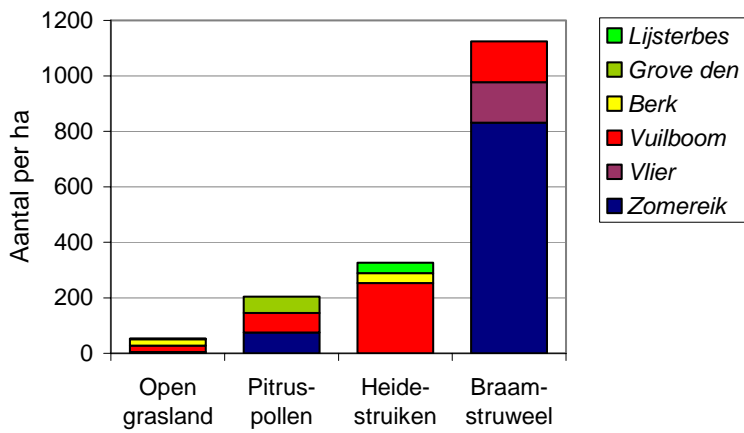
Figuur 3.7 Spontane opslag van houtige soorten op voormalige landbouwgronden van de Baronie Cranendock in 2001

De verjonging op de voormalige akkers kwam vooral geclusterd voor in ‘patches’ geassocieerd met soorten als pitrus, struikhei en vooral braamstruweel, dat hier en daar als eilanden op de voormalige akkers voorkwam (figuur 3.8). De dichtheid aan verjonging in eilanden van braamstruweel was gemiddeld een factor 20 hoger in vergelijking tot de dichtheid in het aangrenzende open grasland. Vooral zomereik profiteerde daarvan. Van alle eikjes groter dan 100 cm kwam 100% geassocieerd voor met braamstruweel (figuur 3.9). Voor vuilboom gold dit voor de hoogteklasse >200 cm.

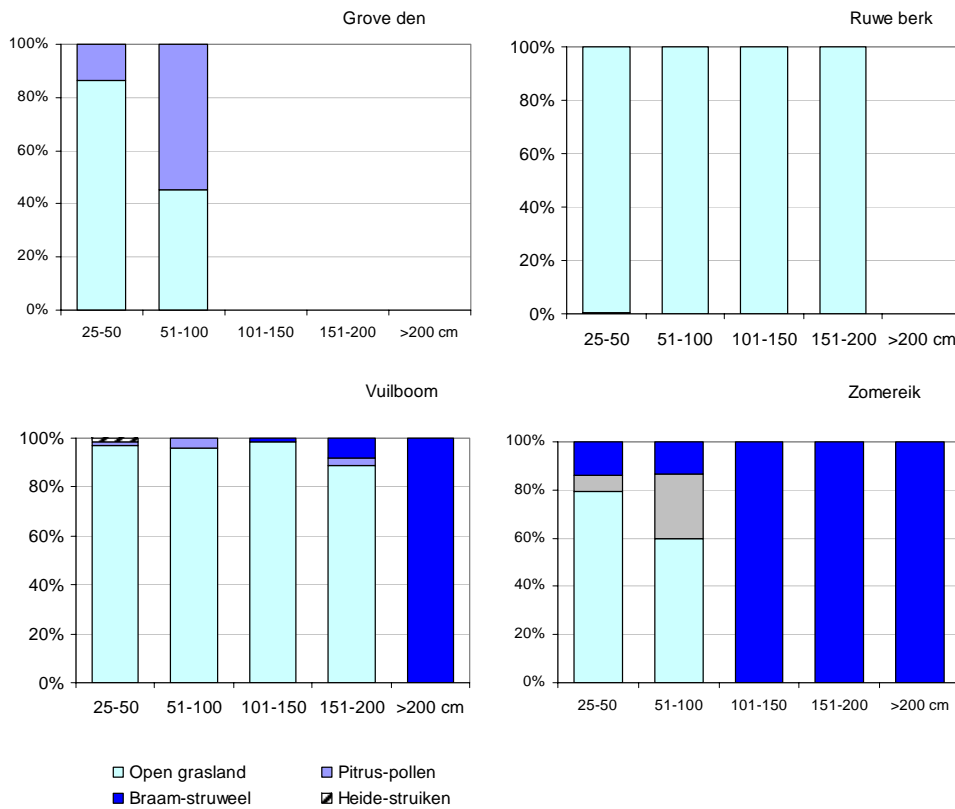
Tabel 3.5 Spontane opslag (N per ha) in de verschillende ecotootypen in 2000

Plantensoort	Grasheide	Eikenbosjes	Grove dennenbos	Voormalige akkers
Grove den	41,2			1,4
Wilde lijsterbes	15,6	15,6	31,7	<0,1
Vuilboom		15,6	59,4	23,3
Gewone vlier		16,0	5,9	0,4
Zomereik		15,6		5,9
Am. vogelkers			2,0	0,2
Braam			2,0	0,3
Ruwe berk				23,3
Zachte berk				0,3
Wilg (sp.)				0,1
Drents krentenboompje				<0,1
Liguster				<0,1
Totaal	56,8	62,8	101,0	55,2

Spontane opslag houtigen



Figuur 3.8 Spontane opslag van houtigen (aantallen per ha) in verschillende vegetatiestructuren op de voormalige cultuurgronden



Figuur 3.9 Geassocieerd voorkomen per hoogteklaase van de opslag van houtigen met vegetatiestructuren op de voormalige landbouwgronden

3.8 Graasgedrag en terreingebruik van IJslandse pony's

Het onderzoek naar het foerageergedrag en terreingebruik van de pony's is uitgevoerd in de periode van 29 maart 2000 tot 3 april 2002. Tijdens iedere waarnemingsessie werd één waarnemingsdier gedurende 3-4 uur gevolgd vanaf een afstand van minstens 30 m om het dier zo min mogelijk te verstoren. De pony's werden opgespoord door in principe telkens via een andere ingang het gebied te betreden. Gedurende de waarnemingsessie werd iedere minuut de locatie, het ecotooptype, activiteit en voedselkeuze van het waarnemingsdier genoteerd. Er zijn in totaal op 52 dagen tussen 08.00 en 20.00 uur waarnemingen verricht gedurende ruim 200 uur (tabel 3.6). Op basis van de totale tijd die foeragerend (grazend, snoeiend, schillend) werd doorgebracht in de verschillende ecotooptypen, werd een effectieve graasdruk (GD_i) berekend per ecotooptype volgens onderstaande formule:

$$GD_i = \frac{(Nobs_i / Ntot)P}{A_i}$$

waarbij:

- GD_i : de effectieve graasdruk in vegetatietype i ;
- $Nobs_i$: het aantal graasminuten in vegetatietype i ;
- $Ntot$: het totaal aantal graasminuten;
- P : het aantal pony's;
- A_i : het areaal van vegetatietype i in hectaren.

Met behulp van een Chikwadraattoets (Sokal & Rohlf 1995) werd de nulhypothese getest dat de pony's de verschillende vegetatietypen begraasden in overeenstemming met het beschikbare areaal.

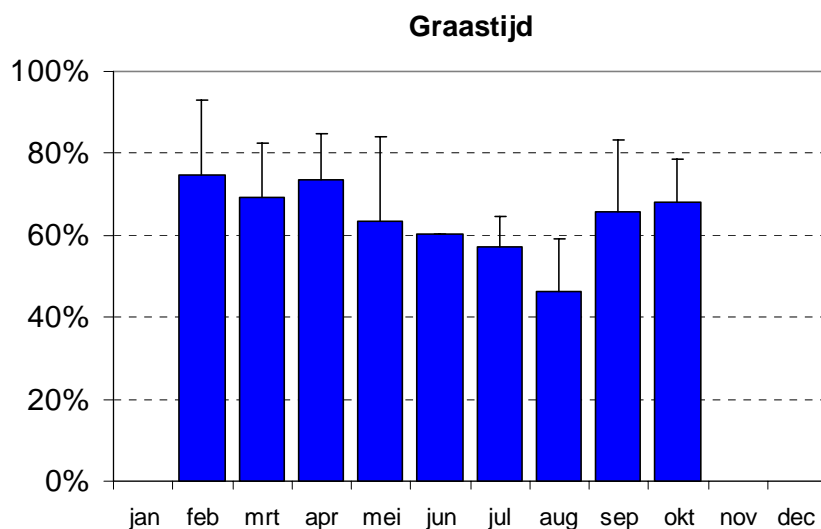
Tabel 3.6 Aantal waarnemingsdagen met het totaal aantal observaties in minuten, uitgevoerd in de periode van 29 maart 2000 tot 3 april 2002

Maand	Dgn	Minuten
Mrt-00	1	180
Apr-00	8	1.835
Mei-00	9	2.161
Jun-00	1	241
Jul-00	2	480
Aug-00	2	470
Sep-00	6	1.245
Okt-00	7	1.727
Feb-02	4	964
Mrt-02	10	2.220
Apr-02	2	482
	52	12.005

Het merendeel van de tijd (64%) besteedden de IJslandse pony's aan grazen (tabel 3.7). Slechts incidenteel werd waargenomen dat de pony's struiken of bomen snoeiden. Het schillen van boombast werd in het geheel niet waargenomen. Vooral in de wintermaanden besteedden de pony's veel tijd aan grazen (70-75%; figuur 3.10), terwijl dit in de periode mei-aug beduidend minder was (45-60%).

Tabel 3.7 Tijdsbesteding van de IJslandse pony's in Baronie Cranendonck gedurende de periode 29 maart 2000 tot 3 april 2002 (52 waarnemingsdagen, gemiddeld 3-4 uur per dag)

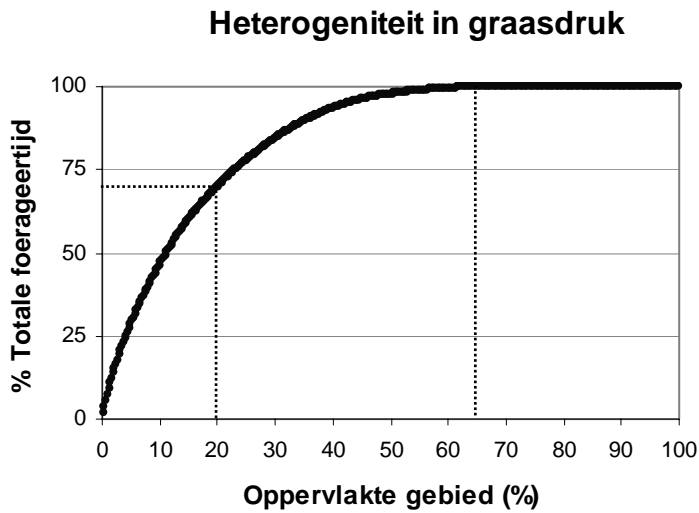
Activiteit	% tijd
Grazen	64 ± 8,9
Snoeien	0,1 ± 0,2
Schillen	-
Staan	20 ± 8,8
Lopen	8 ± 3,8
Liggen	4 ± 4,1
Overige	4 ± 2,0



Figuur 3.10 Relatieve tijd die aan grazen werd besteed in relatie tot het seizoen

Heterogeniteit in graasdruk

De heterogeniteit in het terreingebruik van de pony's kwam ook tot uitdrukking in de relatie tussen de foerageertijd en het benutte oppervlak (figuur 3.11). Van iedere gridcel in het gebied was bekend hoe vaak de pony's daar foeragerend waren waargenomen. De totale foerageertijd was het aantal minuten dat de pony's foeragerend waren waargenomen (7.951 minuten) gedurende de waarnemingsdagen. Daarbij bleek dat 20% van het oppervlak werd gebruikt voor 70% van de totale foerageertijd. Op 34% van het oppervlak werden de dieren nooit foeragerend waargenomen. Er was dus een aanzienlijke heterogeniteit in graasdruk.

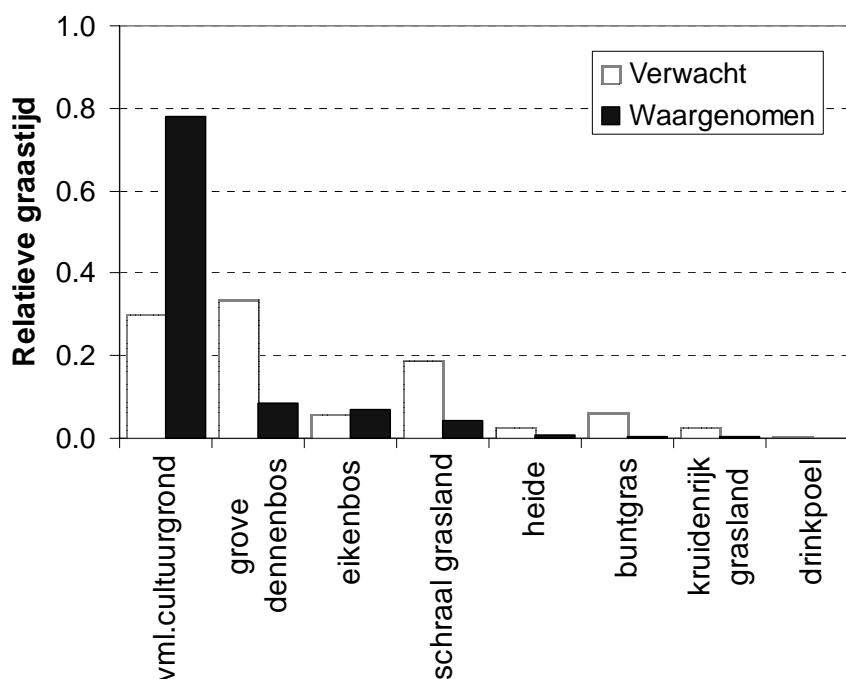


Figuur 3.11 Relatie tussen foerageertijd en het oppervlak dat daarvoor werd benut in het begrazingsgebied

Terreinbenutting

De pony's foerageerden in hoofdzaak op de graslanden van de voormalige cultuurgronden (78%). Dit was aanzienlijk meer dan alleen op grond van het relatieve oppervlak kon worden verwacht ($P < 0,001$; figuur 3.12). Van andere 'open typen' als heide en buntgrasland werd nauwelijks gebruik gemaakt om te foerageren. Vanaf augustus werd het eikenbos veelvuldig bezocht (figuur 3.13), vermoedelijk vanwege de eikenmast die vanaf dat moment beschikbaar kwam. Mast is voor pony's, net als voor de meeste andere hoefdiersoorten, voorkeurvoedsel. In de loop van de maanden, nam dit geleidelijk weer af. In het grove dennenbos werd in hoofdzaak gefoerageerd in de herfst- en wintermaanden. Daar was een ondergroei aanwezig die vooral bestond uit een wintergroene mat van bochtige smele.

Terreingebruik pony's

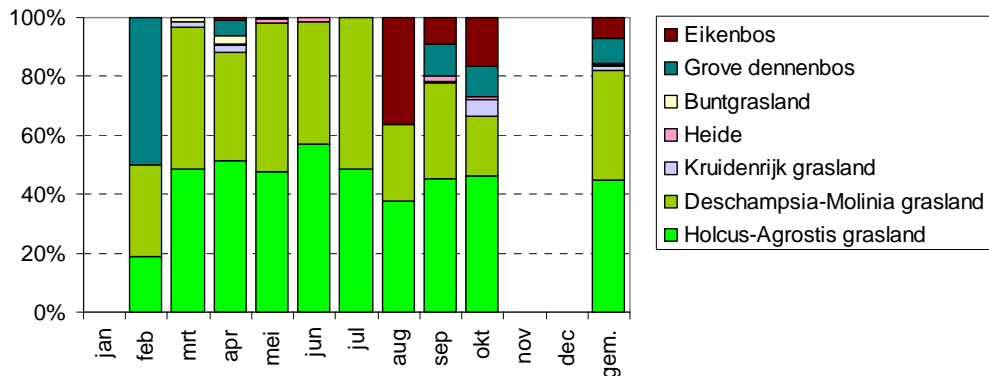


Figuur 3.12 Gebruik van de verschillende ecotootypen door de pony's tijdens het grazen op basis van jaarrondvaarnemingen in de periode maart 2000 – april 2002. De lichte kolommen geven de verwachte waarden weer op basis van het relatieve oppervlak

Tabel 3.8 Oppervlakte van de vegetatietypen in Baronie Cranendonck en de effectieve graasdruk op basis van jaarrond waarnemingen van het terreingebruik

Ecotooptype	Hectaren	Relatief aandeel	Relatieve foerageertijd	Effectieve graasdruk pony's/100ha
Vml.cultuurgrond	29,6	30,1%	77,9%	26,3
Grove dennenbos	33,1	33,6%	8,6%	2,6
Eikenbos	5,5	5,6%	7,0%	12,6
Schraal grasland	18,7	19,0%	4,2%	2,3
Heide	2,5	2,6%	0,7%	2,7
Buntgras	6,2	6,3%	0,4%	0,7
Kruidenrijk grasland	2,6	2,6%	0,2%	0,8
Drinkpoel	0,2	0,2%	0,2%	7,8
Totaal	98,5	100%	100%	10,0

Terreingebruik tijdens grazen



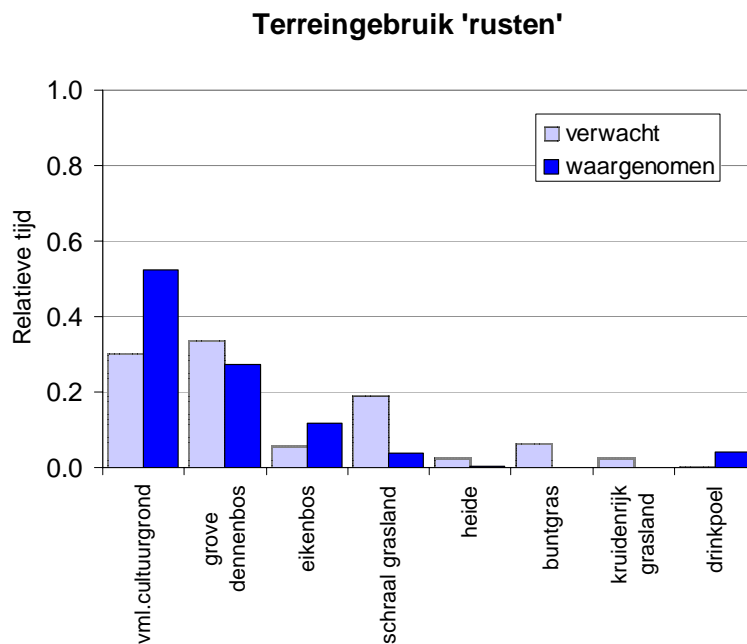
Figuur 3.13 Seizoensvariatie in het gebruik van de verschillende vegetatietypen door de pony's voor het foerageren

Tabel 3.9 Effectieve graasdruk op de afzonderlijke percelen van voormalige cultuurgrond in het onderzoeksgebied

Perceelcluster	Hectaren	Pony's/100 ha
46, 47	1,47	35,5
19a, 19b, 19c	4,37	10,7
31,33	3,45	9,9
35, 36, 37	4,68	32,3
23a, 23b, 25a, 25b	8,91	25,5
40, 42, 43, 44, 45	6,72	39,8
Totaal	29,6	26,3

Uit tabel 3.9 komt duidelijk naar voren dat de graasdruk op de verschillende percelen voormalige cultuurgrond onderling sterk verschilde (maximaal factor 4). De percelen met de hoogste graasdruk, perceelclusters 46/47 en 40/45, zijn deels cultuurweide geweest, in tegenstelling tot de overige percelen die vóór 1973 akkergrond waren.

Ook is nagegaan waar de pony's rustten (staand of liggend). Dit gebeurde vooral op de voormalige cultuurgrond (53%). Daarnaast rustten ze vooral in het grove dennenbos en het eikenbos (samen 39%; figuur 3.14).

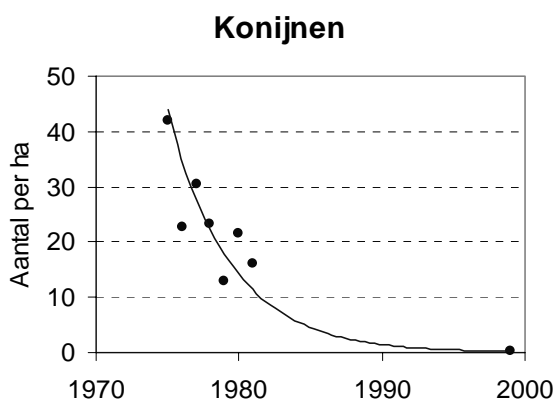


Figuur 3.14 Gebruik van ecotooptypen door de pony's tijdens het rusten

3.9 Dynamiek konijnenpopulatie

Nadat de akkers in de jaren '70 braak waren gelegd nam de dichtheid aan konijnen aanvankelijk sterk toe tot gemiddeld 50 dieren per ha (Oosterveld 1983). Onder invloed van de ponybegrazing ontwikkelde zich in enkele jaren een ruige grasmat gedomineerd door kweek (*Elytrigia repens*). Daarmee nam de kwaliteit van het voedsel en ook het aantal konijnen gestaag af (figuur 3.15).

In 2000 is op dezelfde wijze als eerder in de jaren '70 en '80 opnieuw de dichtheid aan konijnen vastgesteld aan de hand van keuteltellingen langs vaste transecten. Daartoe is een 6-tal transecten uitgezet in de verschillende begroeiingstypen met een lengte variërend van 30 tot 100 m. Op vaste punten langs ieder transect, gemarkeerd met een piketpaaltje, werd in een cirkelvorming plot van 9 m² het aantal konijnenkeutels geteld. Bij de eerste meting werd iedere plot eerst leeg geraapt. De metingen werden maandelijks verricht in de periode april tot november. Op deze wijze kon een keutelproductie worden berekend (aantal per ha per maand). Er werd vanuit gegaan dat de afbraaksnelheid van konijnenkeutels meer dan 30 dagen bedroeg. Met de aanname dat de gemiddelde keutelproductie van één konijn 400 keutels per dag bedraagt (Taylor & Williamse 1956), kon de dichtheid aan konijnen worden geschat. De resultaten staan in tabel 3.10.



Figuur 3.15 Afname van de konijnenstand in Baronie Cranendonck sinds de start van het begrazingsbeheer begin jaren '70

De dichtheid aan konijnen was in 2000 bijzonder laag en bedroeg voor de meeste begroeiingstypen <1 konijn per ha. Alleen in de heide-/buntgrasbegroeiing werd een enigszins hogere dichtheid aangetroffen van circa 3 konijnen per ha, hetgeen nog steeds gering is. De konijnendichtheid vertoont altijd een duidelijk seizoensverloop met een piek in augustus (Immink 1977). Dit patroon is herkenbaar in de gegevens in tabel 3.10

De oorzaak voor de sterke afname van het aantal konijnen in het onderzoeksterrein was vermoedelijk tweecërlei van aard. Bij de toegepaste graasdruk van circa 10 pony's per 100 ha ontstond gedurende het groeiseizoen op veel plaatsen een vegetatie die te hoog was om aantrekkelijk te zijn voor konijnen. Maar vermoedelijk speelde ook het virus VHS een belangrijke rol dat sinds de jaren '90, net als op veel andere plaatsen in ons land, het aantal konijnen heeft gedecimeerd.

Tabel 3.10 Schatting van de dichtheid aan konijnen op basis van keuteltellingen verricht in de periode van april tot november 2000

Begroeiingstype	Keutelproductie n/100m ² /maand				Konijnendichtheid N/ha
	apr	mei	okt	nov	
Kruidenrijk grasland	-	-	-	-	-
Voormalige akkers	20	-	59	21	0,2 ± 0,16
Schraalgrasland	53	130	175	118	0,8 ± 0,33
Heide/buntgras	147	254	1158	124	2,8 ± 3,30
Grove dennenbos	-	-	33	-	0,1 ± 0,11
Eikenbos	25	4	17	-	0,1 ± 0,08
Totaal					0,6 ± 0,44

3.10 Discussie en conclusies

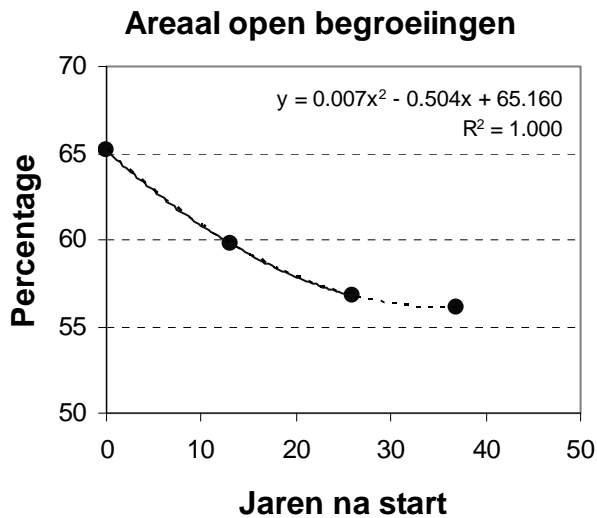
Natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden wordt in belangrijke mate gestuurd door het gevoerde beheer, met name of er al dan niet verschrallingsmaatregelen zijn uitgevoerd (Sival *et al.* 2004). De voormalige akkers van Cranendonck zijn nooit afgegraven en evenmin is er gemaaid. Er is alleen een

extensief begrazingsbeheer ingesteld met pony's. Er ontwikkelden zich in eerste instantie soortenrijke akkergemeenschappen. Deze gingen na verloop van jaren over in grazige begroeiingen die wat armer waren aan soorten en werden gedomineerd door grassoorten als gestreepte witbol, gewoon struisgras, bochtige smele en zandstruisgras. De vegetatie die na 30 jaar natuurontwikkeling is ontstaan kan worden gekarakteriseerd als droog grasland op zandgrond (*Koelerio-Coryneporetea*). Voor de ontwikkeling van heischraal grasland (*Nardo-Galium saxatile*) is de bodem vermoedelijk te leemarm (Schaminée *et al.* 1996). Het intensieve agrarische beheer gedurende 40-50 jaar heeft de zaadbank van veel soorten doen verdwijnen. De praktijk leert dat terugkeer vrijwel altijd een langdurig proces is, waarbij veel karakteristieke soorten van halfnatuurlijke graslanden uit zichzelf niet terugkeren (Bakker *et al.* 2002, Sival *et al.* 2004, Walker *et al.* 2004)

Bodemanalyses maakten duidelijk dat de *totaalgehalten* aan stikstof en fosfaat na 30 jaar niet waren afgenomen en er voor fosfaat zelfs sprake was van een geringe toename. Voor stikstof kon dit worden toegeschreven aan een continue toevoer van stikstof als gevolg van atmosferische depositie. Bij fosfaat was vermoedelijk sprake van mobilisatie door plantenwortels uit diepere bodemlagen (Kemmers *et al.* 2004). Tegelijkertijd wees de verschuiving in soortensamenstelling, met name de toename van schrale graslandsoorten, op een afname van de *beschikbaarheid* van nutriënten sinds de jaren '70. Bodemanalyses wezen ook uit dat weliswaar de voorraad aan fosfaat in de bodem was toegenomen, maar dat de concentratie fosfaat in het bodemvocht betrekkelijk gering was. Vermoedelijk is de plantengroei stikstof gelimiteerd. Gewasanalyses moeten dit verder uitwijzen.

Het is bekend dat begrazing de omloopsnelheid van nutriënten verhoogt, doordat moeilijker afbreekbaar plantenmateriaal wordt omgezet in eenvoudiger afbreekbaar materiaal in de mest. Daardoor zijn nutriëntgehalten in het bodemvocht in begraaide graslanden vaak wat hoger dan in, bijvoorbeeld, gemaaide graslanden (Sival *et al.* 2004). Tegelijkertijd vindt er onder invloed van begrazing lokaal verschraling plaats. Er treedt een netto transport van voedingsstoffen op van locaties waar in hoofdzaak wordt gegraasd naar plekken waar overwegend wordt gerust. Dit zijn meestal beschutte plekken als bosrand of bos. Ook in dit onderzoek werd gevonden dat de pony's in aanzienlijk mate gebruik maakten van het aanwezige bos om te rusten. Daar kwam een relatief groot deel van de mest terecht.

De pony's hadden ook na 28 jaar nog een uitgesproken voorkeur voor de voormalige landbouwpercelen, waar ze 78% van hun foerageertijd doorbrachten. Dankzij deze betrekkelijk hoge graasdruk, die op sommige percelen 30-40 pony's per 100 ha bedroeg, werd de grasmat kort en open gehouden, hetgeen de vestiging van struik- en boomsoorten vereenvoudigde. Bij een lage graasdruk of zonder begrazing ontwikkelt zich op voormalige landbouwgrond meestal een sterk vervilte grasmat met een ophoping van organisch materiaal in de bovenste bodemhorizont, waardoor slechts weinig soorten in staat zijn zich te vestigen.



Figuur 3.16 Afname van het areaal open begroeiingstypen, zoals vastgesteld op basis van luchtfoto's in de periode 1970-1999. De gestippelde lijn geeft een extrapolatie naar 2010

Na circa 30 jaar begrazingsbeheer kwam geleidelijk een ontwikkeling op gang die lokaal leidde tot struweelvorming. Een door pony's nauwelijks gegeten soort als braam speelt hierbij een sleutelrol. De eilanden van braamstruweel fungeren als 'kraamkamer' voor de vestiging van vraatgevoelige soorten als vuilboom en vooral zomereik. Mogelijk dat in en aan de rand van het braamstruweel ook meer bessen en zaden worden gedeponerd door vogels, zoals eikels gepoot door de Vlaamse gaai (Bossema 1979, Snow & Snow 1988). Deze eilanden zullen op termijn uitgroeien tot boomgroepen met zomereik. Daardoor worden de scherpe grenzen in het landschap verder vervaagd. Het areaal open grasland/heide was afgenomen van 65% in de startsituatie naar 57% in 1999 (figuur 3.16). Dit was het gevolg van de vestiging van struweel en boomgroepen en laterale kroonuitbreiding. De verwachting is dat zich rond 2010 (circa 40 jaar na de start) een evenwicht zal instellen waarbij het areaal open begroeiingstypen iets meer dan de helft van het gebied zal beslaan (figuur 3.16).

4 Omvorming van een voormalig agro-pastoraal gebied naar een halfnatuurlijk boslandschap: casus 2

4.1 Nationaal Park Veluwezoom

Het Nationaal Park Veluwezoom ligt aan de zuidoostkant van de Veluwe en heeft een omvang van circa 5.000 ha. Het gebied bestaat voor het grootste deel uit stuwwallen van de voorlaatste ijstijd (Salien). De dalen ontstonden in de laatste ijstijd (Weichselien), toen daar ook löss werd afgezet. Het huidige landschap is mede gevormd onder invloed van eeuwenlange antropogene activiteit (Arts & Dederen 1984). Onder invloed van pastorale begrazing met schaapskuddes volgens het potstalsysteem zijn de heideterreinen ontstaan. Ook is er eeuwenlang kleinschalige akkerbouw bedreven waarbij vooral aardappelen, rogge en boekweit werd geteeld. Er heeft op uitgebreide schaal hakhoutbeheer plaatsgevonden en er is op grote schaal bos aangeplant. Het gebied is ook lang gebruikt als jachtgrond voor grofwild.

In de loop van de 19^e en 20^e eeuw zijn de meeste van deze activiteiten gestaakt als gevolg van veranderingen in sociaal-economische omstandigheden. In 1930 is het gebied aangewezen als natuurreservaat en wordt sindsdien beheerd door de Vereniging Natuurmonumenten. Aanvankelijk werd er actief beheer uitgevoerd in de vorm van periodiek branden en afplaggen van de heide en bomenkap. Sinds de jaren '80 van de vorige eeuw is in grote delen van het terrein het beheer gericht op het zoveel mogelijk ruimte bieden aan natuurlijke processen en het terugdringen van menselijk ingrijpen. Beoogd wordt een halfopen mozaïeklandschap in stand te houden bestaande uit graslanden, heiden, struwelen en bossen, waarbij een belangrijke rol is weggelegd voor hoefdieren.

4.2 Begrazingsbeheer

Tot begin jaren '80 kwamen in het gebied alleen wilde hoefdiersoorten voor, te weten edelhert, ree en wild zwijn. In 1982 werd op de Imbosch begonnen met een begrazingsproef met Schotse Hooglandrunderen (Van Wieren 1988). Achterliggende doelstelling was begrazing als natuurlijk proces opnieuw een rol te laten spelen bij de instandhouding van een bos-heide mozaïeklandschap op de Veluwezoom. Na een positieve evaluatie van dit begrazingsexperiment is het door runderen begraasde gebied sindsdien geleidelijk uitgebreid van circa 170 ha in 1982 tot ruim 3.800 ha in 2000 (inclusief een deel van de Loenermark). Het aantal runderen nam navenant toe tot circa 225 dieren in 2002. Periodiek worden er dieren uit het terrein verwijderd, wanneer er vanwege de oplopende aantallen dieren voedselgebrek dreigt in de winter. Zo zijn in het najaar van 2002 circa 140 dieren uit het terrein gehaald en overgebracht naar andere terreinen. Daarna wordt de kudde in de gelegenheid gesteld door natuurlijke aanwas opnieuw in omvang toe te nemen.

In 1986 zijn op een afgerasterd aangrenzend zuidoostelijk gelegen terreindeel, Herikhuizerveld-Oost, IJslandse pony's uitgezet (Paanakker 1994). Dit heideterrein maakt ook onderdeel uit van het Nationaal Park Veluwezoom. Het terrein bestrijkt circa 60 ha en wordt sindsdien begraasd door 10-15 pony's. Vanaf begin jaren '90 wordt ook het westelijk deel van Herikhuizerveld (423 ha) met pony's begraasd. Het betreft een voormalige landgoederenzone, waarin verspreid diverse voormalige cultuurgronden zijn gelegen rond de voormalige boerderijen op Herikhuizen en Beekhuizen. In het gebied lopen circa 45-50 pony's. Daarnaast zijn in het NP Veluwezoom diverse wilde hoefdiersoorten aanwezig, t.w. edelhert (15 stuks), ree (50 stuks) en wild zwijn (75 stuks). De graasdruk in het gebied is met circa 35 dieren per 100 ha betrekkelijk hoog. In het ponybegraasde deel (423 ha), waar gekozen is voor een beheerstrategie van 'halfnatuurlijk landschap', bevindt zich tevens een schaapskooi met een kudde van circa 100 Veluwse heideschape. De gescheperde kudde wordt om cultuurhistorische en recreatieve redenen ingezet bij het beheer van de Rhedense heide.

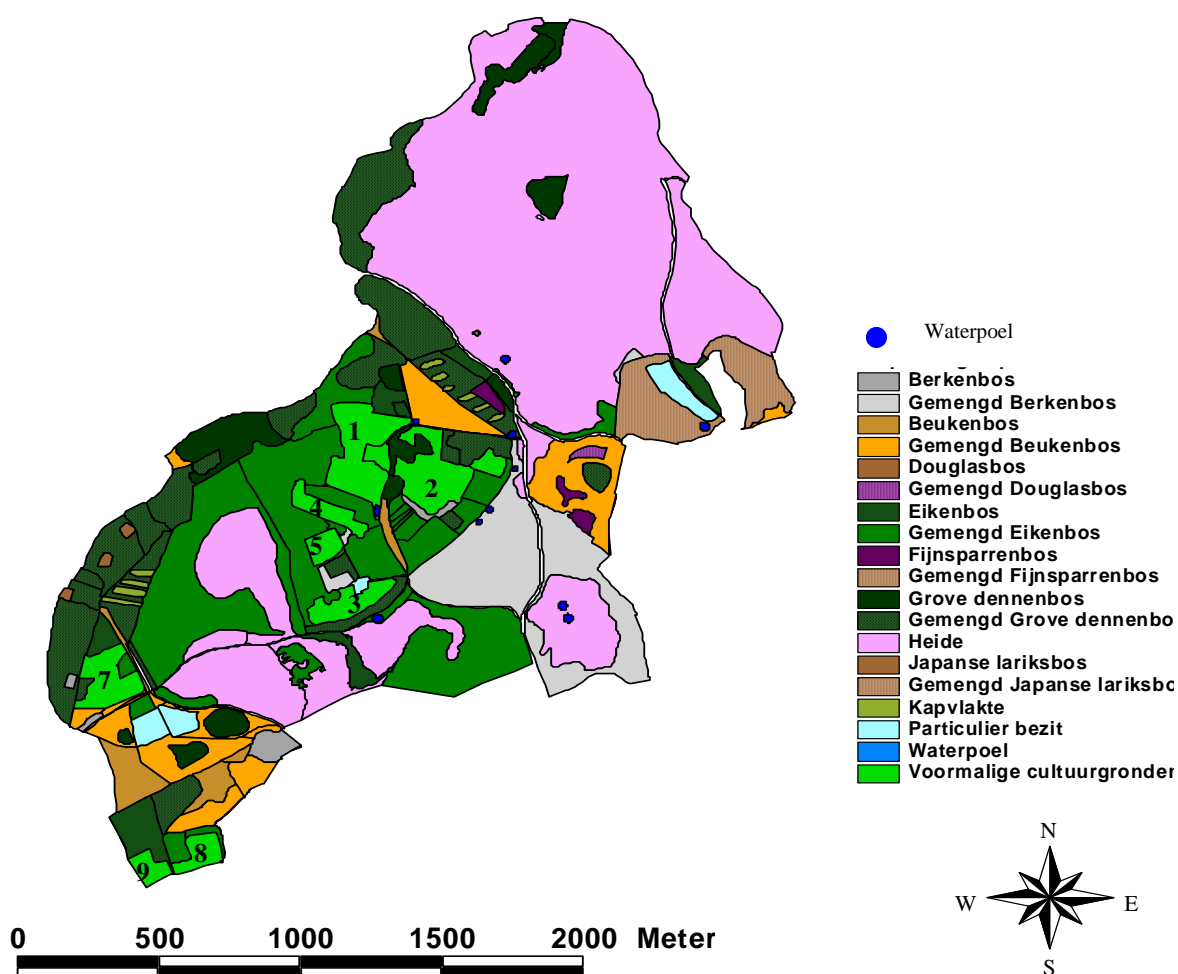
Door medewerkers van Natuurmonumenten wordt sinds 1991 onderzoek verricht naar het gedrag en terreingebruik van de Schotse Hooglanders en vanaf 1997 ook van de IJslandse pony's. Over de resultaten hiervan is gerapporteerd in Groot Bruinderink (1996) en Groot Bruinderink & Lammertsma (2001).

4.3 Onderzoek

Het onderzoek is voornamelijk uitgevoerd in het ponybegraasde deel van het Nationaal Park bestaande uit Beekhuizen, Herikhuizen en het Herikhuizerveld (423 ha). Over het runderbegraasde gebied is relatief veel bekend (Van Wieren 1988, Groot Bruinderink 1996, Worm 1998, Groot Bruinderink & Lammertsma 2001), in tegenstelling tot het ponybegraasde gebied. Het Herikhuizerveld bestaat voor 40% uit heide en voor het overige deel uit loof- en naaldbos (52%). Verspreid liggen diverse voormalige cultuurgronden, die samen 6% van het begrazingsgebied uitmaken (figuur 4.1, tabel 4.1). Het onderzoek was specifiek gericht op het terreingebruik en graasgedrag van de IJslandse pony's en op de spontane opslag van houtigen op de voormalige cultuurgronden en elders in het terrein.

Tabel 4.1 Oppervlakte van de belangrijkste ecotootypen in het Herikhuizerveld

Ecotootype	Hectaren	%
Heide	170	40,2
Eikenbos	74	17,5
Grove dennenbos	63	14,9
Berkenbos	36	8,5
Beukenbos	32	7,6
Overig naaldbos	15	3,5
Kapvlakte	2	0,5
Voormalige cultuurgrond	26	6,1
Particulier bezit	5	1,2
	423	100



Figuur 4.1 Vegetatiekaart van het ponybegaasde terrein, Herikhuizenerveld-West, onderdeel van het Nationaal Park Veluwezoom

Observaties aan pony's

Het onderzoek naar het foeragegedrag en terreingebruik van de pony's is uitgevoerd in de periode van 20 februari 2002 tot 20 maart 2003 (tabel 4.2). Tijdens een waarnemingsessie werd één waarnemingsdier gedurende 3-4 uur gevolgd, vanaf een afstand van minstens 30 m om het dier zo min mogelijk te verstoren. De pony's zijn opgespoord door in principe telkens via een andere ingang het gebied te betreden. Gedurende de waarnemingsessie werd iedere minuut de locatie, het ecotooptype, activiteit en voedselkeuze van het waarnemingsdier genoteerd. De locatie werd door middel van GPS vastgelegd en gerelateerd aan een vak of subvak op de beheerkaart van Natuurmonumenten. Tevens werd de omvang van de groep genoteerd. Op basis van de totale tijd die foeragerend (grazend, snoeiend, schillend) werd doorgebracht in de verschillende ecotooptypen, werd een effectieve graasdruk berekend.

Tabel 4.2 Aantal dagen dat waarnemingen zijn verricht aan het terreingebruik van de IJslandse pony's in het Herikhuizerveld in de periode van 20 februari 2002 tot 20 maart 2003

Maand	Dgn	Minuten
Feb-02	5	1.680
Mrt-02	11	4.320
Apr-02	10	3.300
Sep-02	5	1.285
Okt-02	7	1.678
Nov-02	4	2.026
Feb-03	9	2.087
Mrt-03	8	1.119
	59	17.495

De belangrijkste ecotooptypen zijn in maart 2002 onderzocht op het voorkomen van verjonging van houtige soorten. Daarbij is gebruik gemaakt van een 8-tal transecten. Op ieder transect werd de verjonging geïnventariseerd in plots variërend in grootte van 3 x 3 m tot 30 x 30 m, afhankelijk van het aantal individuen. De afstand tussen de plots langs een transect bedroeg 15 m. Het aantal plots per transect varieerde van 6 tot 20. In totaal zijn 90 plots bemonsterd. De voormalige cultuurgronden zijn integraal geïnventariseerd. Van ieder exemplaar >25 cm werd de hoogte en de vraatscore (tussen 0 en 5) bepaald (tabel 4.3).

Tabel 4.3 Vraatscores van verjonging van houtige soorten volgens methode van Leitão (1990)

Score	Omschrijving	Aanduiding
0	Boom of struik niet gesnoeid	Niet begraasd
1	0-25% van de zijtakken gesnoeid, eventueel ook topscheut	Licht begraasd
2	25-50% van zijtakken gesnoeid, individu in redelijk goede conditie	Matig begraasd
3	>50% van zijtakken gesnoeid, individu in redelijk goede conditie, verdere ontwikkeling niet in gevaar	Sterk begraasd
4	>50% van zijtakken gesnoeid, individu in staat van verval, >25% dode takken	Zeer sterk begraasd
5	Sterk gesnoeid en afgestorven individu	Dood

Verjonging van houtigen in relatie tot recreatiezonering

Bij de beheerder van het gebied leefde de vraag of met recreatiezonering de graasdruk op de verjonging kon worden gestuurd. De gedachte daarbij is dat de wilde hoefdiersoorten in het gebied drukbezochte plaatsen mijden, waardoor de verjonging daar meer kans krijgt. Nagegaan is of de afstand tot wegen en paden van invloed is op de graasdruk op de bosverjonging. De veronderstelling was dat verjonging minder werd aangevreten naarmate deze dichter bij druk belopen wegen en paden voorkwam. In de nabijheid van wegen en paden zijn transecten (n=7) uitgezet loodrecht op pad of weg. In plots van minimaal 10 x 10 m of 20 x 20 m is de verjonging geïnventariseerd (in de periode van 18 september tot 28 oktober 2002). Het aantal plots per transect varieerde van 4 tot 13. Van ieder individu >25 cm werd de hoogte en vraatscore bepaald. Om goed te kunnen vergelijken zijn alleen opstanden van grove den in het onderzoek betrokken. De transecten lagen voor een deel ook buiten het ponybegraasde gebied, in het runderbegraasde deel van het NP Veluwezoom.

Schillen van de bast van houtige soorten

Een ander effect dat werd onderzocht was het schillen van beuken door de pony's. Er is een inventarisatie gemaakt van de mate waarin vooral beuk door de pony's was geschild. Daarbij zijn de volgende factoren in ogenschouw genomen: laanbomen versus opstandbomen, stamdiameter, ruwheid bast en afstand van bomen tot de dichtstbijzijnde drinkpoel. Er is op basis van luchtfoto's een 16-tal beukenlanen geïdentificeerd en geselecteerd. Daarnaast werd verspreid over het gebied op basis van een opstandlegger een 24-tal transecten uitgezet in ongemengde of gemengde beukenopstanden met tenminste 50% kroonlaagbedekking van beuk. Ieder transect had een breedte van 20 m. Begin- en eindpunt van lanen en transecten werden met GPS vastgelegd. Van iedere boom werd de diameter op borsthoogte bepaald (dbh) en de structuur van de bast (score glad, intermediair of ruw op basis van de af/aanwezigheid van groeven). Daarna werd een schilscore vastgesteld (tabel 4.4).

Tabel 4.4 Classificatie van schilklassen (naar Mountford & Peterken 1999a)

Schilscore	Percentage stam geschild	Beschrijving
1	0	Niet aangetast
2	<10	Geringe aantasting
3	10-49	Matige aantasting
4	50-99	Ernstige aantasting
5	100	Zeer ernstige aantasting

4.4 Graasgedrag en terreingebruik IJslandse pony's

Het merendeel van de tijd besteedden de IJslandse pony's aan grazen (tabel 4.5). Snoeien van struiken en bomen deden ze in beperkte mate, evenals schillen. In de wintermaanden werd meer gesnoeid dan in de zomer. Het schillen van afgevallen takken of bast werd het hele jaar door waargenomen.

Tabel 4.5 Tijdsbesteding van de IJslandse pony's in NP Veluwezoom gedurende de periode 20 februari 2002 tot 20 maart 2003 (59 waarnemingsdagen, gemiddeld 4-5 uur per dag)

Activiteit	% tijd
Grazen	56 ± 8,8
Snoeien	6 ± 4,7
Schillen	2 ± 1,8
Staan	25 ± 6,0
Lopen	7 ± 1,8
Liggen	3 ± 2,4
Overige	1 ± 1,3

Grassen maakten het belangrijkste deel van het dieet uit (tabel 4.6). Dit betrof vooral 'zachte' grassen (vnl. witbol, Engels raaigras, gewoon struisgras en *Poaceeën*) op voormalige cultuurgronden, en bochtige smele in de ondergroei van bossen en grassen langs bospaden en op de vergraste heide. Opvallend was verder het snoeien van gaspeldoorn. Dit gebeurde in een beperkte periode van slechts enkele weken in de nawinter (februari en maart) en stopte zodra de groei van grassen op gang kwam. Daarnaast werd de bast van afgevallen takken en van de stam van bomen geschild, vooral van beuk en wilde lijsterbes. Dit schillen werd gedurende het hele jaar

waargenomen, vooral wanneer er na storm dikke takken uit de kronen van beuken waren gewaaid. Het aspect van het schillen van boombast door de pony's wordt in paragraaf 4.7 nader uitgewerkt.

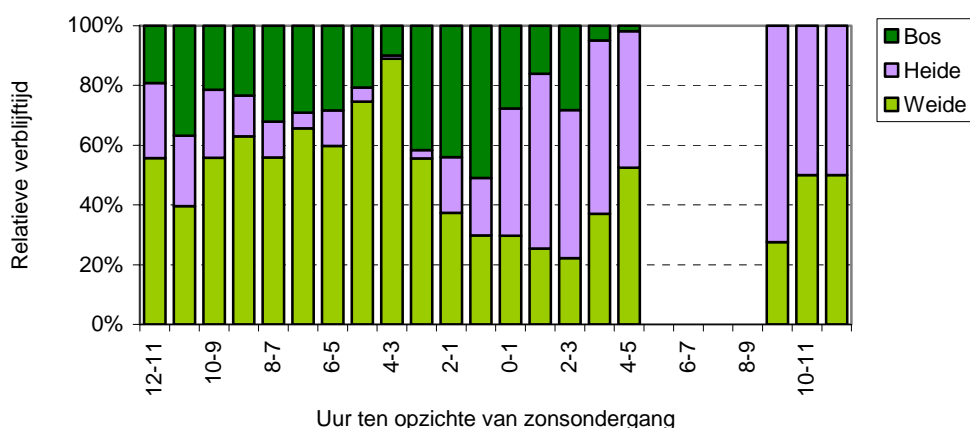
Tabel 4.6 Voedselplanten in het menu van de pony's op basis van de tijd dat de dieren foeragerend werden waargenomen

	Foeragerend totaal %	Grazend %	Snoeiend %	Schillend %
Weigras	56	61		
Bochtige smele	20	22		
Pijpenstrootje	5	6		
Gaspeldoorn	4		57	
Vergraste heide	4	4	9	
Padgras	3	3		
Blauwe bosbes	2	2		
Bast afgevallen beukentakken	1			51
Beuk (bast, lage takken)	1		15	23
Wilde lijsterbes	1		5	15
Zomer-/wintereik	1		8	1
Overigen	2	2	6	10
	100	100	100	100

Terreingebruik

Tijdens het waarnemen van de pony's bleek dat dieren gedurende de daglichtperiode vooral de voormalige cultuurgronden bezochten om te foerageren. Kort voor zonsondergang gingen de dieren vaak naar andere delen van het gebied. Daarom zijn de gegevens over het terreingebruik gerelateerd aan het moment ten opzichte van zonsondergang. De resultaten staan vermeld in figuur 4.2.

De pony's vertoonden een duidelijk circadiaan ritme in het terreingebruik. Gedurende de daglichtperiode verbleven de ze vooral op de voormalige cultuurgronden (grasweiden), met incidentele uitstapjes naar heide of bos. Het grazen op de weiden nam toe aan het eind van de middag en bereikte een maximum 3-4 uur voor zonsondergang. Vanaf 2 tot 3 uur voor zonsondergang trokken de pony's via het omliggende bos naar de heideterreinen. Gedurende de nachtelijke uren verbleven de pony's voor het merendeel van de tijd op de heide. Dit bereikte een maximum 3-4 na zonsondergang. Daarna begonnen de pony's weer geleidelijk terug te keren naar de voormalige cultuurgronden.



Figuur 4.2 Relatieve verblijftijd in de ecotootypen voormalige cultuurgrond (weide), heide en bos als functie van het uur van de dag ten opzichte van zonsondergang (klassen met minder dan 2 uur waarnemingstijd zijn weggelaten)

Het gemiddelde aantal pony's per groep bedroeg 9 dieren (minimum 1, maximum 34).

Tabel 4.7 Oppervlakte van de ecotootypen voorkomend in het ponybegaasde deel van het NP Veluwezoom met de effectieve graasdruk van de pony's op basis van jaarrond waarnemingen van het terreingebruik

Ecotooptype	Hectaren	%	Foerageertijd %	Effectieve graasdruk (N)	Pony's per 100 ha
Eikenbos	74	17,5			
(Gemengd) berkenbos	36	8,6			
(Gemengd) beukenbos	32	7,5			
Loofbos totaal	142	33,6	13,8	6,9	4,9
Grove dennenbos	63	14,9			
Fijnsparrenbos	9	2,1			
(Gemengd) Japanse lariksbos	5	1,2			
(Gemengd) Douglasbos	1	0,2			
Naaldbos totaal	78	18,4	9,2	4,6	5,9
Kapvlakte	2	0,4	0,8	0,4	25,1
Heide	170	40,3	23,5	11,8	6,9
Vml. cultuurgrond	26	6,2	52,6	26,2	101,0
Overig	5	1,1			
Totaal	421	100	100	50	11,9

Meer dan de helft van de foerageertijd (grazen, snoeien, schillen) werd doorgebracht op de voormalige cultuurgronden, 24% op de heide, 14% in loofbos en 9% in naaldbos (tabel 4.7). Op basis van deze gegevens kon een effectieve graasdruk worden berekend. De effectieve graasdruk op de voormalige cultuurgronden was aanzienlijk met ruim 100 pony's per 100 ha.

24-uur waarneming aan pony's

Eenmaal werd een 24-uur waarneming verricht om te zien in hoeverre de pony's gedurende de nachtelijke uren inderdaad een afwijkend terreingebruik vertoonden ten opzichte van de daglichtperiode. Deze observatiesessie werd uitgevoerd van 6 tot 7 november 2002 (start 12.35 u). Er werd 24 uur lang één en hetzelfde waarnemingsdier gevolgd.

Bij de start van de sessie bevonden de pony's zich op een van de voormalige cultuurgronden. Daar brachten ze een groot deel van de middag door, waarbij ze ook nog enkele voormalige cultuurgronden in de omgeving bezochten (tabel 4.8). Ongeveer een uur na zonsondergang vertrok het groepje pony's vanaf de voormalige cultuurweide richting aangrenzend eiken-berkenbos en liepen door naar een van de heideterreinen in het zuidwesten. Ze verbleven daar tot de vroege ochtend en vertrokken circa 30 minuten voor zonsopkomst richting het aangrenzende eiken-berkenbos en kwamen enige minuten later weer aan op de voormalige cultuurgronden daar niet ver vandaan, waar ze de rest van de ochtend doorbrachten. Al met al werd meer dan de helft van de tijd doorgebracht op de heide. Gedurende de nachtelijke uren op de heide werd relatief minder tijd aan foerageren besteed ten opzichte van de daglichtperiode en werd wat meer gerust. Daarmee werd het patroon in terreingebruik bevestigd dat ook uit de overige waarnemingen naar voren kwam.

Tabel 4.8 Terreingebruik en gedrag van de pony's gedurende een 24-uurs waarnemingsessie (6 tot 7 november 2002)

Tijd	Ecotoop	Verblijftijd (min)	Foerageren %	Lopen %	Staan/Liggen %
12.35-17.41	Vml. cultuurgrond	307	78	8	14
17.42-17.44	Eiken-berkenbos	3		100	
17.45-07.23	Heide	819	45	8	47
07.24-07.28	Eiken-berkenbos	5		100	
07.29-12.34	Vml. cultuurgrond	306	79	1	20
		1.440	59	7	34

N.b. Zon onder 16.55 uur, zon op 07.44 uur.

4.5 Spontane opslag van houtige soorten

Er werd in het onderzoeksgebied van een 22-tal struik- en boomsoorten spontane verjonging aangetroffen (tabel 4.9). Soortensamenstelling en dichtheid van de verjonging varieerden sterk per ecotoop. Op de voormalige cultuurgronden kwam vrijwel geen verjonging voor. Alleen aan de randen werd enige verjonging aangetroffen, voornamelijk van gewone vlier. De meeste verjonging kwam voor op kapvlakten. Ook op de heide was de spontane opslag van houtigen aanzienlijk en bestond voornamelijk uit ruwe berk, grove den en vuilboom.

Tabel 4.9 Verjonging van houtige soorten (N/ha) in de verschillende ecotootypen in het onderzoeksgebied

Plantensoort	Vml. cultuurgrond	Heide	Berkenbos	Eikenbos	Beukenbos	Eikenberkenbos	Grove dennenbos	Kapvlakte
Vuilboom	+	196	884	1.309	5	79	29	3.400
Wilde lijsterbes		31	588	192	10	68	298	1.100
Beuk	2	11	8	153	73	33	154	200
Zomereik	+	165	28	32		63	16	
Ruwe berk	+	540	344	48		85	7	
Grove den		296		18	5	15	132	
Am. krent					5			
Am. vogelkers		5	8	45		20	17	
Boswilg						2		
Douglas			4				6	
Gewone es	+					1		
Gewone esdoorn							4	
Fijnspar							1	
Gewone vlier	3		4		302		5	
Hulst				13		4	8	
Lariks				2	83	3		200
Meidoorn	1					1		
Ratelpopulier		40		2				
Tamme kastanje			4					
Taxus			4	2		1	1	
Zachte berk		5		4				
Zoete kers			32					
Totaal	8	1.293	1.908	1.819	482	361	732	4.900

De gecombineerde graasdruk van de hoefdieren die in het gebied voorkwamen (pony, edelhert, damhert, ree en wild zwijn) verschilde aanzienlijk tussen de verschillende ecotootypen (tabel 4.10). De graasdruk was het hoogst op kapvlakten en in het eikenbos en het laagst op de heide. De verschillen in graasdruk werden voor een belangrijk deel verklaard door het voorkomen van respectievelijk veel genietbare (wilde lijsterbes, vuilboom) of ongenietbare (grove den en ruwe berk) soorten.

Tabel 4.10 Vraatscores van de houtige verjonging, zoals aangetroffen in de verschillende ecotootypen. De gemiddelde vraatscore binnen een ecotootype is berekend uit het gewogen gemiddelde van de vraatscores van alle soorten, die daar werden aangetroffen

Plantensoort	Vml. cultuurgrond	Heide	Berkenbos	Eikenbos	Beukenbos	Eikenberkenbos	Grove dennenbos	Kapvlakte
Vuilboom	4,0	2,4	3,6	3,9	4,0	3,9	4,0	3,9
Wilde lijsterbes		2,8	2,3	2,5	4,0	2,6	2,3	3,8
Beuk	1,1	1,7	1,5	3,2	3,6	2,9	3,1	3,5
Zomereik	4,0	3,5	2,1	3,5		3,8	3,5	
Ruwe berk	5,0	1,2	0,3	3,4		2,2	2,1	
Grove den		0,4		0,0	4,0	1,2	0,7	
Am. krent					4,0			
Am. vogelkers		0,0	3,0	1,9		2,2	2,3	
Boswilg						0,8		
Douglas			3,0				3,7	
Gewone es	2,0					0,0		
Gew. esdoorn							3,8	
Fijnspar							0,0	
Gewone vlier	3,9		3,0		3,0		2,8	
Hulst				1,9		1,2	3,0	
Lariks				2,0	3,4	2,8		1,0
Meidoorn	2,6					3,0		
Ratelpopulier		3,8		3,6				
T. kastanje			3,0					
Taxus			4,0	4,0		4,0	4,0	
Zachte berk		2,3		3,4				
Zoete kers			3,0					
Gemiddeld	2,89	1,62	2,56	3,57	3,21	2,91	2,30	3,74

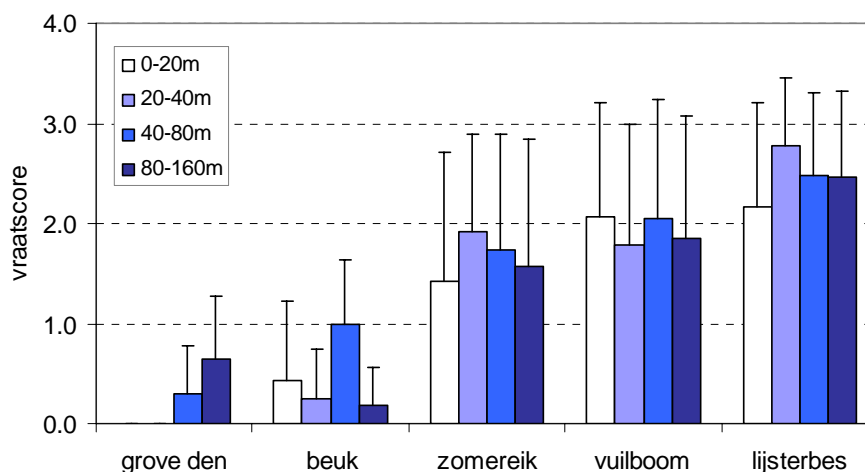
4.6 Graasdruk in relatie tot recreatiedruk

In opstanden van grove den werd langs transecten vastgesteld of er een relatie bestond tussen de graasdruk op de verjonging en de afstand tot weg of pad. De resultaten staan in figuur 4.3. De verjonging bestond in hoofdzaak uit wilde lijsterbes, vuilboom, zomereik, beuk en grove den. De soorten waren in verschillende mate gesnoeid (tussen haakjes de gemiddelde vraatscore met standaard deviatie): lijsterbes ($2,5 \pm 0,24$) > vuilboom ($1,9 \pm 0,14$) > zomereik ($1,7 \pm 0,21$) > beuk ($0,5 \pm 0,37$) > grove den ($0,2 \pm 0,30$). De vraatscore liep op met toenemende hoogte om vanaf 150 cm weer enigszins af te nemen (figuur 4.4).

Voor drie boomsoorten (lijsterbes, vuilboom en zomereik) waren er voldoende waarnemingen om te toetsen of er een significante relatie was tussen de vraatscore enerzijds en de hoogteklaas en de afstand tot weg of pad anderzijds. Er werden voor deze analyse vier vraatklassen, twee hoogteklassen en vier afstandklassen onderscheiden (tabel 4.11). Met behulp van een *General linear model* (GLM; Dobson 1990) werd gekeken of er een significante relatie bestond tussen de vraatscore van de verjonging en de afstand tot weg of pad. Er werden ¹⁰log getransformeerde 'counts' gebruikt als afhankelijke variabele en 'soort', 'hoogteklaas' en 'afstandklaas' als

verklarende variabelen. Berekeningen werden uitgevoerd met het pakket *Genstat for Windows* (6^e editie). De resultaten staan in tabel 4.12.

Verjonging in grove dennenbos



Figuur 4.3 Relatie tussen de vraatscore van de verjonging in opstanden van grove den en de afstand in meters tot het dichtstbijzijnde weg of pad

Tabel 4.11 Verklarende variabelen zoals gebruikt in de regressieanalyse

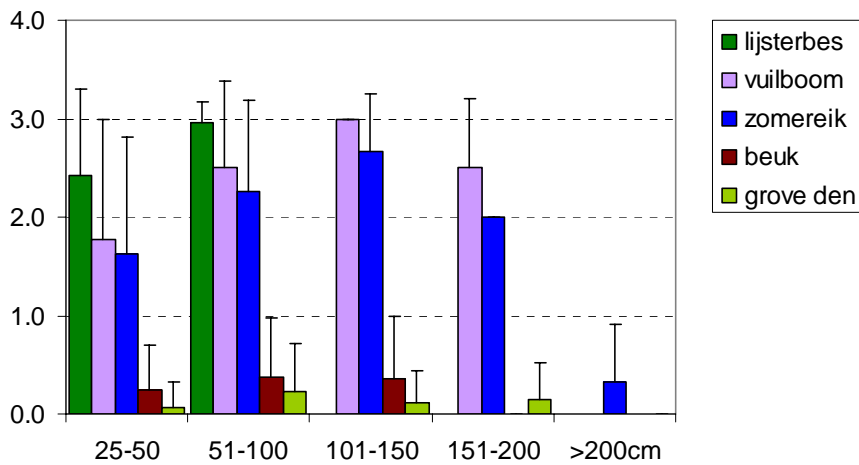
Verklarende variabele	Niveaus			
Vraatklasse	score 0	score 1	score 2	score 3-5
Soort	lijsterbes	vuilboom	zomereik	
Hoogteklasse	< 50 cm	> 50 cm		
Afstandklasse	0-20 m	21-40 m	41-80 m	81-160 m

Tabel 4.12 Resultaten van de regressieanalyse (GLM) van de vraatscores van de verjonging onder opstanden van grove den met de afstand tot dichtstbijzijnde weg of pad

Bron van variatie	df	Afwijking	Gemiddelde afwijking	Ratio	F-waarde	Significantie
+Afstand	9	20,87	2,32	2,76	0,052	n.s.
+Hoogteklasse	3	17,14	5,71	6,80	0,006	**
+Soort	10	55,60	5,56	6,62	0,002	**
+Afstand*hoogteklasse	9	6,61	0,73	0,87	0,571	n.s.
+Afstand*soort	22	23,09	1,05	1,25	0,353	n.s.
+Hoogteklasse*soort	6	17,07	2,84	3,39	0,034	*
+Afstand*hoogteklasse*soort	5	3,03	0,61	0,72	0,62	n.s.

De mate waarin een jong individu was gesnoeid bleek vooral af te hangen van de hoogte ($P < 0,01$) en de soort ($P < 0,01$). Ook de interactie tussen deze twee variabelen was significant ($P < 0,05$). De afstand tot dichtstbijzijnde weg of pad bleek geen significant effect te hebben.

Vraatscores per hoogteklasse



Figuur 4.4 Vraatscores van de verjonging in grove dennenbos in relatie tot de hoogteklasse

4.7 Schillen van bast

Sinds 2002 vertonen de IJslandse pony's schilgedrag, waarbij vooral de bast van diverse struik- en boomsoorten wordt gegeten. Beukenbast geniet de absolute voorkeur. Vooral bij laanbomen springt het beeld van geschilde bomen sterk in het oog, waarbij diverse exemplaren in het voorjaar van 2003 al rondom geschild bleken. Dit kan op termijn gevolgen hebben voor de overlevingskans van de vaak eeuwenoude beuken in het gebied.

Om een beeld te krijgen van de mate waarin vooral beuken in het door paarden begraaide deel van het terrein zijn geschild en inzicht te krijgen in de factoren die hierop mogelijk van invloed zijn, is in het voorjaar van 2003 (april-mei) een inventarisatie uitgevoerd naar de mate waarin beuken in het gebied zijn aangetast door schilactiviteit van de pony's.

Aan de hand van luchtfoto's is de ligging van een 16-tal beukenlanen geïdentificeerd. Daarnaast werd behulp van een opstandlegger (gemengde)beukenopstanden geselecteerd. De beukenlanen werden in zijn geheel geïnventariseerd op schilshade. In de beukenopstanden werd een inventarisatie gemaakt langs transecten (in totaal 24). Een transect was 20 m breed en had een variabele lengte die afhing van de omvang van de opstand. De ligging van lanen en transecten werd vastgelegd met behulp van GPS.

Schilklassen

Van iedere boom werd vastgesteld in welke mate deze was geschild (score aan de hand van schilklassen; tabel 4.13). Daarnaast werden genoteerd, de structuur van de bast (glad, intermediair of ruw) en de diameter op borsthoogte (dbh) met behulp van

een pi-bandje. In geval van schilshade werd genoteerd of er zichtbare sporen van schimmelaantasting waren.

Tabel 4.13 Scores voor schilshade, baststructuur en dbh zoals gebruikt in dit onderzoek

Schilklassen*	Percentage stamomtrek	Ruwheid-klassen	Bast-structuur	Dbh-klassen	Dbh (cm)
1	0	1	glad	1	<20 cm
2	<10	2	intermediair	2	21-40
3	10-50	3	ruw	3	41-60
4	51-99			4	61-80
5	100			5	81-100
				6	101-120
				7	121-140
				8	141-180

*naar: Mountford & Peterken (1999a).

Analyse

De mate van schilshade werd gerelateerd aan opstandstype (beukenlaan of opstand), baststructuur, dbh en locatie ten opzichte van het dichtstbijzijnde waterpunt. Er werd uitgegaan van de hypothese dat de mate van schilshade onder meer afhing van de aanwezigheid van een drinkpoel in de buurt, omdat water een belangrijk sturende factor is in het terreingebruik van de pony's in het gebied. Verspreid over het terrein kwam een 9-tal drinkpoelen voor. Deze stuurden mede het terreingebruik van de pony's. Voor de statistische analyse werd gebruik gemaakt van een *General linear model* (Dobson 1990). De berekeningen werden uitgevoerd met het pakket *Genstat voor Windows* (6^e editie). Om voldoende waarnemingen te hebben werden bepaalde categorieën samengenomen. Zo werden wildgraven beschouwd als lanen. Bij de afstand tot drinkpoelen werden twee categorieën aangehouden: < 500 m of > 500 m, bij de dbh-klassen werden de klassen 5 t/m 8 samengenomen tot één klasse, en bij de schilklassen werden klasse 4 en 5 samengenomen. Twee en derde interacties bleken niet significant en zijn uit het regressiemodel weggelaten.

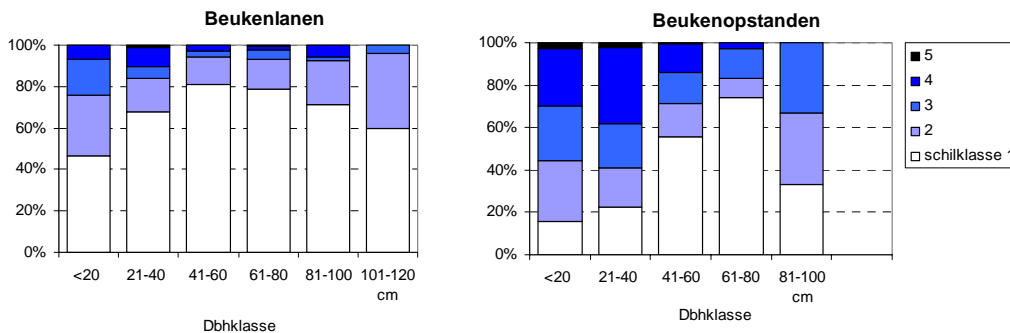
Tabel 4.14 Mate waarin beuken in beukenlanen of –opstanden geschild waren

Schilklasse	Beukenlanen		Opstanden	
	N	%	N	%
1 (0)	805	74,6	189	36,1
2 (<10%)	175	16,2	105	20,1
3 (10-50%)	49	4,5	102	19,5
4 (51-99%)	47	4,4	118	22,6
5 100%	3	0,3	9	1,7
totaal	1079		523	

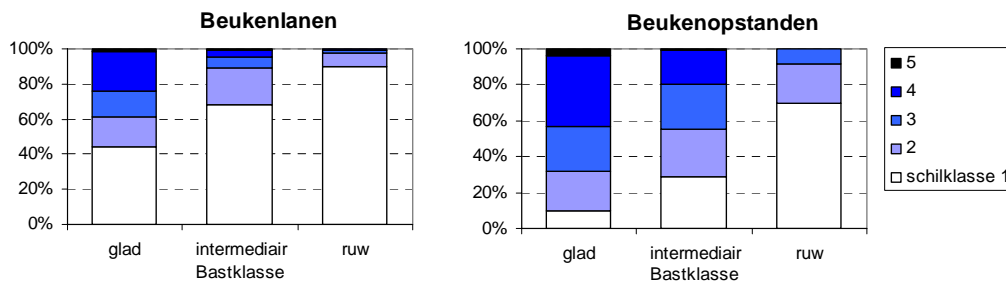
In totaal werden 1602 beuken onderzocht op schilshade (tabel 4.14). In de beukenlanen bleek van 25% van de bomen de bast in enige mate te zijn geschild, terwijl dit in de beukenopstanden 64% bedroeg.

De schilshade van beuken in beukenlanen was significant lager ten opzichte van beuken in beukenopstanden ($P < 0,001$; figuur 4.5; tabel 4.15). Naarmate een opstand of laan dichter bij een drinkpoel lag was de schilshade groter ($P < 0,01$). Gladde

beuken werden meer geschild dan beuken met een ruwe structuur ($P < 0,001$; figuur 4.6) en dunnere beuken genoten de voorkeur boven dikkere bomen ($P < 0,001$).



Figuur 4.5 Mate van schilshade bij beuken in beukenlanen en –opstanden in relatie tot de stamdiameter (dbh)



Figuur 4.6 Mate van schilshade bij beuken in beukenlanen en –opstanden in relatie tot de structuur van de bast

Tabel 4.15 Resultaten van de regressieanalyse (GLM) van schilcores bij beuken, voorkomend in beukenlanen of in (gemengde)opstanden van beuk

Bron van variatie	df	Afwijking	Gemiddelde afwijking	Ratio	F-waarde	Significantie
+Opstandtype	3	293,85	97,95	67,08	<0,001	***
+Locatie	3	24,67	8,22	5,63	0,001	**
+Baststructuur	6	226,05	37,68	25,80	<0,001	***
+Dbh	12	103,66	8,64	5,92	<0,001	***
+Opstandtype*locatie	3	7,23	2,41	1,65	0,183	n.s.
+Opstandtype*baststructuur	6	8,23	1,37	0,94	0,471	n.s.
+Opstandtype*dbh	12	30,18	2,52	1,72	0,075	n.s.
+Locatie*baststructuur	6	32,58	5,43	3,72	0,002	**
+Locatie*dbh	12	26,68	2,22	1,52	0,130	n.s.
+Baststructuur*dbh	24	39,36	1,64	1,12	0,336	n.s.

In de transecten in de beukenopstanden kwamen incidenteel ook andere boomsoorten dan beuk voor. De mate waarin deze bomen geschild waren werd ook meegenomen in de waarnemingen. Daarbij bleek dat naast beuk ook individuen van wilde lijsterbes, Amerikaanse eik, haagbeuk en tamme kastanje in enige mate geschild waren (tabel 4.16). Deze gegevens vormen slechts een indicatie dat ook andere soorten dan beuk, geschild werden door de pony's, maar vormen geen representatieve steekproef, aangezien het alleen om individuen gaat voorkomend in beukenopstanden.

Tabel 4.16 Schilshade bij overige boomsoorten, voorkomend in de transecten in de (gemengde)beukenopstanden

Boomsoort	Aantal	Geschild
Zomereik	151	-
Ruwe berk	127	-
Grove den	51	-
Wilde lijsterbes	36	31
Fijnspar	15	-
Tamme kastanje	10	2
Japane lariks	7	2
Haagbeuk	5	2
Amerikaanse eik	4	2
Hulst	2	-
Gewone esdoorn	1	-
Douglasspar	1	-

4.8 Discussie en conclusies

Terreingebruik IJslandse pony's

De IJslandse pony's begraasden vooral de voormalige cultuurgronden en de heideterreinen in het gebied. Een opvallende bevinding was dat de pony's daarbij een circadiaan ritme vertoonden. Gedurende de daglichtperiode graasden ze overwegend op de voormalige cultuurgronden, terwijl 's nachts voornamelijk de heide werd bezocht. Eén tot twee uur vóór zonsondergang trokken ze van de voormalige cultuurgronden via het omliggende bos naar heideterreinen in de rest van het gebied, om na een aantal uren weer geleidelijk terug te keren naar de voormalige cultuurgronden. Aangezien deze graslanden tevens middenin het rustgebied voor de wilde hoefdiersoorten lagen, leek het aannemelijk dat deze gronden tevens fungeerden als kerngraasgebied voor edelhert en wild zwijn.

Spontane opslag van houtigen

Er werd nauwelijks spontane opslag van houtigen aangetroffen op de voormalige cultuurgronden, ondanks dat ze al meer dan tien jaar uit cultuur waren. Daarentegen was de verjonging op de heide aanzienlijk. Zonder actief beheer zal de heide op termijn geleidelijk dichtgroeien met vooral ruwe berk, zomereik en grove den. Overigens worden op een groot deel van de Posbank-heide door Natuurmonumenten van tijd tot tijd boompjes verwijderd om het gebied open te houden.

Invloed van recreatie

In de zomer en herfst van 2002 is op een aantal locaties in het NP Veluwezoom onderzocht of de graasdruk een relatie vertoont met de recreatiedruk. Aan de hand van een aantal transecten die loodrecht op drukgebruikte wegen of paden (waarvan sommigen nabij parkeerplaatsen) waren georiënteerd, werd voor een aantal soorten waaronder vuilboom, wilde lijsterbes en zomereik, nagegaan of sprake was van een toenemende graasdruk op de bosverjonging met toenemende afstand tot weg of pad. Voor geen van de soorten kon een graasgradiënt worden aangetoond. Jonge boompjes bleken in ongeveer even sterke mate gesnoeid, onafhankelijk van de afstand tot weg of pad.

5 Vestiging van zacht- en hardhoutoibossoorten op voormalige landbouwgronden in de uiterwaarden onder invloed van overstroming en begrazing: casus 3

In de voorafgaande hoofdstukken zijn twee voorbeelden beschreven van de ontwikkeling en instandhouding van een halfopen mozaïeklandschap op arme of leemrijke zandgronden onder invloed van begrazing. In dit hoofdstuk wordt een voorbeeld beschreven van de ontwikkeling van een mozaïek van begroeiingstypen op voormalige landbouwgronden in de uiterwaarden van de Waal bij Beuningen. Er is vooral gekeken naar de vestiging van zacht- en hardhoutoibossoorten onder invloed van begrazing en overstroming.

5.1 Natuurontwikkeling in de uiterwaarden

Sinds de jaren '90 wordt in natuurontwikkelingsgebieden langs de grote rivieren binnen bepaalde randvoorwaarden ruimte geboden aan natuurlijke processen als overstroming, erosie, sedimentatie en begrazing. De vestiging en ontwikkeling van struik- en boomsoorten van het zacht- en hardhoutoibos maakt onderdeel uit van deze spontane natuurontwikkeling. Tegelijkertijd heeft de vestiging van houtige soorten gevolgen voor de stromingsweerstand van de rivier. Voor een veilige afvoer van het rivierwater moet de doorstroomcapaciteit voldoende gegarandeerd blijven. In 2001 is een onderzoek gestart langs de Waal in de Beuningse Uiterwaarden, waarbij wordt gekeken naar het proces van spontane vestiging van houtige soorten in relatie tot de overstromingskarakteristiek van de rivier en begrazing door runderen en paarden.

5.2 Ooibosontwikkeling en jaarrondbegrazing

In het hoogdynamische rivierenlandschap speelt overstroming een belangrijke rol bij de zonering van de vegetatie. Op de laagste plekken langs de rivier vindt veel erosie en sedimentatie plaats als gevolg van de periodiek optredende overstromingen van de rivier. Hier worden voornamelijk pionierbegroeiingen aangetroffen die zich op termijn kunnen ontwikkelen tot zachthoutoibos. De hoger gelegen stroomruggen en uiterwaardvlakten worden minder vaak en minder langdurig overstroomt. Daar kunnen hardhoutsoorten zich vestigen en ontwikkelen (Siebel & Bouwma 1998). Soorten als zomereik (*Quercus robur*), es (*Fraxinus excelsior*) en iep (*Ulmus* sp.) zijn veel minder overstromingstolerant dan zachthoutsoorten als wilgen (*Salix* sp.). Overigens treden de laatste jaren steeds vaker perioden met hoogwater op tijdens het groeiseizoen, wanneer soorten gevoeliger zijn voor overstroming.

Naast overstroming speelt ook begrazing een rol bij de vestiging en ontwikkeling van struik- en boomsoorten. Sinds 1991 zijn in tal van natuurontwikkelingsgebieden langs

de grote rivieren paarden en runderen geïntroduceerd (Bekhuis *et al.* 2002). Grote grazers worden beschouwd als integraal onderdeel van het rivierecosysteem (De Bruin *et al.* 1987). De aantallen dieren worden meestal min of meer constant gehouden, aangezien de terreinen vooralsnog te klein zijn voor niet-gereguleerde populaties. Als dichtheid wordt één grazer op 2 à 4 hectare aangehouden, waarbij de jaarlijkse aanwas regelmatig wordt afgeroomd. Bij hogere dichtheden is de kans groot dat er in de winter voedseltekorten ontstaan, terwijl bij lagere dichtheden binnen korte tijd sterke verbossing kan optreden. Dit laatste is niet gewenst, omdat de doorstroomcapaciteit van de rivier dan teveel in het geding komt, hetgeen ten koste gaat van een veilige afvoer van het rivierwater (Pelsma *et al.* 2003).

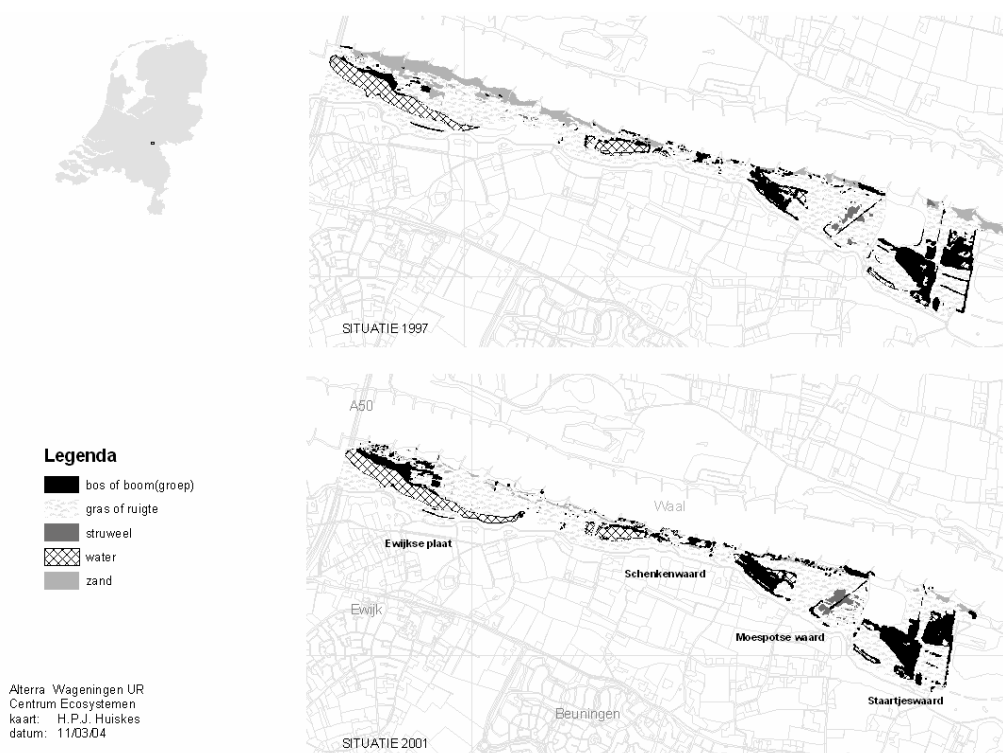
De vraag is welke rol begrazing door rund en paard speelt bij de vestiging en ontwikkeling van struik- en boomsoorten in de uiterwaarden. Faciliteren ze de ontwikkeling van hardhoutoibossoorten? Vera (1997) voert in zijn proefschrift argumenten aan voor het concept van cyclische successie. Hierbij zouden grote herbivoren een sleutelrol vervullen. Ze zouden een belangrijke rol spelen bij het instandhouden van een dynamisch mozaïek van grasland, ruigte, struweel en bosschages. Begrazing van graslanden zou de vestiging van hardhoutsoorten bevorderen dankzij de vestiging van zogenaamde ‘nurse-species’. Dit zijn soorten die een effectieve afweer hebben tegen vraat in de vorm van secundaire plantenstoffen of mechanische structuren als stekels en doornen. Binnen de bescherming van ‘nurse-species’ zoals braam (*Rubus spec.*), sleedoorn (*Prunus spinosa*) of eenstijlige meidoorn (*Crataegus monogyna*) zouden vraatgevoelige soorten als zomereik, iep en es zich kunnen ontwikkelen.

In 2001 is een onderzoeksproject gestart in de Beuningse Uiterwaarden, op de zuidelijke Waaloever, vijf kilometer ten westen van Nijmegen. Doel van het onderzoek is driedelig: a) hoe verloopt het proces van vestiging van hardhoutoibossoorten, b) hoe verhoudt zich dit tot overstromingsfrequentie en – duur en c) welke rol speelt begrazing hierbij?

5.3 De Beuningse Uiterwaarden

De Beuningse Uiterwaarden zijn in beheer bij de Stichting Ark en Staatsbosbeheer is de belangrijkste grondeigenaar. De Ewijkse Plaat en de Moespotse Waard maken onderdeel uit van het gebied en zijn sinds mei 2000 met elkaar verbonden via de Schenkenwaard. Recentelijk is daar ook de Staartjeswaard aan toegevoegd. De Ewijkse Plaat gelegen aan de zuidoever van de Waal bij de Ewijkse Brug (figuur 5.1) is een opwas, die in het verleden is ontstaan door opzanding. In 1988 is de Plaat afgegraven en ontstond een kale zandplaat. Sindsdien vindt op de Ewijkse Plaat spontane natuurontwikkeling plaats. Het open, lage deel loopt bij hoge rivierstanden grotendeels onder water. Daarbij wordt nog steeds van tijd tot tijd zand afgezet. Op sommige plaatsen vindt erosie plaats. Deze dynamiek, waarbij voortdurend kaal zand ontstaat, schept gunstige condities voor de kieming en vestiging van wilgen en zwarte populier. Op termijn kunnen deze soorten zachthoutoibos vormen.

De Moespotse Waard was oorspronkelijk een zandwinplas aan de westkant van het fabrieksterrein Staartjeswaard, dat eind jaren zeventig en begin jaren tachtig is opgevuld met vliegas, afkomstig van de naburige elektriciteitscentrale, en afgedekt met een laag zandige grond. In 1986 is het met gras ingezaaid en werd eenmaal per jaar gemaaid. In 1994 werd hiermee gestopt toen met jaarrond begrazing werd gestart. Inmiddels vindt er volop vestiging en ontwikkeling van struik- en boomsoorten plaats, onder andere van hardhoutsoorten. De Schenkenwaard, die de Ewijkse Plaat en de Moespotse Waard bij 't Roodslag en de Weerdsche Dam verbindt, bestaat voornamelijk uit verruigde graslanden en enkele kleiputten. De Staartjeswaard, het meest oostelijk gelegen deel van het gebied grenzend aan het fabrieksterrein (voorheen steenfabriek, thans in gebruik voor buizenopslag), bestaat voor een groot deel uit zachthoutoobos met schietwilgen (*Salix alba*) van meer dan 50 jaar oud. Het is een van de betere voorbeelden van goed ontwikkeld zachthoutoobos langs onze rivieren (Wolf *et al.* 2001).



Figuur 5.1 Vegetatiestructuurkaart van de Beuningse Uiterwaarden in 1997 en 2001

5.4 Begrazingsbeheer

In 1991 werden op de Ewijkse Plaat grazers geïntroduceerd. Aanvankelijk graasden er van juni tot eind oktober enkele Koniks en Galloways (circa 1 dier per ha). Daarna is overgeschakeld op natuurlijke begrazing, waarbij de dieren jaarrond in het terrein verblijven. De Moespotse Waard wordt vanaf 1994 begraasd. In 1996 werden de Galloways vervangen door een kudde Brandrode runderen van een nabijgelegen

biologische boerderij. Er lopen in het gebied nu 20-24 Koniks en 55-65 Brandrode runderen en er komen ook enkele reeën voor. Het gebied bestrijkt inmiddels 160 ha en er wordt in principe niet bijgevoerd. Alleen bij hoog water, wanneer het grootste deel van het terrein onder water loopt, krijgen de dieren tijdelijk hooi aangereikt op hoogwatervluchtplaatsen, of worden bij aanhoudend hoogwater naar elders overgebracht. Dit laatste is de afgelopen jaren enkele keren voorgekomen.

5.5 Vegetatieontwikkeling

Na de grote zandafzettingen in de jaren '90 is de Ewijkse Plaat in korte tijd veranderd van een kale zandplaat in een grazige vegetatie. In 1993 zijn langs de kale strangoever massaal wilgen gekiemd en deze zijn inmiddels uitgegroeid tot een zachthoutoibos bestaande uit schietwilg, kraakwilg (*S. fragilis*) en zwarte populier (*Populus nigra*). Ook komen er struikvormige wilgensoorten voor zoals bittere wilg (*S. purpurea*), amandelwilg (*S. triandra*), katwilg (*S. viminalis*), boswilg (*S. caprea*), geoorde wilg (*S. aurita*) en grauwe wilg (*S. cinerea*). In de Moespotse Waard vindt veel opslag plaats van houtige soorten. Deze opslag bestaat voor een groot deel uit eenstijlige meidoorn en diverse hardhout boomsoorten (Van der Veen 1998). Ook heeft zich op diverse plaatsen braamstruweel gevestigd. Het is de eerste fase in de ontwikkeling van hardhoutoibos.

5.6 Onderzoek

Om een beeld te krijgen van de vestiging en ontwikkeling van struweel en boomgroepen in het terrein over de afgelopen jaren zijn luchtfoto's van 1997 en 2001 met elkaar vergeleken.

Verder is van februari 2001 tot mei 2002 gekeken naar het terreingebruik van de grazers, om een ruimtelijk beeld te krijgen van de graasdruk.

Er is een inventarisatie gemaakt van de opslag van zacht- en hardhoutsoorten waarbij van ieder boompje de hoogte is opgemeten en de locatie met GPS is vastgelegd. Daarmee kon de geografische positie van de zaailingen worden gerelateerd aan de hoogte +NAP, door middel van een digitale hoogtekaart van het gebied (ArcView, versie 3.2). De hoogten werden vervolgens vertaald in hydrologische condities op basis van databestanden van Rijkswaterstaat met gemiddelden over de laatste 10 jaar (www.waterbase.nl).

Vervolgens is de ruimtelijke verdeling van de houtige opslag gerelateerd aan verschillen in overstromingsduur op jaarbasis en tijdens het groeiseizoen en aan verschillen in graasdruk. De inventarisatie van houtigen zal de komende jaren worden herhaald zodat een beeld kan worden verkregen van de snelheid waarmee zacht- en hardhoutsoorten zich in het terrein vestigen en ontwikkelen. Ook zijn in de verschillende structuurtypen vegetatieopnamen gemaakt volgens de Tansley-methode (Tansley 1946). De resultaten worden hierna besproken.

5.7 Verschuivingen in het areaal grasland en struweel

Op basis van luchtfoto's konden veranderingen in het vegetatiemozaïek worden vastgesteld (figuur 5.1). Opvallend was de grote afname van kaal zand (tabel 5.1), waarvan een deel is overgegaan in grasland. Tegelijkertijd is het areaal struweel en bosschages sterk uitgebreid (15% in vier jaar), ten koste van grasland. Netto is het areaal grasland afgenomen. De lage tot middelhoge wilgen- en meidoornstruwelen worden gedomineerd door schietwilg en eenstijlige meidoorn. Daarnaast komen ook kraakwilg, amandelwilg, katwilg en gewone es voor.

Tabel 5.1 Oppervlakte in hectaren van de verschillende kaartenbeden in 1997 en in 2001

Legenda eenheden	1997	2001	Vershil
Kaal zand	17,1	4,7	-12,4
Open water	16,9	18,5	+1,7
Wegen	0,4	0,4	0,0
Grasland	99,3	92,8	-6,6
Struweel	1,7	2,4	+0,7
Boomgroep	24,1	41,8	+17,7
Totaal	159,4	160,5	1,2

5.8 Soortensamenstelling structuurtypen

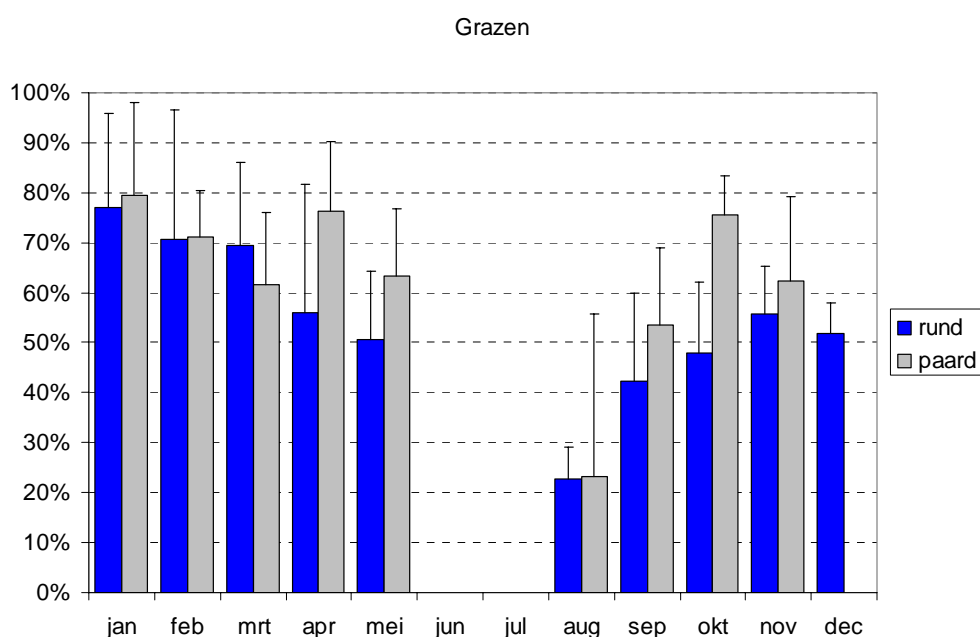
De meeste soorten hogere planten werden aangetroffen op de graslanden (80 soorten) en op de zandige oeverwallen langs de rivier (54 soorten). De graslanden werden gedomineerd door soorten als kweek (*Elymus repens*), fioringras (*Agrostis stolonifera*) en akkerdistel (*Cirsium arvense*). Er kwamen diverse associaties voor van het wormkruidverbond (*Dauco-Melilotion*). Kenmerkend voor dit type grasland, dat door extensieve begrazing in stand wordt gehouden, is het voorkomen van stekelige soorten zoals echte kruisdistel (*Eryngium campestre*), knikkende distel (*Carduus nutans*), kruldistel (*Carduus crispus*) en akkerdistel en sterk aromatische of giftige soorten zoals boerenwormkruid (*Tanacetum vulgare*), peen (*Daucus carota*), bijvoet (*Artemisia vulgaris*), Jacobskruiskruid (*Senecio jacobaea*) en heksenmelk (*Euphorbia esula*). De lage tot middelhoge wilgen- en meidoornstruwelen werden gedomineerd door schietwilg en eenstijlige meidoorn. Daarnaast kwamen ook kraakwilg (*Salix fragilis*), amandelwilg, katwilg en gewone es voor. Ruigten waren het minst soortenrijk (24 soorten). In totaal werden 147 soorten hogere planten aangetroffen (zie bijlage 1).

5.9 Graasgedrag en terreingebruik grazers

In de periode van februari 2001 t/m mei 2002 is tussen 8.00 en 16.30 uur gekeken naar het terreingebruik en foerageergedrag van de Koniks en Brandrode runderen. Daartoe is het gebied verdeeld in gridcellen van 100 x 100 m. Een observatiesessie duurde gemiddeld 4 uur, waarbij willekeurig een waarnemingsdier werd gekozen. Van het waarnemingsdier werd iedere minuut de locatie en het (foerageer)gedrag genoteerd. De Koniks en Brandrode runderen zijn, verspreid over een jaar, respectievelijk 53 en 56 dagen geobserveerd.

Graastijd

Zowel bij de runderen als de paarden was er een duidelijke seizoensritmiek in de tijd die aan grazen werd besteed (figuur 5.2). Tijdens het groeiseizoen (apr-okt) werd er minder tijd ge graasd dan in de rest van het jaar. Vooral bij runderen trad een duidelijk seizoenseffect op. Over het hele jaar besteedden de paarden meer tijd aan grazen dan de runderen (tabel 5.2). Dit zijn de verschillen zoals overdag waargenomen. Vermoedelijk is het verschil feitelijk nog groter, aangezien paarden 's nachts actiever zijn dan runderen. Aan snoeien werd door de paarden en runderen weinig tijd besteed, respectievelijk 0,7 en 0,3% van de tijd. Snoeien door de runderen werd alleen waargenomen in de periode van maart tot september. Voor de paarden was dit het hele jaar door.



Figuur 5.2 Tijd die door de Brandrode runderen en de Koniks in 2001/2002 aan grazen werd besteed. In juni en juli werden geen waarnemingen gedaan

Tabel 5.2 Tijdsbesteding (%) van de Koniks en de Brandrode runderen in de Beuningse Uiterwaarden in de periode van februari 2001 t/m mei 2002

Grazer	Grazen	Staan/licgen	Lopen	Snoeien	overig
Konik	68 ± 21	25 ± 22	4,6 ± 4,6	0,7 ± 2,0	1,8 ± 4,0
Rund	54 ± 20	42 ± 20	2,2 ± 2,7	0,3 ± 1,2	1,6 ± 3,8

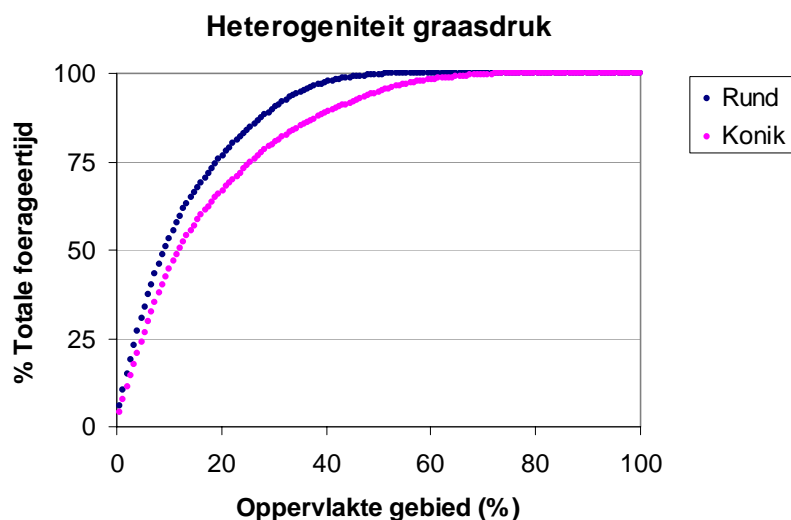
De kwaliteit van het voedsel in termen van metaboliseerbare hoeveelheid energie is tijdens het vroege groeiseizoen het hoogst om daarna geleidelijk af te nemen tot een minimale waarde in de late winter. Dit verklaart waarom in de loop van het jaar steeds meer tijd wordt besteed aan grazen. Een afnemende voedselkwaliteit wordt voor een deel gecompenseerd door meer voedsel op te nemen. Het verschil tussen rund en paard in graastijd hangt samen met een verschil in verteringsfysiologie. Paarden zijn geen herkauwers maar einddarmverteeders. Ze verteren het voedsel

minder goed dan herkauwers en moeten meer tijd aan grazen besteden dan het rund om toch voldoende energie uit het voedsel op te nemen.

Heterogeniteit in graasdruk

De paarden gebruikten jaarrond een groter deel van het gebied dan de runderen (tabel 5.3). Beiden hadden hun favoriete graasplekken. Op basis van de tijd die ze in de afzonderlijke gridcellen van 100 x 100 m foeragerend doorbrachten, kon worden berekend welk deel van het gebied in welke intensiteit werd benut. De brandrode runderen gebruikten jaarrond een beperkt deel van het gebied om te foerageren (55%), waarbij voor 75% van de totale foerageertijd een oppervlakte werd benut van slechts 19% (figuur 5.3). De Koniks gebruikten jaarrond een wat groter deel van het gebied (78%), waarbij voor 75% van de totale foerageertijd een oppervlakte werd benut van 26%. Met andere woorden, het overgrote deel van het begrazingsgebied (75-80%) werd slechts incidenteel door de grazers bezocht.

In de winterperiode gebruikten de Koniks een aanzienlijk kleiner deel van het gebied dan 's zomers. De runderen werden het hele jaar door het meest aangetroffen in de Moespotse Waard (figuur 5.4). De gemiddelde graasdruk lag daar op jaarbasis ruim een factor 3 hoger ten opzichte van de overige terreindelen. De Koniks hadden alleen in de winterperiode een uitgesproken voorkeur voor de Moespotse Waard.



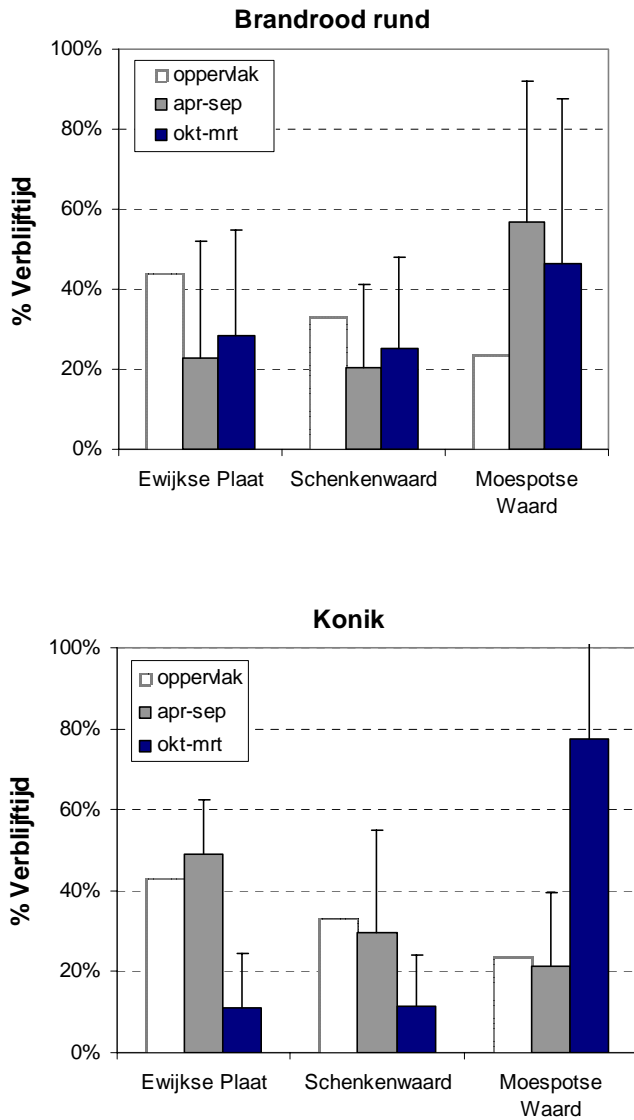
Figuur 5.3. Relatie tussen foerageertijd en het oppervlak dat daarvoor door de Brandrode runderen en de Koniks werd benut in het begrazingsgebied

Overlap in terreingebruik

De overlap in het terreingebruik tussen de Koniks en de Brandrode runderen werd bepaald door a) het gebied op te delen in de drie deelgebieden b) het gemiddelde terreingebruik per deelgebied per maand te berekenen c) overlap α te berekenen volgens de volgende formule:

$$\alpha_{jk} = \sum p_{ij} * p_{ik} / \sqrt{[(\sum p_{ij}^2) (\sum p_{ik}^2)]}$$

waarbij p_{ij} en p_{ik} het relatieve aandeel van deelgebied i in het terreingebruik van respectievelijk grazer j en k is. De parameter α_{jk} heeft een waarde tussen 0 (totale ruimtelijke scheiding) en 1 (totale overlap).



Figuur 5.4. Terreingebruik van de Brandrode runderen en de Koniks tijdens het groeiseizoen (apr-sep) en de herfst-/winterperiode (okt-mrt). De witte kolommen geven de verwachte waarden weer op basis van het relatieve oppervlak, wanneer de dieren geen voorkeur zouden hebben

Tabel 5.3 Terreingebruik (% van gebied) en mate van overlap van de Koniks en de Brandrode runderen in relatie tot het seizoen

Periode	Terreingebruik		
	Koniks	runderen	overlap
apr-sep	76%	47%	52%
okt-mrt	53%	49%	77%
jaarrond	85%	61%	65%

De Koniks en de Brandrode runderen hadden gemiddeld 65% overlap in terreingebruik (tabel 5.3). De overlap was het grootst in de periode van oktober tot maart, gedurende welke periode de grazers zich vooral ophielden in de Moespotse Waard. Aan het begin van het groeiseizoen in april hielden de grazers zich in verschillende delen van het terrein op (overlap slechts 8-33%), waarbij de Koniks vooral de Ewijkse Plaat bezochten en de Brandrode runderen vooral in de Schenkenwaard en de Moespotse Waard verbleven. Tijdens het groeiseizoen (mei-sep) varieerde de overlap van 48-96%. In de Staartjeswaard zijn de Koniks en Brandrode runderen nooit waargenomen, ofschoon ze er sinds 1999 wel konden komen.

Op basis van het ruimtelijke patroon in graasgedrag van de Koniks en Brandrode runderen kon op jaarbasis een gemiddelde graasdruk worden berekend voor de verschillende terreindelen (tabel 5.4). Daarbij kwamen grote verschillen aan het licht. De hoogste graasdruk kwam voor in de Moespotse Waard (1,3 grazers per ha), terwijl de graasdruk in de overige terreindelen bijna een factor 3 lager was (0,5 grazers per ha). Zelfs in een gebied van betrekkelijk bescheiden formaat als de Beuningse Uiterwaarden leidt integrale begrazing dus tot aanzienlijke heterogeniteit in graasdruk, als gevolg van een uitgesproken voorkeur van de paarden en runderen voor bepaalde terreindelen.

Tabel 5.4 Schatting van de gemiddelde graasdruk in de verschillende terreindelen, uitgaande van de aanwezigheid van gemiddeld 22 Koniks en 60 Brandrode runderen in het terrein

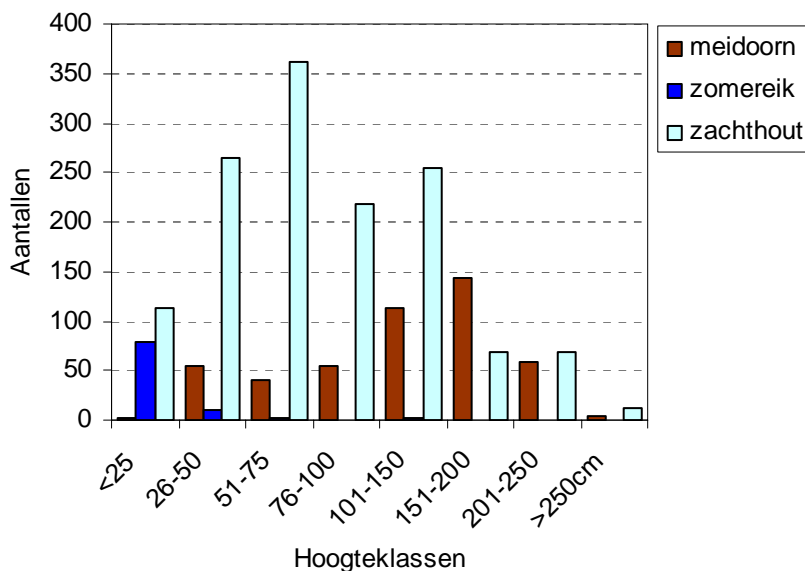
	Oppervlak (ha)	Graasdruk (N/ha)		
		Koniks	runderen	totaal
Ewijkse Plaat	49,3	0,15	0,31	0,46
Schenkenwaard	35,0	0,15	0,39	0,54
Moespotse Waard	30,6	0,32	1,01	1,33
Staatjeswaard	38,6	-	-	-
Totaal	153,5	0,19	0,52	0,71

5.10 Spontane opslag zacht- en hardhoutsoorten

In 2003 werden in het gebied in totaal circa 2.000 jonge struiken en bomen aangetroffen, in hoogte variërend van 5 cm tot 7 m, waarvan ruim 60% in de Moespotse Waard voorkwam. Het betrof in totaal 17 houtige soorten die zich spontaan in het gebied hebben gevestigd (tabel 5.5). Bijna 70% van de houtige opslag bestond uit schietwilg. Onder de hardhoutsoorten was eenstijlige meidoorn het meest

talrijk. De grootste exemplaren reikten tot ruim 3 m (figuur 5.5) en waren fructificerend. Sleedoorn werd (nog) niet aangetroffen. De vestiging van meidoorn begon al vóór 1995 toen er nog gemaaid werd (Van der Veen 1998). Dit is een aanwijzing dat een kortgrazige vegetatie positief kan uitwerken op de vestiging van houtige soorten. Vergelijken we deze resultaten met een eerdere inventarisatie uitgevoerd in de winter van 1997/98 (tabel 5.5), dan zien we dat het aantal meidoorns is afgenomen (-34%). De vestiging van meidoorn is dus zeker geen proces dat lineair in de tijd verloopt, waarbij de aantallen alsmat toenemen. Er sterven ook veel individuen na verloop van tijd weer af, vermoedelijk als gevolg van periodiek optredende, langere overstromingsperiodes tijdens het groeiseizoen.

Opvallend is dat er ook jonge zomereikjes werden aangetroffen, zij het vrijwel uitsluitend in de Moespotse Waard. Het aantal is nog betrekkelijk gering maar bedroeg beduidend meer dan in 1997/98. De meeste eikjes kwamen buiten de bescherming van doornstruweel voor en werden door de grazers regelmatig gesnoeid. Het merendeel was in 2003 nog niet groter dan 25 cm met slechts enkele individuen >1 m (figuur 5.5). Van gewone es werd slechts een 10-tal individuen aangetroffen. Het aantal is sinds 1997/98 nauwelijks veranderd. De verjonging van hardhoutsoorten als zomereik en gewone es moet dus nog grotendeels beginnen. We hebben aanwijzingen dat de meeste jonge eikjes in de loop van de tijd weer verdwijnen. Vermoedelijk speelt de relatief hoge waterstand van de Waal gedurende de laatste jaren daarbij een belangrijke rol. Opvallend was verder dat er in 2003 geen vogelkers (*Prunus padus*) meer werd aangetroffen.



Figuur 5.5 Aantal zaailingen van zacht- en hardhoutsoorten per hoogteklasse in de Beuningse Uiterwaarden 2003

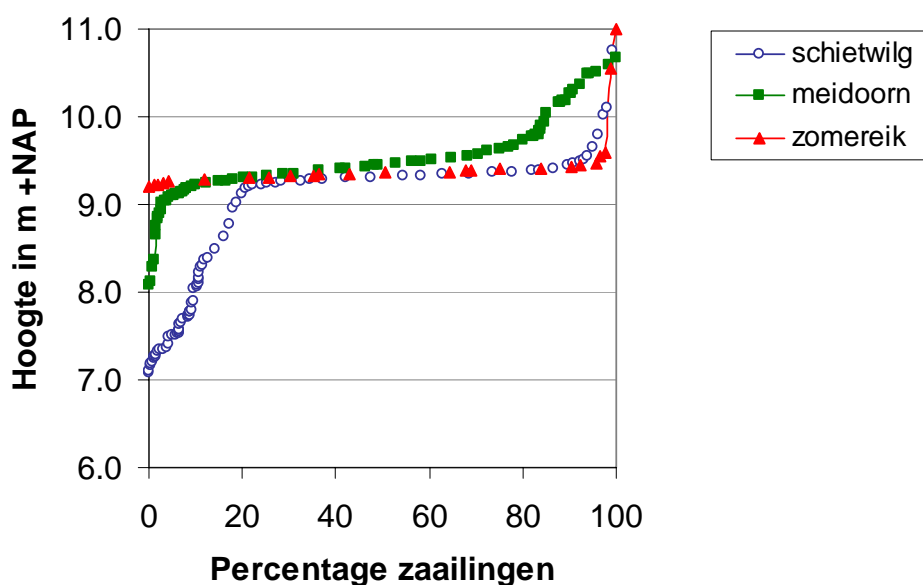
5.11 Relatie met overstromingskarakteristiek en graasdruk

Er vanuit gaande dat overstromingsfrequentie en -duur en graasdruk een belangrijke rol kunnen spelen bij het voorkomen van spontane opslag, is voor iedere soort gekeken naar het voorkomen van de zaailingen in relatie tot de hoogte in het terrein en de gemiddelde graasdruk van rund en paard op jaarbasis. De maximale overstromingsduur over de laatste 10 jaar bedroeg voor zomereik 35 dagen, terwijl deze voor schietwilg 144 dagen bedroeg (tabel 5.6). Dit weerspiegelt het verschil in overstromingstolerantie tussen beide soorten. Op basis van de overstromingsduur is ruim de helft van het gebied in principe geschikt voor de vestiging van zomereik. Uit figuur 5.6, waar het percentage zaailingen cumulatief is uitgezet tegen de hoogte (+NAP) in het terrein, wordt duidelijk dat zaailingen van schietwilg zich zowel op de laagste als op de hogere delen in het terrein met succes kunnen vestigen. Zaailingen van de zomereik komen alleen op de hogere delen voor. Zaailingen van de meidoorn zaten daar tussenin. Op basis van de overstromingsduur is ruim de helft van het gebied geschikt voor de vestiging van zomereik.

Tabel 5.5 Spontane opslag van houtige soorten in 2003 en in de Moespotse Waard in 1997/98

Plantensoort	Hele gebied 2003	Moespotse Waard	
		2003	1997/98*
Hardhoutsoorten			
Eenstijlige meidoorn	472	347	522
Zomereik	94	93	14
Zwarte els	10	1	-
Gewone es	10	4	3
Kornoelje	8	5	9
Gladde iep	6	-	1
Wintereik	2	2	-
Rozen	2	-	3
Gewone esdoorn	1	1	-
Gewone es	1	-	-
Walnoot	1	1	-
Wegedoorn	1	1	-
Vogelkers	-	-	29
Totaal	608	455	581
Zachthoutsoorten			
Schietwilg	1361	787	
Gewone vlier	7	1	
Zwarte populier	4	-	geen data
Bittere wilg	2	-	
Laurierwilg	1	1	
	1375	789	

*Inventarisatie Stichting Ark (Van der Veen 1998).



Figuur 5.6 Relatie tussen het percentage zaailingen en de hoogte in het terrein waar ze werden aangetroffen

Tabel 5.6 Minimale en maximale hoogte waarop zaailingen van houtige soorten in het gebied voorkwamen met de daarbij behorende overstromingskarakteristieken, gebaseerd op gemiddelden in de periode 1993-2002 (bron: www.waterbase.nl, RWS). Het groeiseizoen werd gekozen van maart t/m oktober

Plantensoort	Minimale hoogte m +NAP	Maximale hoogte m +NAP	Min-max inundatieduur op jaarbasis (dgn/jr)	Min-max inundatie groeiseizoen (dgn/jr)	Gemiddelde overstromings -hoogte (cm) groeiseizoen
Gewone vlier	9,79	10,38	13-20	5-7	53-82
Gladde iep	9,56	9,62	24-25	8-9	87-88
Rode kornoelje	9,22	10,45	12-35	4-14	50-86
Zomereik	9,20	11,01	6-35	2-14	34-87
Zwarte els	8,68	10,25	14-53	5-23	60-94
Eerst. meidoorn	8,09	10,67	9-77	3-38	40-104
Gewone es	7,60	10,54	11-105	4-55	49-113
Zwarte populier	7,09	10,43	13-144	4-81	52-118
Schietwilg	7,09	13,21	2-144	0-81	0-118

Met behulp van multipele regressieanalyse (GLM) is nagegaan in welke mate de ruimtelijke variatie in het voorkomen (aantallen) van de houtige opslag van zacht- en hardhoutsoorten gerelateerd was aan de gemiddelde jaarlijkse overstromingsduur, de overstromingsduur tijdens het groeiseizoen en de vastgestelde ruimtelijke verschillen in graasdruk van de runderen en paarden (tabel 5.7). Regressiemodel:

$$\text{Log } Y = \text{constante} + a.O + b.O^2 + c.G + d.G^2 + e.(O*G)$$

waarbij:

Y: houtige opslag (aantallen per gridcel van 10 x 10 m),

O: overstromingsduur (dgn/jr)

G: relatieve graasdruk (% waarnemingstijd per gridcel van 100 x 100 m).

Uit deze analyse kwam naar voren dat de ruimtelijke variatie in het voorkomen van hardhoutsoorten voor 20% kon worden verklaard uit verschillen in overstromingsduur (tabel 5.7). Voor de resultaten maakte het weinig verschil of werd gekeken naar de overstromingsduur tijdens het groeiseizoen of naar het totale aantal overstromingsdagen op jaarbasis. Er was nauwelijks of geen relatie met de ruimtelijke verschillen in graasdruk. Bij zachthoutsoorten was er nauwelijks een relatie met de gemiddelde overstromingsduur, zoals ook verwacht, en slechts in geringe mate met ruimtelijke verschillen in graasdruk (tabel 5.8).

Tabel 5.7. Resultaten van de regressieanalyse (GLM) van het voorkomen van hardhoutsoorten in relatie tot overstromingsduur en begrazing

Bron van variatie	df	Variantie	% verklaard	F _{prob}
+Overstromingsduur (O)	1	53,27	2,2	<0,001
+O ²	1	418,12	17,4	<0,001
+Graasdruk (G)	1	0,09	0,00	0,534
+G ²	1	5,66	0,24	<0,001
+O * G	1	2,35	0,10	0,001
Residue	8325	1917,97	80,0	
Totaal	8330	2397,46		

Tabel 5.8 Resultaten van de regressieanalyse (GLM) van het voorkomen van zachthoutsoorten in relatie tot overstromingsduur en begrazing

Bron van variatie	df	Variantie	% verklaard	F _{prob}
+Overstromingsduur (O)	1	0,83	0,01	0,351
+O ²	1	179,20	2,09	<0,001
+Graasdruk (G)	1	18,99	0,22	<0,001
+G ²	1	408,88	4,76	<0,001
+O * G	1	36,62	0,43	<0,001
Residue	8325	7946,17	92,50	
Totaal	8330	8590,70		

Dat er in deze analyses de factor ‘graasdruk’ weinig bijdroeg aan het verklaren van de ruimtelijke variatie in het voorkomen van houtige opslag had vermoedelijk te maken met het feit dat de schaal van waarnemen te grof was. De gridcellen waarmee tijdens de observaties van de grazers is gewerkt maten 100 x 100 m. Voor de vestigingskansen van hardhoutsoorten speelt vooral de openheid en hoogte van de vegetatie een rol en deze kan op een schaalniveau van enkele tientallen vierkante meters sterk verschillen, afhankelijk van het ruimtelijk patroon in graasdruk. In het vervolgonderzoek zal daarom vooral de hoogte van de vegetatie worden meegenomen als maat voor de graasdruk. Gegevens over de overstromingsduur waren wel beschikbaar op een niveau van 10 x 10 m. Overigens werd op het niveau van de vier deelgebieden, de meeste verjonging van zowel meidoorn als zomereik aangetroffen in de Moespotse Waard waar ook de graasdruk beduidend hoger was dan in de overige deelgebieden. Er zijn dus aanwijzingen dat begrazing faciliterend werkt op de vestiging van houtige soorten, maar nader onderzoek moet dit verder uitwijzen.

5.12 Discussie en conclusies

In een betrekkelijk klein gebied als de Beuningse Uiterwaarden (160 ha) bleken de runderen en paarden, die jaarrond in het gebied verblijven, een aanzienlijke heterogeniteit in graasdruk aan de dag te leggen. De graasdruk in de Moespotse Waard bleek ruim twee en een half maal zo hoog als elders in het terrein. Tegelijkertijd was dit de locatie waar de meeste vestiging van hardhoutsoorten, vooral van meidoorn, werd waargenomen. De uitbreiding van struweel en bosschages bedroeg over een periode van 4 jaar ruim 15%. Een ruimtelijke analyse maakte duidelijk dat vooral overstroming een factor van belang was bij het verklaren van het voorkomen van zaailingen van hardhoutsoorten. Opslag van hardhoutsoorten kwam alleen voor bij een overstromingsduur van maximaal 100 dagen per jaar. Voor zomereik was dit maximaal 35 dagen. Opslag van zachthoutsoorten kwam in het hele terrein voor.

Er kon vrijwel geen relatie worden aangetoond met het ruimtelijk patroon in graasdruk. Vermoedelijk was de schaal van waarnemen te grof. In vervolgonderzoek zal vooral worden gekeken naar verschillen in vegetatiehoogte als maat voor de graasdruk. Anderszins maakt het onderzoek duidelijk dat in het terreindeel waar de graasdruk het grootst is (Moespotse Waard), de meeste vestiging van doornstruweel optreedt. De hoogtegroei van de meidoorns zet flink door. Ook zijn er de laatste jaren veel zomereikjes bijgekomen, al is de dynamiek van deze jonge cohorten groot. Het lijkt slechts een kwestie van tijd tot er op de hoger gelegen plekken eikjes gaan doorgroeien, zeker wanneer deze bescherming genieten van zich uitbreidend meidoorn- of braamstruweel (Vera 1997, Kuiters & Slim 2003).

In ander onderzoek is ook gewezen op het belang van kleine grazers als muizen (Bakker 2003). Predatie van boomzaden en vooral van zaailingen door muizen onder een bedekking van hoge grassen en kruiden kan aanzienlijk zijn. Het kan een van de sleutelfactoren zijn die de vestiging van hardhoutoibossoorten in onbegraasde uiterwaardgrasland en –grienden bemoeilijken (Van de Steeg *et al.* 1997). Een relatief hoge graasdruk van hoefdieren, resulterend in een kortgrazige vegetatie, kan er voor zorgen dat de predatiedruk van muizen op jonge zaailingen van struiken en bomen enigszins wordt beteugeld. Tegelijkertijd is het de vraag of bij frequent overstroomd van de uiterwaarden muizenpopulaties een voldoende omvang kunnen bereiken om een factor van betekenis te zijn.

Het is van belang de ontwikkelingen in het terrein de komende jaren op de voet te blijven volgen en te kijken op welk moment zich een evenwicht gaat instellen tussen het areaal kortgrazig grasland, ruigten, struweel en bosschages. Deze vraag is vanuit riverveiligheid relevant. Mochten grazers (met op termijn eventueel ook het edelhert) niet in staat zijn uiterwaardgraslanden, zoals in de Beuningse Uiterwaarden, in voldoende mate open te houden, dan zal moeten worden gegrepen naar het middel van cyclische verjonging, waarbij periodiek en plaatselijk oobos wordt gekapt. Dit kan worden gezien als compensatie voor het afwezig zijn van voldoende natuurlijke dynamiek, doordat de rivieren niet meer vrij kunnen meanderen.

6 Belangrijkste conclusies

6.1 Struweelontwikkeling onder invloed van begrazing

Bij natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden wordt meestal gestreefd naar de ontwikkeling van een dynamisch, halfopen mozaïeklandschap. Daarbij wordt een centrale rol toebedeeld aan grote herbivoren zoals rund en paard. Begrazing wordt beschouwd als een belangrijk landschapsvormend proces dat mogelijk maakt dat verschillende successiestadia, zoals grasland, struweel, bosschages en bos naast elkaar blijven voorkomen in een dynamisch patroon. In een drietal casestudies is gekeken naar processen die door begrazing worden beïnvloedt, in het bijzonder naar de ontwikkeling van struweel en bosschages op voormalige akkers en intensief bemeste graslanden.

Het onderzoek heeft duidelijk gemaakt dat voormalige cultuurgronden, gelegen in natuurterreinen waarin ook andere begroeiingstypen zoals heide, struweel of bos voorkomen, over vele tientallen jaren de meest aantrekkelijke foerageerplekken blijven voor hoefdieren. Dit heeft te maken met de verhoogde nutriëntenbeschikbaarheid in deze voorheen rijkelijk bemeste akkers en graslanden. Er is sprake van een langdurig naijlingseffect. Gevolg is dat de meer natuurlijke begroeiingen slechts in geringe mate worden begraasd, hetgeen de ontwikkeling van dynamische mozaïeklandschappen kan belemmeren.

Enerzijds maakt een hoge graasdruk op voormalige cultuurgronden in natuurterreinen een snelle vestiging van struik- en boomsoorten mogelijk. Zonder begrazing vindt ophoping plaats van strooiselmateriaal en vervilting van de grasmat, waardoor de vestigingskansen voor houtige soorten over een lange periode gering zijn (Harmer *et al.* 2001). Bovendien kan de predatie van zaailingen door muizen in ruigten aanzienlijk zijn. Anderzijds kan een hoge graasdruk de groei van zaailingen van houtigen na vestiging sterk vertragen. Alleen soorten die redelijk gewapend zijn tegen vraat zoals doorn- en stekelstruiken (meidoorn, sleedoorn, braam), hoge gehalten aan secundaire plantstoffen bevatten (zoals cyanogene glycosiden in vlier of terpenoïden in naaldboomsoorten), of hun groeivorm weten aan te passen zoals beuk, zien kans op termijn boven de graaslijn uit te groeien.

In de Baronie Cranendonck op voedselarm dekzand, waar inmiddels ruim 30 jaar begrazing met paarden op voormalige cultuurgronden wordt toegepast, kwam lokaal struweelontwikkeling op gang, waarbij braam een sleutelrol vervulde. Het braamstruweel maakte ook de vestiging van vraatgevoelige soorten, met name vuilboom en zomereik, mogelijk. Alle jonge zomereikjes >100 cm en vuilbomen >200 cm, voorkomend op de voormalige landbouwgronden, bevonden zich temidden van braamstruweel.

Ook in de Beuningse Uiterwaarden op nutriëntrijke rivierklei trad op voormalige bemeste graslanden lokaal struweelontwikkeling op, onder invloed van een relatief

hoge graasdruk van runderen en paarden (1 grazer op 1,4 ha). Alleen verliepen de ontwikkelingen hier aanmerkelijk sneller. Binnen vijf jaar hadden zich hier al massaal meidoorns en andere houtige soorten gevestigd.

In de casestudie in het NP Veluwezoom werd geen spontane opslag van houtige soorten waargenomen op voormalige landbouwgronden in het door pony's begraasde gebied. Op deze leemrijke zandgronden is een periode van minder dan tien jaar nog relatief kort om dit proces op gang te brengen. Belangrijker is hier vermoedelijk het geringe areaal aan grasland ten opzichte van heide en bos. Daardoor is de graasdruk op de voormalige landbouwgronden dermate hoog (jaarrond gemiddeld meer dan 1 grazer per ha; tabel 6.1), dat sterk moet worden betwijfeld of bij deze graasdruk spontane opslag van houtige soorten kan plaatsvinden.

Er zijn aanwijzingen dat het verschil tussen voedselarme en -rijke bodems wat betreft de snelheid van 'verhouting' zonder begrazing tegenovergesteld is. Smit & Olff (1998) vonden dat in afwezigheid van grote grazers, de kolonisatie van voormalige cultuurgronden op rijke bodem langzamer verloopt dan op arme gronden. Zij verklaarden dit uit het feit dat op rijke gronden de concurrentie met meerjarige soorten groter is en dat er minder open plekken zijn voor de kieming en vestiging van zaailingen. Onder invloed van begrazing verloopt het proces van kolonisatie van houtige soorten op andere wijze dan op voedselarme gronden. Grazers creëren open plekken in de vegetatie, als gevolg van vraat en betreding, die als regeneratieniches (Grubb 1977) kunnen fungeren.

Voor de vestiging van vraatgevoelige boomsoorten in sterk begraasde graslanden is een sleutelrol weggelegd voor stekel- of doornstruiken. Deze beschermen vraatgevoelige soorten als zomereik tegen een hoge graasdruk. Op de hogere zandgronden wordt deze functie vooral vervuld door braam. Op termijn kan braamstruweel uitgroeien tot bosschages met zomereik en andere vraatgevoelige soorten als vuilboom. Onderzoek heeft uitgewezen dat voor de succesvolle vestiging van braam in grasland de dichtheid aan reeën niet te hoog moet zijn (Kuiters & Slim 2002). Voor het ree is braam een favoriete voedselplant (De Jong *et al.* 1995). Op de Veluwe werd waargenomen dat bij een reedichtheid van 5 dieren of meer per 100 ha geen braamstruweel van de grond kon komen (Kuiters & Slim 2002). Ook hulst (Morgan 1991), taxus (García & Obeso 2003) of gaspeldoorn kunnen deze functie vervullen.

In het rivierengebied zijn in dit verband naast braam, vooral meidoorn, sleedoorn en rozensoorten, zoals hondsroos (*Rosa canina*), van belang. Een klonale soort als sleedoorn kan grote eilanden vormen in graslanden (Annema 1997). Sleedoorn is een pioniersoort bij de vestiging van struweelcomplexen in rivierduingraslanden. De soort heeft een sterk vegetatief regeneratievermogen via worteluitlopers. Het is op deze wijze in staat expansie te vertonen in begraasd grasland, mits de graasdruk niet te hoog is. De graasactiviteiten van konijnen kunnen een halt toeroepen aan de vegetatieve uitbreiding van het struweel (Kuiper 1980). Aan de randen van een expanderende kloon kunnen onder de bescherming van deze stekelstruiken boomsoorten opslaan, zoals zomereik. Uiteindelijk zullen de bomen die zich binnen

het struweelcomplex hebben gevestigd dit overschaduwen, hetgeen op termijn kan leiden tot het afsterven van het struweel waarbij het wordt verdrongen naar de randen. De struweelkloon kan eventueel overleven door zich naar andere plekken in het grasland uit te breiden. Vertrapping door hoefdieren treedt vooral op in een wat latere fase van de ontwikkeling van het struweelcomplex, wanneer schaduwwerpende bomen tot ontwikkeling zijn gekomen en het struweel minder vitaal en minder ondoordringbaar hebben gemaakt. Dit kan op termijn leiden tot het plaatselijk afsterven en openbreken van het struweel. De bomen zijn dan boven het bereik van de hoefdieren uitgegroeid. Ze kunnen zich ontwikkelen tot vrijstaande individuen, ook wanneer mede door begrazing de struweel- en ruigtebegroeiing geheel is verdwenen.

In een begraasd mozaïeklandschap zijn het deze processen van regeneratie en degeneratie van struweelcomplexen die de dynamiek bepalen (Bakker 2003). Temeer daar deze processen leiden tot vegetatiemozaïeken die qua ontwikkelingsstadium in de tijd en ruimte verschillen. Dit mechanisme is uitgebreid beschreven door Bürrichter *et al.* (1980) voor het Borkener Paradies bij Emmen (Duitsland). Onder invloed van eeuwenlange extensieve begrazing is hier een dynamisch vegetatiemozaïek ontstaan bestaande uit grasland, struweelcomplexen, bosschages en bos. In eigen land kennen we dit vooral van het Junner Koeland, een eeuwenlang begraasd terrein langs de Overijsselse Vecht, waar door Wageningen Universiteit veel onderzoek is gedaan (zie onder meer Sloet van Oldruitenborgh 1982, Kuiper 1980, Bokdam 1987, Wallis de Vries 1994, Annema 1997, Bakker 2003).

Binnen een terrein kan er een aanzienlijk verschil bestaan in de mate waarin voormalige cultuurgronden door grazers worden benut. Dit wordt onder meer bepaald door de nabijheid van drinkplaatsen, zoals is gebleken uit het onderzoek in het Herikhuizerveld in het NP Veluwezoom, of verschillen in voedselkwaliteit samenhangend met een verschil in voormalig grondgebruik. Zo hadden in de Baronie Cranendonck de pony's zelfs na 30 jaar nog steeds een uitgesproken voorkeur voor de voormalige cultuurweiden.

De soortenrijkdom op de voormalige cultuurgronden op de hogere zandgronden (Cranendonck) herstelde zich slechts langzaam. Onder invloed van decennialang intensief agrarisch beheer is de zaadbank van veel typische graslandsoorten van arme dekzandgronden vermoedelijk geheel verdwenen. In combinatie met een veelal gering dispersievermogen van veel schrale graslandsoorten (Bakker *et al.* 2002) en het feit dat het terrein is ingerasterd voor de pony's, waardoor geen endozoochore verspreiding van zaden kan optreden, zullen veel soorten ook in de naaste toekomst niet in staat zijn het terrein te herkoloniseren, zo is de verwachting.

Dispersie van plantensoorten is in het dynamische milieu van de rivier een minder groot probleem. Met de regelmatige overstrooming van de rivieruiterwaarden langs de Waal worden periodiek veel plantenzaden aangevoerd. In de Beuningse Uiterwaarden werden na tien jaar natuurontwikkeling circa 150 soorten hogere planten aangetroffen.

6.2 Aanbevelingen voor het beheer

De drie casestudies maken duidelijk dat begrazing met hoefdieren in natuurgebieden met voormalige landbouwgronden het ontstaan van een ruimtelijk gevarieerd mozaïek van begroeiingstypen in principe mogelijk maakt. Op de arme zandgronden kan het 20-30 jaar duren voordat van enige struweelvorming in graslanden sprake is. In het rivierengebied gaat dit aanzienlijk sneller. Daar bleek binnen tien jaar massaal meidoornstruweel van de grond te kunnen komen.

Het is van belang dat de gebieden voldoende schaal hebben. Dan kan ruimtelijke heterogeniteit in het terreingebruik van de hoefdieren bijdragen aan een ruimtelijk gevarieerde graasdruk en een daarmee samenhangende variatie in vegetatiedynamiek. Overigens blijkt uit onderhavig onderzoek dat in terreinen met een bescheiden oppervlak van minder dan 200 hectaren al sprake kan zijn van een aanzienlijke heterogeniteit in het ruimtelijk graaspatroon van rund en paard.

Verhouding grasland-bos

Vooral de verhouding tussen grasland en bos in de startsituatie kan bepalend zijn voor de ontwikkeling van een statisch dan wel dynamisch mozaïek van begroeiingstypen. Wanneer in de startsituatie relatief weinig grasland aanwezig is ten opzichte van het areaal struweel of bos, zal het aantal runderen of paarden dat kan worden ingezet niet hoog kunnen zijn, vanwege de beperkingen in het voedselaanbod. Dit heeft tot gevolg dat de graasdruk op de spontane verjonging in het bos gering is waardoor open plekken, ontstaan als gevolg van het afsterven van volwassen bomen of door windworp, weer snel kunnen dicht groeien. Bos blijft zo op de lange termijn bos en de grazers zijn gedwongen zich tot in lengte van jaren voornamelijk op te houden op het beperkte areaal graslanden, waar de graasdruk dan zo hoog is dat struweel niet of nauwelijks van de grond kan komen. Er is dan sprake van een statisch in plaats van een nagestreefd dynamisch mozaïek van successiestadia. Dit lijkt enigszins het geval in Herikhuizerveld (NP Veluwezoom), waar de pony's zich in hoofdzaak beperken tot grazen op de voormalige cultuurgronden (en 's nachts op de heide). De feitelijke graasdruk op deze graslanden werd op basis van jaarrondwaarnemingen aan het terreingebruik geschat op ruim 1 dier per ha. Dit is bijna viermaal zo hoog als in Baronie Cranendonck (tabel 6.1). Vermoedelijk komt bij deze graasdruk ook op de wat langere termijn geen verjonging van de grond.

Tabel 6.1 Relatief areaal open en gesloten begroeiingstypen en de actuele graasdruk op areaal grasland op basis van zichtobservaties in de drie onderzoeksterreinen (situatie 1999-2000)

Gebied	Grasland %	Open overig (%)	Bos %	Graasdruk op grasland (N/100ha)
Baronie Cranendonck	18	39	43	26
Herikhuizerveld	6	41	53	101
Beuningse Uiterwaarden	65	4	31	71

Overigens kan het vele decennia duren voordat zich een evenwicht instelt tussen het oppervlak aan open en gesloten begroeiingstypen. In het voorbeeld van Baronie Cranendonck lijkt zich pas op een termijn van 40 jaar een evenwicht in te stellen.

Mogelijkheden en knelpunten

Wanneer sprake is van een statisch ruimtelijk patroon van de afzonderlijke successiestadia, kan dit worden doorbroken door een deel van het bos te kappen en open plekken van enige omvang te creëren. Er kunnen dan meer hoefdieren worden toegelaten die vervolgens ook de open plekken in het bosareaal kunnen onderhouden. Dit leidt tot een wat lagere graasdruk op de graslanden, waardoor ruigten, struweel en bosschages hier meer kans krijgen tot ontwikkeling te komen.

Uiteraard speelt met name in de grotere natuurterreinen ook de aanwezigheid van wilde hoefdiersoorten een rol. Deze hebben een eigen, soortspecifiek effect op de dynamiek van grasland, struweel en bos (Van Wieren *et al.* 1997). Bovendien kan er sprake zijn van interactie tussen wilde hoefdieren en gedomesticeerde grazers als rund of paard. Het ‘onderhouden’ van graslanden door gedomesticeerde grazers kan positief uitwerken op wilde hoefdiersoorten, die hier vooral in de wintermaanden van lijken te profiteren (Groot Bruinderink *et al.* 2000; Kuiters *et al.* in voorb.). Maar ook de dynamiek van de verjonging van struik- en boomsoorten wordt door wilde hoefdiersoorten sterk beïnvloed (Kuiters & Slim 2002).

Over de effecten van begrazing op de vestiging en ontwikkeling van struik- en boomsoorten in graslanden is inmiddels redelijk wat bekend. Er zijn steeds meer voorbeelden, ook uit onderhavig onderzoek, waaruit blijkt dat de ontwikkeling van struweel en bosschages in graslanden door begrazing kan worden bevorderd. Echter, er is weinig bekend over de effecten van begrazing door hoefdieren op het openhouden van gaten die in het kronendak van voorheen gesloten bos ontstaan als gevolg van windworp of afstervende individuen. Voor het op termijn ontstaan van een dynamisch mozaïeklandschap, volgens het concept van *shifting mosaics* (Olf *et al.* 1999), is dit echter wel noodzakelijk. Door Mountford & Peterken (1999b) is een voorbeeld beschreven in New Forest, waar een beukeneikenbos in 40 jaar veranderde in een open eikenbeukenbos als gevolg van beukensterfte door droogte en schillen van beukenbast door de grijze eekhoorn (*Sciurus carolinensis*). Pony's en edelherten bleken in staat door snoeien en schillen van vooral hulst de regeneratie van houtigen te voorkomen. Dit aspect van vegetatiedynamiek en begrazing verdient nader onderzoek.

Diversiteit aan plant- en diersoorten

Het is de vraag of met de ontwikkeling van mozaïeklandschappen onder invloed van integrale begrazing ook de instandhouding en ontwikkeling van een grote soortenrijkdom aan plant- en diersoorten is gewaarborgd. Dit aspect heeft in onderhavig onderzoek weinig aandacht gekregen. In vervolgonderzoek zal dit aspect nader worden onderzocht.

Literatuur

- Annema, A. 1997. Effect of rabbit and cattle grazing on expansion and structure of blackthorn (*Prunus spinosa*) occurring in thickets. Department of Terrestrial Ecology and Nature conservation, Wageningen. 41 p.
- Arts, G.H.P. & L.H.T. Dederen 1984. Qualitatieve en kwantitatieve beschrijving van de vegetatie van een deel van de Imbosch (Nationaal Park Veluwezoom) vanuit een historisch gezichtspunt. Studentenrapport Landbouwhogeschool Wageningen. 255 p.
- Bakker, E.S. 2003. Herbivores as mediators of their environment. The impact of large and small species on vegetation dynamics. Proefschrift Wageningen Universiteit, Wageningen. 184 p.
- Bakker, J.P. 1989. Nature management by grazing and cutting. On the ecological significance of grazing and cutting regimes applied to restore former species-rich grassland communities in the Netherlands. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 400 p.
- Bakker, J.P., J.A. Elzinga & Y. de Vries 2002. Effects of long-term cutting in a grassland system: perspectives for restoration of plant communities on nutrient-poor soils. *Applied Vegetation Science* 5: 107-120.
- Bekhuis, J., G. Kurstjens, S.R. Sudmann, J. ten Tuijnt & F. Willems 2002. Land van levende rivieren. De Gelderse Poort. KNNV Uitgeverij & Stichting Ark, Utrecht. 250 p.
- Bokdam, J. 1987. Foeragegedrag van jongvee in het Junner Koeland in relatie tot het voedselaanbod. In: S. de Bie, W. Joenje & S.E. van Wieren (red.), *Begrazing in de natuur*. Pudoc, Wageningen; 165-186.
- Bokdam, J. 2003. Nature conservation and grazing management. Free-ranging cattle as driving force for cyclic vegetation succession. Ph.D. Thesis, Wageningen University, Wageningen. 224 p.
- Bossema, I. 1979. Jays and oaks: an eco-ethological study of a symbiosis. *Behaviour* 70: 1-117.
- Bruggink, M. 1987. Nutriëntenbalans van droge zandgrondvegetaties in verband met eutrofiëring via de lucht. Deel 3. Beheersadvies voor beheerders van heideterreinen in Nederland. Stichting Milieubeleid en Ekologie Nijmegen/Vakgroep Botanische Oecologie, Rijksuniversiteit Utrecht. 54 p.
- Bruin, D. de, D. Hamhuis, L. van Nieuwenhuize, W. Overmars, D. Sijmons & F. Vera 1987. *Ooievaar: de toekomst van het rivierengebied*. Stichting Gelderse Milieufederatie, Arnhem.
- Bürrichter, E., R. Pott, T. Raus & R. Wittig 1980. Die Hudelandschaft "Borkener Paradies" im Emstal bei Meppen. *Abh. Landesmuseum f. Naturkd. Münster, Westfalen* 42(4): 1-69.
- Bijlsma, R.J. 2003. Bosrelicten op de Veluwe. Een historisch-ecologische beschrijving. *Alterra-rapport 647*, Wageningen. 92 p.
- Clements, F.E. 1916. *Plant succession. An analysis of the development of vegetation*. Publ. 242. Carnegie Institute, Washington DC.

- Dobson, A.J. 1990. An introduction to generalized linear models. Chapman and Hall. London. 174 p.
- Doing Kraft, H. 1954. L'analyse des carrés permanents. Acta Botanica Neerlandica 3: 421-424.
- Garcia, D. & J.R. Obeso 2003. Facilitation by herbivore-mediated nurse plants in a threatened tree, *Taxus baccata*: local effects and landscape level consistency. *Ecography* 26: 739-750.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A. 1996. Terreingebruik door pony's, runderen, edelherten, reeën en wilde zwijnen in enkele Veluwe bos- en heidegebieden van de Vereniging Natuurmonumenten. IBN-rapport 252. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A. & E. Hazebroek 1996. Wild boar (*Sus scrofa*) rooting and forest regeneration on podzolic soils in the Netherlands. *Forest Ecology and Management* 88: 71-80.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A. & D.R. Lammertsma 2001. Terreingebruik en gedrag van runderen, pony's, edelherten, reeën en wilde zwijnen in het Nationaal Park Veluwezoom van de Vereniging Natuurmonumenten. Alterra-rapport 343, Wageningen. 46 p.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A., D.R. Lammertsma & A.T. Kuiters 2000. Interacties tussen runderen, edelherten en wilde zwijnen op de Zuidoost Veluwe. Alterra-rapport 150, Wageningen. 48 p.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A., S.E. van Wieren, E. Hazebroek, M.H. den Boer, F.I.M. Maaskamp, W. Lamers, P.A. Slim & C.B. de Jong 1997. De ecologie van hoefdieren. In: S.E. van Wieren, G.W.T.A. Groot Bruinderink, I.T.M. Jorritsma & A.T. Kuiters (red.), Hoefdieren in het boslandschap. Backhuys Publishers, Leiden; 31-70.
- Grootjans, A.P., J.P. Bakker, A.J.M. Jansen & R.H. Kemmers 2002. Restoration of brook valley meadows in the Netherlands. *Hydrobiologia* 478: 149-170.
- Grubb, P.J. 1977. Maintenance of species-richness in plant communities -Importance of regeneration niche. *Biological Reviews* 52: 107-145.
- Harmer, R., G. Peterken, G. Kerr & P. Poulton 2001. Vegetation changes during 100 years of development of two secondary woodlands on abandoned arable land. *Biological Conservation* 101: 291-304.
- Hennekens, S.M. & J.H.J. Schaminée 2001. TURBOVEG, a comprehensive database management system for vegetation data. *Journal of Vegetation Science* 12: 589-591.
- Hennekens, S.M., Schaminée, J.H.J. & A.H.F. Stortelder 2001. SynBioSys. Een biologisch kennisstelsel ten behoeve van natuurbeheer, natuurbeleid en natuurontwikkeling. CD-ROM, Versie 1.0. Alterra, Wageningen.
- Heijink, J. 1976. Een bodemvruchtbaarheidsonderzoek op het proefterrein "Baronie Cranendonck". Studentenverslag Staring Centrum, Wageningen. 20 p.
- Immink, H.J. 1977. Voedselkeuze en graasdrubbepaling van het wilde konijn *Oryctolagus cuniculus* L. (1758) in het CRM-reservaat "Baronie Cranendonck". Studentenverslag RIN, Leersum. 32 p.
- Jong, C.B., de, R.M.A. Gill, S.E. van Wieren & F.W.E. Burlton 1995. Diet selection by roe deer *Capreolus capreolus* in Kielder forest in relation to plant cover. *Forest Ecology and Management* 79: 91-97.

- Kemmers, R.H., A.T. Kuiters, B. van Delft en P.A. Slim 2004. Haalbaarheid natuurodoelen op fosfaatverzadigde gronden; 30 jaar natuurbeheer op voormalige landbouwgronden. Alterra-rapport 1040, Wageningen.
- Kuiper, L. 1980. De invloed van beweiding op struweelontwikkeling in het Junner Koeland te Ommen. Doctoraalverslag Landbouwuniversiteit, Vakgroep Natuurbeheer. Wageningen. 57 p.
- Kuiters, A.T. & P.A. Slim 2002. Regeneration of mixed deciduous forest in a Dutch forest-heathland, following a reduction of ungulate densities. *Biological Conservation* 105: 65-74.
- Kuiters, A.T. & P.A. Slim 2003. Tree colonisation of abandoned arable land after 27-years of horse-grazing: the role of bramble as a facilitator of oak wood regeneration. *Forest Ecology and Management* 181: 239-251.
- Kuiters, A.T., E. Hazebroek & S.M. Hennekens 2003. Geactualiseerd overzicht van begraasde natuurterreinen in Nederland. *Vakblad Natuurbeheer* 42(6): 79-82.
- Kuiters, A.T., G.W.T.A. Groot Bruinderink & C.B. de Jong 1996. De dieetkeus van damhert, ree en enkele andere herbivoren in de duinen van Zuid-Kennemerland. IBN-rapport 226. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen. 53 p.
- Kuiters, A.T., G.W.T.A. Groot Bruinderink & D.R. Lammertsma. Facilitative and competitive interactions between sympatric cattle, red and wild boar in woodland pastures (aangeboden).
- Laar, J.A.J. van de & P.A. Slim 1979. Veranderingen in flora en vegetatie van de verlaten landbouwgronden in het CRM-reservaat Baronie Cranendonck na vijf jaar begrazing door IJslandse pony's (1972-1977). RIN-rapport 79/13. Leersum. 70 p.
- Laar, J. van de & P.A. Slim 1981. Veranderingen op verlaten landbouwgronden in de Baronie Cranendonck met behulp van begrazing door IJslandse pony's. *Brabants Landschap* 57: 5-10; 58: 25-38.
- Leitão, A.B. 1990. Relationships between intensity of deer browsing and natural forest regeneration. A pilot study. Intern RIN-rapport, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.
- Mattson, W.J. 1980. Herbivory in relation to plant nitrogen content. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11: 119-161.
- Mitchell, F.J.G. & K.J. Kirby 1990. The impact of large herbivores on the conservation of semi-natural woods in the British uplands. *Forestry* 63: 333-353.
- Morgan, P.K. 1991. The role of protective understorey in the regeneration system of a heavily browsed woodland. *Vegetatio* 92: 119-132.
- Mountford, E.P. & G.F. Peterken 1999a. Effects of stand structure, composition and treatment on bark-stripping of beech by grey squirrels. *Forestry* 72: 379-386.
- Mountford, E.P. & G.F. Peterken 1999b. Long-term change and implications for the management of wood-pastures: experience over 40 years from Denny Wood, New forest. *Forestry* 76: 19-43.
- Olf, H., F.W.M. Vera, J. Bokdam, E.S. Bakker, J.M. Gleichman, K. de Maeyer & R. Smit 1999. Shifting mosaics in grazed woodlands driven by the alternation of plant facilitation and competition. *Plant Biology* 1: 127-137.

- Oosterveld, P. 1975. Beheer en ontwikkeling van natuureservaten door begrazing. *Natuur en Landschap* 29 (6): 161-171.
- Oosterveld, P. 1976. Integratie van voormalige landbouwgronden d.m.v. een extensief graasbeheer met IJslandse pony's in de Baronie Cranendonck. *Contactblad voor Oecologen* 12 (4): 99-109.
- Oosterveld, P. 1983. Eight years of monitoring of rabbits and vegetation development on abandoned arable fields grazed by ponies. *Acta Zoologica Fennica* 174: 71-74.
- Oosterveld, P. 1996. De pony-ren in de Baronie Cranendonck. 25 jaar begrazingsonderzoek in Noord-Brabant. *Bosbouwvoorlichting* 35 (7): 90-91.
- Paanakker, I. 1994. Begrazingsbeheer op de Posbank. Een evaluatie. *Afstudeerverslag Rijkshogeschool IJsselland, Deventer*. 124 p.
- Pedroli, G.B.M. 1989. The nature of landscape. *Proefschrift Universiteit van Amsterdam*. 156 p.
- Pelsma, T., M. Platteeuw & T. Vulink (red.) 2003. Graven en grazen in de uiterwaarden. *RIZA-rapport 2003.014*. Directoraat Generaal Rijkswaterstaat, Lelystad. 48 p.
- Schimmel, H. 1952. Het "Goor", het "Turfwater" en de "Grote Heide" onder Soerendonk. *De Levende Natuur* 55: 201-205.
- Siebel, H.N. & I.M. Bouwma 1998. The occurrence of herbs and woody juveniles in a hardwood floodplain forest in relation to flooding and light. *Journal of Vegetation Science* 9: 623-630.
- Sival, F.P., W.J. Chardon & M.M. van der Werff 2004. Natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden in relatie tot de beschikbaarheid van fosfaat: evaluatie van verschrallingsmaatregelen. *Alterra-rapport 951*, Wageningen. 91p.
- Sloet van Oldruitenborgh, C.J.M. 1982. Rivierduinstruwelen langs de Overijsselse Vecht en tussen Ommen en Hardenberg. *De Levende Natuur* 84: 97-109.
- Smit, R. & H. Olf 1998. Woody species colonisation in relation to habitat productivity. *Plant Ecology* 139: 203-209.
- Snow, B. & D. Snow 1988. Birds and berries; A study of an ecological interaction. *Poyser, Calton*. 268 p.
- Sokal, R.R. & F.J. Rohlf 1995. *Biometry. The principles and practices of statistics in biological research*. 3rd ed. Freeman, New York, NY.
- Steeg, H.M. van de, P.J.A. Vervuren & C.W.P.M. Blom 1997. Ecologische voorwaarden voor herstel van hardhoutooibossen. *Nieuwe Wildernis* 3 (voorjaar/zomer): 42-46.
- Stichting Ark 1999. *Natuurlijke begrazing*. Rapport Stichting Ark, Hoog Keppel. 59 p.
- Stortelder, A.H.F., J.H.J. Schaminée, P.W.F.M. Hommel & K. van Dort 1999. *De Vegetatie van Nederland 5. Plantengemeenschappen van ruigten, struwelen en bossen*. Opulus Press, Uppsala, Leiden. 376 p.
- Tansley, A.G. 1946. *Introduction to plant ecology*. Allen & Unwin, London. 260 p.
- Taylor, R.H. & R.M. Williamse 1956. The use of pellet counts for estimating the density of populations of the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus* L.). *New Zealand Journal of Science and Technology* 38: 236-256.
- Tongeren, O.F.R. van 2000. *Programma ASSOCIA. Gebruikershandleiding en voorwaarden*. Data-Analyse Ecologie.

- Veen, J. van der 1998. Hardhoutsoorten in de Moespotse Waard. Inventarisatie winter 1997-1998. *Nieuwe Wildernis* 4 (voorjaar): 11.
- Vera, F.W.M. 1997. Metaforen voor de wildernis. Eik, hazelaar, rund en paard. Proefschrift Wageningen Universiteit, Wijk bij Duurstede. 426 p.
- Walker, K.J., P.A. Stevens, D.P. Stevens, J. Owen Mountford, S.J. Manchester & R.F. Pywell 2004. The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation* 119: 1-18.
- Wallis de Vries, M.F. 1994. Foraging in a landscape mosaic. Diet selection and performance of free-ranging cattle in heathland and riverine grassland. Ph.D. Thesis, Wageningen Agricultural University, Wageningen. 161 p.
- Wieren, S.E. van 1988. Runderen in het bos; begrazingsproef met Schotse Hooglandrunderen in het natuurgebied de Imbos. IVM-rapport 88/3. Instituut voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit, Amsterdam. 84 p.
- Wieren, S.E. van 1996a. Digestive strategies in ruminants and nonruminants. Ph.D. Thesis, Agricultural University, Wageningen. 191 p.
- Wieren, S.E. van 1996b. Do large herbivores select a diet that maximizes short-term energy intake rate. *Forest Ecology and Management* 88: 149-156.
- Wieren, S.E. van, G.W.T.A. Groot Bruinderink, I.T.M. Jorritsma & A.T. Kuiters (red) 1997. *Hoefdieren in het boslandschap*. Backhuys Publishers, Leiden. 224 p.
- Wolf, R.J.A.M., A.H.F. Stortelder, R.W. de Waal, K.W. van Dort, S.M. Hennekens, P.W.F.M. Hommel, J.H.J. Schaminée & J.G. Vrieling 2001. *Ooibossen*. KNNV, Utrecht. 200 p.
- Worm, P.B. 1998. Terreingebruik van hoefdieren op de Imbosch in het Nationaal Park Veluwezoom. IBN-rapport 344. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen. 73 p.

Bijlage 1 Lijst met plantensoorten die zijn aangetroffen in de Beuningse Uiterwaarden (september 2002)

Vegetatieopnamen zijn gemaakt volgens Tansley (d=dominant; cd=co-dominant; va=very abundant; a=abundant; f=frequent; o=occasional; r=rare; vr=very rare).

Plantensoort	oeverwal	strangoever	grasland	ruigte	struweel	wilgenbos
<i>Alopecurus geniculatus</i>	vr					
<i>Chenopodium album</i>	f					
<i>Chenopodium ficifolium</i>	vr					
<i>Chenopodium polyspermum</i>	r					
<i>Chenopodium pumilio</i>	vr					
<i>Clematis vitalba</i>	vr					
<i>Equisetum arvense</i>	o					
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	o					
<i>Eupatorium cannabinum</i>	r					
<i>Hypericum perforatum</i>	vr					
<i>Mercurialis annua</i>	vr					
<i>Oenothera species</i>	vr					
<i>Poa palustris</i>	vr					
<i>Ranunculus sceleratus</i>	vr					
<i>Rumex acetosa</i>	vr					
<i>Sambucus nigra</i>	vr					
<i>Scrophularia umbrosa</i>	vr					
<i>Solanum nigrum ssp. schulte</i>	r					
<i>Sonchus oleraceus</i>	r					
<i>Stellaria media</i>	o					
<i>Juncus bufonius</i>		o				
<i>Chenopodium glaucum</i>		va				
<i>Cyperus fuscus</i>		vr				
<i>Matricaria discoidea</i>		r				
<i>Nymphoides peltata</i>		r				
<i>Populus nigra</i>		r				
<i>Pulicaria vulgaris</i>		a				
<i>Raphanus raphanistrum</i>		vr				
<i>Rumex maritimus</i>		o				
<i>Rumex palustris</i>		va				
<i>Chenopodium rubrum</i>	f	a				
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	r	a				
<i>Potentilla supina</i>	vr	f				
<i>Stellaria aquatica</i>	o	f				
<i>Achillea millefolium</i>			vr-a			
<i>Calamagrostis epigejos</i>			vr-o			
<i>Carduus crispus</i>			o			
<i>Carduus nutans</i>			vr-o			
<i>Cerastium arvense</i>			vr-o			
<i>Cichorium intybus</i>			vr			
<i>Crepis capillaris</i>			vr-o			
<i>Dipsacus fullonum</i>			vr-o			
<i>Epilobium hirsutum</i>			vr-r			
<i>Eryngium campestre</i>			vr-va			
<i>Festuca rubra</i>			vr-va			

<i>Galium mollugo</i>				vr-o	
<i>Geranium dissectum</i>				vr	
<i>Juncus inflexus</i>				vr-r	
<i>Lactuca serriola</i>				vr	
<i>Leontodon autumnalis</i>				r-o	
<i>Lolium perenne</i>				o-a	
<i>Medicago lupulina</i>				o	
<i>Melilotus altissima</i>				vr-o	
<i>Poa pratensis</i>				r-o	
<i>Rhamnus catharticus</i>				vr	
<i>Rorippa palustris</i>				vr	
<i>Senecio inaequidens</i>				vr-r	
<i>Senecio jacobaea ssp. dunensis</i>				vr-r	
<i>Senecio jacobaea ssp. jacobaea</i>				r-o	
<i>Senecio paludosus</i>				vr-r	
<i>Trifolium pratense</i>				r-o	
<i>Trifolium repens</i>				f-va	
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	r			vr	
<i>Convolvulus arvensis</i>	o			r-o	
<i>Dactylis glomerata</i>	r			vr-o	
<i>Euphorbia esula</i>	r			vr-o	
<i>Rumex crispus</i>	r			vr-o	
<i>Sisymbrium officinale</i>	r			vr-r	
<i>Poa annua</i>	r	r		vr-r	
<i>Atriplex prostrata</i>			o	vr-r	
<i>Erigeron canadensis</i>			r	vr-o	
<hr/>					
<i>Brassica nigra</i>	r	r		r-o	va
<i>Matricaria maritima</i>	r	cd		vr-o	r
<i>Tanacetum vulgare</i>	r			vr-a	r
<i>Polygonum amphibium</i>	r			o-f	a
<i>Solidago gigantea</i>	x				r
<i>Bidens tripartita</i>		f			r
<i>Heracleum sphondylium</i>					r
<i>Polygonum persicaria</i>					r
<i>Xanthium strumarium</i>		cd		r-o	o
<i>Inula britannica</i>				vr-r	r
<i>Polygonum aviculare</i>				r-o	o
<i>Sonchus asper</i>				vr	o
<hr/>					
<i>Achillea ptarmica</i>	r	o		vr-f	o
<i>Artemisia vulgaris</i>	o	vr		r-o	r
<i>Festuca arundinacea</i>	r			vr-r	r
<i>Potentilla reptans</i>	o			f-va	f
<i>Taraxacum sp.</i>	o			f-a	o
<i>Mentha arvensis</i>		o		vr-o	o
<i>Poa trivialis</i>		r		vr-a	f
<i>Cirsium arvense</i>	f			a-cd	cd
<i>Elymus repens</i>	f			cd	d
<i>Potentilla anserina</i>	o			vr-va	a
<i>Carex hirta</i>				vr-f	o
<i>Daucus carota</i>				r-o	r
<i>Juncus effusus</i>				vr-r	o
<i>Lathyrus pratensis</i>				vr-r	r
<i>Quercus robur</i>				vr-r	vr
<i>Phleum pratense ssp. pratense</i>				r-o	r
<i>Plantago lanceolata</i>				o-f	o
<i>Senecio erucifolius</i>				vr-o	o
<i>Vicia cracca</i>				vr-o	o

<i>Cirsium vulgare</i>				o-f		vr	
<i>Crataegus monogyna</i>				vr-f		f	
<i>Galinsoga parviflora</i>	o	o					vr
<i>Plantago major</i>	o	f		vr-o			vr-r
<i>Salix viminalis</i>	r	r				vr	vr
<i>Salix alba</i>	cd	o		vr-r		cd	d
<i>Urtica dioica</i>	a	vr		vr-f	cd	r	d
<i>Arctium minus</i>	o			vr-r			vr-o
<i>Phalaris arundinacea</i>	f			vr-f	f		o
<i>Rumex obtusifolius</i>	r			vr-o	f		vr-o
<i>Symphytum officinale</i>	r			vr-o	r		vr-r
<i>Glechoma hederacea</i>	f			vr-f	r	a	vr-a
<i>Ranunculus repens</i>	o			vr-a		o	vr-r
<i>Rubus caesius</i>	f			vr-va		o	r-f
<i>Bidens frondosa</i>	o						o-f
<i>Cuscuta europaea</i>	r						r-o
<i>Mentha sp.</i>	vr						vr-r
<i>Myosotis palustris</i>		o					r-o
<i>Polygonum hydropiper</i>		cd					o-a
<i>Lythrum salicaria</i>		f				o	vr-r
<i>Lycopus europaeus</i>		o				o	o-f
<i>Iris pseudacorus</i>				vr-r			o
<i>Calystegia sepium</i>				vr-o	o	vr	o-f
<i>Agrostis stolonifera</i>				va-cd	cd	cd	vr-o
<i>Stachys palustris</i>				vr-o	r	r	vr
<i>Impatiens glandulifera</i>					vr		vr-r
<i>Bidens sp.</i>						vr	
<i>Valeriana officinalis</i>						o	
<i>Prunus padus</i>						vr	
<i>Rhamnus frangula</i>						vr	
<i>Salix triandra</i>						vr	
<i>Epilobium parviflorum</i>						vr	
<i>Epilobium sp.</i>						vr	
<i>Geranium molle</i>						r	
<i>Lotus uliginosus</i>						o	
<i>Thalictrum flavum</i>						o	
<i>Mentha aquatica</i>						o	vr-r
<i>Fraxinus excelsior</i>						vr	vr
<i>Lysimachia nummularia</i>						vr	o-a
<i>Lysimachia vulgaris</i>						o	vr-o
<i>Rorippa amphibia</i>							vr-r
<i>Salix fragilis</i>							vr
<i>Solanum dulcamara</i>							o-f
<i>Cuscuta lupuliformis</i>							vr-o
<i>Galium palustre</i>							o
	59	34		80	24	46	33
Plantensoort	oeverwal	strangoever		grasland	ruigte	struweel	wilgenbos