

Onderzoek naar de ecologische achteruitgang en het herstel van Zuid- Limburgse hellingschraallandcomplexen



Universiteit Utrecht



ALTERRA

WAGENINGEN UR

Radboud Universiteit Nijmegen



landbouw, natuur en
voedselkwaliteit

Stichting Bargerveen

Voor systeemgericht natuurherstel

© 2009 Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit

Rapport DKI nr. 2009/dk118-O
Ede, 2009

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij de directie Kennis onder vermelding van code 2009/dk118-O en het aantal exemplaren.

Oplage 150 exemplaren

Samenstelling Nina Smits (Alterra, Wageningen UR/Universiteit Utrecht), Toos van Noordwijk (Stg. Bargerveen/Radboud Universiteit Nijmegen), Roland Bobbink (Universiteit Utrecht), Hans Esselink † (Stg. Bargerveen/Radboud Universiteit Nijmegen), Rik Huiskes (Alterra, Wageningen UR), Loek Kuiters (Alterra, Wageningen UR), Wim Ozinga (Alterra, Wageningen UR), Joop Schaminée (Alterra, Wageningen UR), Henk Siepel (Radboud Universiteit Nijmegen), Wilco Verberk (Stg. Bargerveen/Radboud Universiteit Nijmegen) & Jo Willems (Universiteit Utrecht)

Druk Ministerie van LNV, directie IFZ/Bedrijfsuitgeverij

Productie Directie Kennis en Innovatie
Bedrijfsvoering/Publicatiezaken
Bezoekadres : Horapark, Bennekomseweg 41
Postadres : Postbus 482, 6710 BL Ede
Telefoon : 0318 822500
Fax : 0318 822550
E-mail : DKinfobalie@minlnv.nl

Voorwoord

De Zuid-Limburgse hellingschraallanden behoren tot de meest soortenrijke graslandtypen in ons land. Ze liggen op een gradiënt van zure heischrale graslanden bovenaan de helling en basische kalkgraslanden in het middendeel van de helling. Onderaan de helling komen voedselrijkere en dus meer ruige graslandtypen voor. Het oppervlak aan goed ontwikkelde hellingschraallanden is in de 20^e eeuw sterk achteruit gegaan en ook de kwaliteit ervan. Veel kenmerkende planten- en diersoorten zijn verdwenen.

Rond 1980 is op veel plaatsen begonnen met herstelbeheer, bestaande uit extensieve, periodieke beweiding met mergellandschapen, hooien en het geregeld kappen van houtige opslag. In het kalkgraslandgedeelte van de helling leidde dit tot een verbetering van de kwaliteit, maar volledig herstel trad niet op en het heischraal grasland bleek in veel terreinen zelfs verder achteruit te gaan. Ook een aantal karakteristieke diergroepen, zoals de dagvlinders ging verder achteruit. Vergelijkbare terreinen in nabijgelegen gebieden vlak over de grens bleken vaak in een opvallend betere staat te verkeren.

Om na te gaan wat de oorzaken zijn voor de achteruitgang van flora als fauna en hoe verder herstelbeheer moet plaatsvinden, is in 2005 in het kader van OBN een vierjarig onderzoek gestart. Hieruit blijkt dat er zeker nog perspectief is voor herstel van soortenrijke hellingsschraallanden. Het beheer binnen de hellingschraallanden kan verder geoptimaliseerd worden, zodat meer afvoer van nutriënten plaatsvindt en een meer heterogene vegetatiestructuur ontstaat. Ook moet de sterke mate van versnippering en isolatie van de hellingschraallanden worden aangepakt door het vergroten en onderling verbinden van de huidige reservaten.

Ik ben bijzonder verheugd met dit rapport. Het geeft nieuwe inzichten en bruikbare handvatten voor het beheer. Indien de adviezen uit dit rapport worden uitgevoerd, komt het herstel van onze unieke hellingschraallanden weer een stap dichterbij.

DE DIRECTEUR DIRECTIE KENNIS EN INNOVATIE
Dr. J.A. Hoekstra

Inhoudsopgave

Samenvatting	9
1 Inleiding	13
1.1 Hellingschraallanden in Nederland	13
1.2 Nederlandse hellingschraallanden in internationaal verband	13
1.3 OBN-problematiek in hellingschraallanden	15
1.4 Doel van het onderzoek	16
1.5 Onderzoeksvragen	16
1.6 Onderzoeksopzet	17
1.7 Onderzoeksconsortium	18
1.8 Leeswijzer	18
2 De onderzoeksgebieden	19
2.1 Berghofweide	21
2.2 Bemelerbergcomplex (Winkelberg, Strooberg & Hoefijzer)	21
2.3 Schiepersbergcomplex (Koeberg en Orchis simia-terrein)	23
2.4 Sint Pietersberg	24
2.5 Vosgrubbe	25
2.6 Gulperberg	26
2.7 Wolfskop (Groeve Blankenberg)	27
2.8 Zure Dries	28
2.9 Gerendal (Laamhei, experimenteerhelling en orchideeëntuin)	29
2.10 Kunderberg	30
2.11 Wrakelberg	31
2.12 Keerderberg	32
2.13 Doeveberg	32

2.14	Belgische terreinen	33
2.15	Duitse terreinen (Eifel)	35

Deel 1: Hellingschraallanden in heden en verleden

3	Vegetatie & bodem	41
3.1	Heischraal grasland in heden en verleden	41
3.2	Kalkgrasland in verleden en heden	43
3.3	Analyse onderzoeksgradiënt door middel van transecten	48
3.4	Evaluatie van een kwart eeuw schapenbegrazing op de Bemelerberg	50
3.5	Seizoensfluctuaties	51
3.6	Verschillen in beschikbare stikstof in de onderzoeksgradiënt	52
4	Fauna	55
4.1	Inleiding & terreinkeuze	55
4.2	Dagvlinders (Lepidoptera)	55
4.3	Mieren (Formicidae)	61
4.4	Sprinkhanen & Krekels (Orthoptera)	65
4.5	Loopkevers (Coleoptera) en Wantsen (Heteroptera) uit potvallen	69
5	Integratie en conclusies deel I	79
5.1	Veranderingen in landgebruik	79
5.2	Huidige floristische en faunistische waarden	80
5.3	Effecten van 25 jaar herstelbeheer	81

Deel 2: Oorzaken van stagnatie en achteruitgang

6	Vegetatie & bodem	85
6.1	Toename voedselrijkdom	85
6.2	Dispersie van soorten	85
6.3	Kieming en hervestiging kenmerkende plantensoorten	86
6.4	Stikstofprocessen in de bodem	87

7	Knelpunten in de levenscyclus van karakteristieke fauna	93
7.1	Inleiding	93
7.2	Dagvlinders (Lepidoptera)	93
7.3	Mieren (Formicidae)	101
8	Integratie en conclusies deel II	107
8.1	Toegenomen voedselrijkdom	107
8.2	Suboptimaal beheer	107
8.3	Ongeschikte standplaats	108
8.4	Beperkte dispersie	108

Deel 3: Experimentele herstel- en beheermaatregelen

9	Herstelmechanismen voor vegetatie & bodem	111
9.1	Vanuit agrarisch grasland	111
9.2	Vanuit een verruigde situatie	118
9.3	Ontwikkeling langjarige proefvlakken Gerendal	119
10	Dispersie via maaisel	125
10.1	Inleiding	125
10.2	Flora	125
10.3	Fauna	127
11	Dispersie van plantenzaden via de mest van schaapskuddes	129
11.1	Inleiding	129
11.2	Methode	129
11.3	Resultaten	130
11.4	Conclusies en discussie	135
12	Integratie en conclusies deel III	137
12.1	Ontwikkeling vanuit agrarisch grasland	137
12.2	Herstel na verruiging vanuit een bossituatie	137
12.3	Effecten van bemesting	137

12.4	Evaluatie van het gevoerde beheer in kalkgraslandreservaten	138
12.5	Maaisel als transportmiddel voor flora en fauna	138
12.6	Effectiviteit van mest als transportmiddel voor flora	138
13	Perspectief voor herstel van helling-schraallanden	141
13.1	Optimalisatie van het beheer	141
13.2	Landschappelijke samenhang	144
13.3	Kennisvragen	145
	Literatuur	147
Bijlage 1	Methode bodemanalyses	154
Bijlage 2	Basisgegevens veranderingen in kalkgrasland (bij 3.2.1)	155
Bijlage 3	Achtergrond methode veranderingen in kalkgrasland (bij 3.2.1)	173
Bijlage 4	Basisgegevens resultaten veranderingen in kalkgrasland (bij 3.2.1)	174
Bijlage 5	GPS coördinaten vegetatie-transecten (bij 3.3)	192
Bijlage 6	Basisgegevens Bemelerberg 1977-2005 (bij 3.4)	193
Bijlage 7	Basisgegevens dagvlinders (bij 4.2)	199
Bijlage 8	Basisgegevens mieren (bij 4.3)	201
Bijlage 9	Basisgegevens sprinkhanen (bij 4.4)	202
Bijlage 10	Basisgegevens loopkevers (bij 4.5)	204
Bijlage 11	Basisgegevens wantsen (bij 4.5)	206
Bijlage 12	Achtergrond methode kiemings- en vestigingsexperimenten (bij 6.3)	208
Bijlage 13	Basisgegevens ontwikkeling heischrale graslanden (bij 9.1.1)	211
Bijlage 14	Basisgegevens ontwikkeling kalkgraslanden (bij 9.1.2)	215
Bijlage 15	Basisgegevens herstel vanuit verruigde situatie (bij 9.2)	221
Bijlage 16	Basisgegevens Gerendal proef-vlakken (bij 9.3)	223
Bijlage 17	Soortenlijst van de Tiendeberg (bij 10.1)	227

Samenvatting

Aanleiding en onderzoeksvragen

De Zuid-Limburgse hellinggraslanden worden gerekend tot de meest soortenrijke graslandtypen van ons land. Ze liggen doorgaans op een gradiënt in moedermateriaal met zure kiezelkopgraslanden en heischrale graslanden in het bovenste deel en kalkgraslanden in het middendeel van de hellingen, op plekken waar kalkgesteente dagzoomt. Onderaan de hellingen, op plaatsen waar zich colluvium verzamelt, komen voedselrijkere, en dus meer ruige graslandtypen voor. Het areaal is in de loop van de 20^e eeuw sterk gekrompen en versnipperd geraakt. De overgebleven reservaten hebben zelf ook sterk in kwaliteit ingeboet, vooral als gevolg van veranderd landgebruik en de inspoeling van nutriënten van omliggende landbouwgronden. Veel kenmerkende planten- en diersoorten zijn verdwenen.

Omstreeks 1980 is op veel plaatsen herstelbeheer ter hand genomen, bestaande uit extensieve, periodieke beweiding met mergellandschapen, hooien en het geregeld kappen van houtige opslag. In het kalkgraslandgedeelte van de helling leidde dit tot een verbetering van de kwaliteit, maar volledig herstel trad niet op en het areaal heischraal grasland bleek in veel terreinen zelfs verder achteruit te gaan. Ook een aantal karakteristieke diergroepen, zoals de dagvlinders gingen verder achteruit, terwijl de status van een groot deel van de entomofauna onbekend was.

Teneinde te achterhalen wat de belangrijkste oorzaken zijn voor de ecologische achteruitgang van zowel flora als fauna en wat de mogelijkheden zijn voor herstel, is in 2004 in het kader van OBN een vierjarig onderzoek gestart. In voorliggend rapport worden de belangrijkste resultaten van dit onderzoek gepresenteerd.

Hellingschraallanden in heden en verleden

De uitgevoerde beheersmaatregelen rond 1980 leiden alleen in de eerste jaren tot een kwaliteitsverbetering van de karakteristieke kalkgraslandvegetatie, terwijl de botanische kwaliteit in de reservaten, die al lange tijd in beheer zijn, niet erg lijkt te zijn veranderd ten opzichte van inventarisaties in de jaren '80 van de vorige eeuw. De kalkgraslanden vertonen tegenwoordig minder variatie in soortensamenstelling, maar zijn over het algemeen genomen niet minder soortenrijk. Dit wordt ook onderschreven door de resultaten van een gedetailleerde vergelijking van de Bemelerberg (metingen uit 1977 en uit 2005). Hier werd zelfs aangetoond dat de voedselrijkdom is toegenomen, terwijl een afname werd beoogd met het instellen van het traditionele beheer.

Van het heischrale grasland is bekend dat ook dit graslandtype tot halverwege de 20^e eeuw zeer soortenrijk was, maar veel van de oorspronkelijke locaties zijn geheel verdwenen door intensief landbouwkundig gebruik en de soortenrijkdom van de overgebleven terreinen is sindsdien sterk afgenomen.

Wat betreft de fauna heeft het huidige inventariserende onderzoek aangetoond dat met name de karakteristieke loopkevers nog redelijk goed vertegenwoordigd zijn in de Nederlandse hellingschraallanden. Ook wat betreft het aantal soorten karakteristieke mieren en wantsen doen de Nederlandse hellingschraallanden in het algemeen niet onder voor referentieterreinen in België en Duitsland, hoewel er grote verschillen zijn tussen de Nederlandse hellingschraallanden onderling. Met name voor de mieren is de situatie in sommige terreinen wel degelijk kritiek. De karakteristieke dagvlinders en sprinkhanen staan er niet goed voor. De aantallen soorten zijn in

Nederlandse terreinen duidelijk lager dan in de onderzochte referentiegebieden en populaties die nog wel aanwezig zijn, zijn over het algemeen zeer klein en daardoor uiterst kwetsbaar.

Binnen de insectenfauna zijn wisselende ontwikkelingen te zien na het instellen van herstelbeheer begin jaren '80 van de vorige eeuw. De wantsen zijn in de afgelopen 25 jaar sterk vooruit gegaan, waarschijnlijk als gevolg van de verbeterde vegetatiestructuur. De dagvlinders laten juist een sterke achteruitgang zien na instellen van herstelbeheer, wat erop wijst dat het herstelbeheer voor deze groep mogelijk nieuwe knelpunten heeft veroorzaakt. De loopkevers, mieren en sprinkhanen zijn relatief stabiel gebleven.

Oorzaken van stagnatie en achteruitgang

Onderzoek naar de nutriëntenstatus van de bodem van hellingschraallanden heeft uitgewezen dat stikstofconcentraties in de bodem van de Nederlandse terreinen hoger zijn in vergelijking tot buitenlandse referentieterreinen en ten opzichte van de situatie uit de jaren '70. Voor fosfaat lijkt hetzelfde te gelden. Oorzaken hiervan zijn de atmosferische stikstofdepositie, inspoeling van voedingsstoffen (P en N) vanuit de aangrenzende plateaus en verminderde afvoer van voedingsstoffen door de huidige manier van begrazing (24 uur per dag in plaats van opstallen gedurende de nacht). Verder is opvallend dat in het heischrale grasland de nitrificatieactiviteit sterk geremd is, waardoor er een overmaat aan ammonium in de bodem voorkomt. Deze verhoogde ammonium-nitraat ratio is mogelijk toxisch voor heischrale soorten.

Kiemingsexperimenten met karakteristieke heischrale soorten lieten zien dat de standplaats op dit moment niet geschikt is: soorten die inmiddels uit de Nederlandse hellingschraallanden zijn verdwenen, kiemen en vestigen zich helemaal niet na herstelmaatregelen, terwijl de wat algemenere heischrale soorten zich slechts mondjesmaat vestigen na zaaïen.

Een belangrijk knelpunt voor dagvlinders lijkt te liggen in de overwinteringsfase. De soorten die sinds de invoering van het herstelbeheer verder achteruit zijn gegaan overwinteren in het kwetsbare rups- of popstadium in de vegetatie of strooisellaag. Tegelijkertijd speelt het beheer, waarbij bovengrondse biomassa wordt afgevoerd via beweiding, zich goeddeels af gedurende die winterperiode. Het lijkt aannemelijk dat de achteruitgang van deze karakteristieke dagvlindersoorten deels is veroorzaakt doordat bij dit beheerregime een groot deel van de overwinterende rupsen wordt opgegeten door grazers, zoals ook uit een veldexperiment is gebleken.

Wat de mieren betreft komt naar voren dat veel karakteristieke mierensoorten een grote warmtebehoefte hebben in zomer en nazomer om hun levenscyclus tijdig te voltooien. Het lijkt erop dat deze hoge warmtesom alleen wordt bereikt in een vegetatie die gedurende de zomermaanden laag en open van structuur is. Dit wordt niet bewerkstelligd wanneer de beweiding hoofdzakelijk laat in het seizoen plaatsvindt, zoals thans met de herfst- en winterbeweiding het geval is. In het algemeen leidt het huidige, intensieve begrazings- en maaibeheer in herfst en/of winter tot een relatief homogene vegetatie die in winter en voorjaar zeer kort is en in de zomer en nazomer juist relatief lang en gesloten.

Voor zowel flora als fauna blijkt de hoge mate van versnippering en isolatie van de hellingschraallanden een belangrijk knelpunt te zijn. Uitwisseling tussen reservaten is voor de meeste karakteristieke plantensoorten en voor veel mieren, vlinders en sprinkhanen niet mogelijk. Hierdoor kunnen soorten die eenmaal uit een terrein zijn verdwenen in de huidige situatie niet op eigen kracht terugkomen. Met name voor enkele diergroepen geldt daarnaast dat de reservaten zelf zo klein zijn dat zij slechts kleine populaties kunnen herbergen die veel sneller uitsterven.

Experimentele herstel- en beheermaatregelen

Experimenteel is onderzocht welke beheermaatregelen effectief zijn voor het herstel van hellingschraalland vanuit voormalig intensief gebruikt agrarisch grasland of

vanuit een beboste situatie. Plaggen van de voedselrijke toplaag in combinatie met het uitleggen van maaisel, afkomstig van een goed ontwikkeld heischraal grasland, gaf de beste resultaten. Van het eenmalig plaggen profiteerden vooral soorten van pionierbegroeiingen (typische akkersoorten). Tegelijkertijd werd een aantal soorten aangetroffen dat mee was gekomen met het maaisel (o.a. Zandblauwtje, Veldbies, Grasklokje, Muizenoor en Betonie). Daarentegen heeft het uitleggen van maaisel in combinatie met tweemaal maaien per jaar niet geleid tot een toename van soorten.

Onderzoek naar het voorkomen van kiemkrachtige zaden in de mest van schapen heeft duidelijk gemaakt dat schapen in potentie zaden van veel karakteristieke soorten via de mest kunnen verspreiden. In verse mestmonsters werden kiemkrachtige zaden van 74 soorten aangetroffen, waaronder opvallend veel soorten met lichte zaden (<2 mg). Tegelijkertijd bleken de meeste zaden afkomstig van triviale soorten zoals de Grote brandnetel, Kruipend struisgras en Engels raaigras. Het is dus erg belangrijk bij de rotatieschema's er rekening mee te houden dat de schapen voorafgaand aan beweiding van een natuurgrasland, niet worden geweid in grasland met een hoge dichtheid aan ruderaal soorten.

Perspectief voor herstel van soortenrijke hellingschraallanden

Uit het onderhavige onderzoek komt naar voren dat een tweeledige aanpak nodig is voor herstel van de karakteristieke flora én fauna van de hellingschraallanden. Enerzijds dient het beheer binnen de reservaten geoptimaliseerd te worden zodat meer afvoer van nutriënten plaatsvindt, een meer heterogene vegetatiestructuur ontstaat gedurende het hele jaar en specifieke knelpunten in de levenscyclus van dagvlinders en mieren worden opgeheven. Anderzijds dient de sterke mate van versnippering en isolatie van de hellingschraallanden te worden aangepakt door het vergroten en onderling verbinden van de huidige reservaten.

Het huidige, intensieve begrazings- en maaibeheer in herfst en/of winter leidt tot een relatief homogene vegetatie die in winter en voorjaar zeer kort is en in de zomer en nazomer juist relatief lang en gesloten, terwijl deze intensieve beheersronde in de herfst/winter niet tot een afname van de voedselrijkdom leidt. Er worden goede resultaten verwacht van begrazing in voorjaar en zomer waarbij het beheer gespreid in ruimte en tijd wordt uitgevoerd. Vervolgonderzoek is nodig om te achterhalen of dit beheerregime in de veldsituatie inderdaad tot verbetering leidt, en hoe het beheer het meest effectief kan worden uitgevoerd. Gelijktijdige analyse van enkele diergroepen die in het huidige project zijn geïnventariseerd (zoals de loopkevers, wantsen, sprinkhanen, bijen en duizend- en miljoenpoten) is daarbij noodzakelijk om te voorkomen dat voor deze groepen nieuwe knelpunten ontstaan.

Vergroting en verbinding van de huidige reservaten kan bewerkstelligd worden door uitbreiding van het areaal hellingschraalland op voormalige landbouwgrond. In 2007 is, in nauwe samenwerking met Stichting Het Limburgs Landschap, een grootschalig experiment gestart om na te gaan hoe herstel van soortenrijk schraal grasland mogelijk is vanuit voorheen intensief gebruikte agrarische gronden. Daartoe is op de Verlengde Bemelerberg een aantal proefvlakken van 0,75 ha geplagd en is maaisel van een goed ontwikkeld reservaat uitgelegd. Dit onderzoek moet worden voortgezet en uitgebreid om goed zicht te krijgen op de mogelijkheden voor herstel van soortenrijk hellingschraalland op voormalige landbouwgrond. Ook de reeds lopende kleinschalige beheerexperimenten in proefvlakken van 3 x 3 m moeten verder worden gevolgd om inzicht te krijgen in de duurzame herstelmogelijkheden voor met name bodem en flora op de langere termijn.

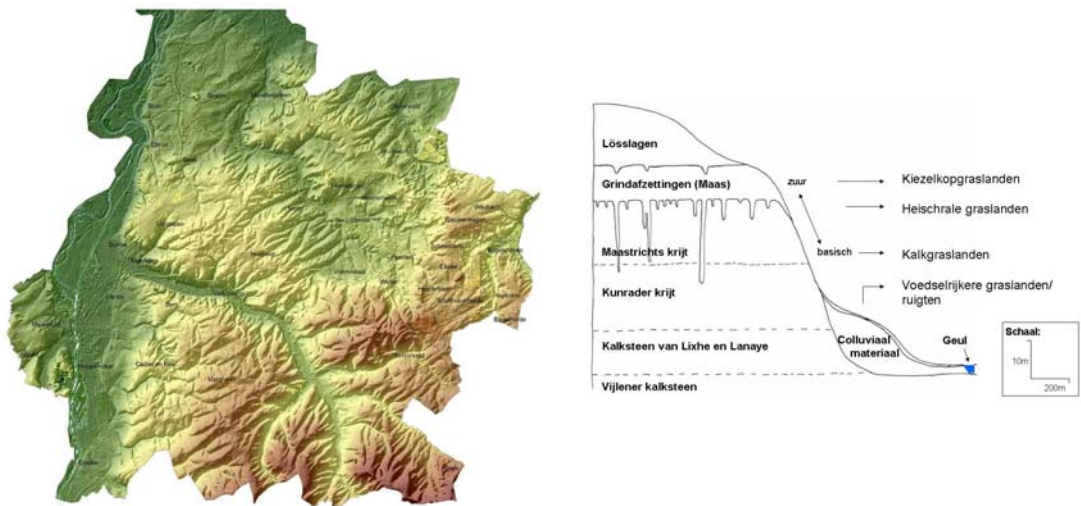
Voor de heischrale vegetatie is nader onderzoek nodig naar de stikstofhuishouding in dit vegetatietype, aangezien hier een belangrijk knelpunt lijkt te liggen. Uit het onderzoek is naar voren gekomen dat de nitrificatiesnelheid in het heischrale deel van de helling sterk geremd is, waardoor er een overmaat aan ammonium in de bodem voorkomt. Deze verhoogde ammonium-nitraat ratio is mogelijk toxisch voor heischrale soorten. De gevonden remming wordt overigens door heischrale soorten zelf bewerkstelligd en zou voorheen een mechanisme kunnen zijn geweest om

stikstof beschikbaar te houden in de vorm van ammonium dat minder snel uitspoelt. Onder de huidige, sterk verhoogde stikstofbeschikbaarheid echter, leidt dit mogelijk tot auto toxicatie. De hypothese is dat dit heeft bijgedragen aan de achteruitgang van heischrale soorten. Kennis over hoe dit proces precies in elkaar zit, of de opgestelde hypothese klopt, maar vooral op welke manier dit doorbroken kan worden ontbreekt vooralsnog. Deze kennis is echter wel verbonden met behoud, herstel en ontwikkeling van het Zuid-Limburgse heischrale grasland.

1 Inleiding

1.1 Hellingschraallanden in Nederland

Hellingschraallanden zijn in Nederland gelegen op hellingen die doorgaans een duidelijke gradiënt in het moedermateriaal vertonen: boven aan de helling worden (met name in het westen van Zuid-Limburg) grindrijke Maasafzettingen gevonden, op de steilere middengedeelten dagzoomt kalkgesteente of ligt dit dicht aan de oppervlakte, terwijl onder aan de helling colluviaal materiaal is afgezet. De bijbehorende graslandtypen zijn bovenaan de helling heide en zure kiezelkopgraslanden (*Thero-Airion*), gevolgd door een zone met heischrale vegetatie (*Nardo-Galion saxatilis*), met daarna het kalkgrasland (*Mesobromion erecti*) en tenslotte onderaan Glanshavergemeenschappen (*Arrhenatherion elatioris*) of thermofiele ruigtebegroeiingen (*Arction*) (Fig. 1.1).



Figuur 1.1 Links: reliëf in Zuid-Limburg (AHN, 2008). Rechts een schematische doorsnede van de opbouw van de bodem, geologische ondergrond en locatie van bijbehorende graslanden op een Zuid-Limburgse helling (naar Felder et al., 1981).

1.2 Nederlandse hellingschraallanden in internationaal verband

De schrale hellinggraslanden die in het kader van dit OBN-onderzoek centraal staan, behoren plantensociologisch tot twee verschillende klassen die beide een groot areaal beslaan (Schaminée et al., 1996). De klasse van de kalkgraslanden (*Festuco-Brometea*) komt voor in het Europese en West-Siberische deel van de Eurosiberische regio, met het zwaartepunt in de planaïre en colliene zone van de subatlantische en submediterrane gebieden. Noordwaarts strekt dit areaal zich uit tot Zuid-Scandinavië. In de Mediterrane regio wordt de klasse als het ware vervangen door open gemeenschappen van de *Thero-Brachypodietea*, in de subalpiene tot alpiene zone gaan de *Festuco-Brometea* geleidelijk over in de *Elyno-Seslerietea*. De klasse van de

heischrale graslanden (*Nardetea*) is te vinden in de atlantische, subatlantische en subcontinentale gebieden van de Eurosiberische regio. Het areaal strekt zich uit van het laagland tot in de subalpiene tot alpiene zone van middel- en hooggebergten. Het zwaartepunt van de verspreiding ligt in West-Europa en het westelijke deel van Midden-Europa. Evenals de *Festuco-Brometea* ontbreekt de klasse in de Mediterrane gebieden. In het hooggebergte worden de gemeenschappen van de *Nardetea* geleidelijk vervangen door die van de *Caricetea curvulae*. Samenvattend kan worden gesteld dat de *Nardetea* in vergelijking tot de *Festuco-Brometea* een meer westelijke verspreiding vertonen, die zich tot op grotere hoogte uitstrekt in de bergen.

Het is interessant om te bezien welke positie de Zuid-Limburgse schraallanden binnen de beide vegetatieklassen innemen, waarbij al gauw duidelijk wordt dat de heischrale graslanden op dit punt lastiger te beoordelen zijn dan de kalkgraslanden.

Wat betreft de kalkgraslanden wordt tegenwoordig in brede kring de opvatting gedeeld dat deze tot het verbond *Mesobromion erecti* behoren (zie de vroegere overzichten van Westhoff et al., 1946 en Westhoff & Den Held, 1969). Volgens de huidige opvattingen maken in Nederland alleen de Zuid-Limburgse krijthellinggraslanden deel uit van dit verbond, waarbinnen ze worden gerekend tot de associatie *Gentiano-Koelerietum*. Deze associatie beslaat in Europa slechts een klein, subatlantisch areaal, dat buiten ons land verder België, Luxemburg, Noord-Frankrijk en West-Duitsland omvat (Willems, 1982; Schaminée et al., 1996). De gemeenschap wordt behalve door een groot aantal soorten van de hogere eenheden van de klasse meer specifiek gekenmerkt door Krijtgentiaan (*Gentianella germanica*), Franjegentiaan (*Gentianella ciliata*), Kalkwalstro (*Galium pumilum*) en Stengelloze distel (*Cirsium acaule*), met daarbij de kanttekening dat laatstgenoemde soort ook veel voorkomt in door runderen beweidde kalkgraslanden van de associatie *Galio-Trifolietum* (verbond *Cynosurion cristati*, klasse *Molinio-Arrhenatheretea*; zie Schaminée & Zuidhoff, 1995). De Grote muggenorchis (*Gymnadenia conopsea*) wordt als een lokale kensoort beschouwd. Het frequente en met hoge bedekkingen optreden van Gevinde kortsteel (*Brachypodium pinnatum*) onderscheidt het door beweiding in stand gehouden *Gentiano-Koelerietum* van door Bergdravik (*Bromus erectus*) gedomineerde gemeenschappen, die meestal gehooïd worden (Oberdorfer, 1978).

Wat betreft de heischrale graslanden spitst de discussie zich vooral toe op de vraag of er op verbondsniveau tussen de gemeenschappen van het laagland en die van de bergen nog een derde, zelfstandig verbond onderscheiden zou moeten worden voor de montane gebieden. De heischrale graslanden van de hoogmontane tot alpiene delen van gebergten worden veelal samengevat in het *Nardion*. Wat betreft de graslanden op lagere zeehoogten worden in West-Europa twee verbondsnamen gebruikt, het *Violion caninae* en het *Nardo-Galion saxatilis*, die door sommige auteurs als synoniemen worden beschouwd (o.a. Westhoff & Den Held, 1969). Naar onze mening (zie ook Schaminée et al., 1996) is er voldoende (floristische) aanleiding om beide verbonden te onderscheiden, en wel als geografische vicarianten. Het *Nardo-Galion* is in zijn verspreiding beperkt tot de atlantische gebieden van het laagland en de colliene zone, het *Violion caninae* heeft een subatlantisch, montaan voorkomen. Het *Nardo-Galion* omvat binnen de classificatie van de Vegetatie van Nederland (Schaminée et al. 1995-1998; Stortelder et al., 1999) zowel de droge als vochtige heischrale graslanden. In dezen zijn we dus een andere mening toegedaan dan Stieperaere (1990), die in zijn dissertatie alleen de venige gemeenschappen tot dit verbond rekende. Binnen het *Nardo-Galion* worden in ons land vier associaties onderscheiden, te weten het *Gentiano pneumonanthes-Nardetum*, het *Galio hercynici-Festucetum ovinae*, het *Botrychio-Polygaletum* en het *Betonico-Brachypodietum*. De eerstgenoemde twee associaties zijn te vinden op de Pleistocene zandgronden. Het *Botrychio-Polygaletum*, de derde associatie, is min of meer beperkt tot de duinen, waar ze een smalle gordel inneemt aan de rand van valleien. Het *Betonico-Brachypodietum* is in ons land beperkt tot Zuid-Limburg. Binnen de heischrale graslanden van Nederland is deze gemeenschap duidelijk een buitenbeentje: zowel in floristisch opzicht als wat betreft de standplaatsen. Enkele voorbeelden van

karacteristieke orchideeënsoorten hier zijn Welriekende nachtorchis (*Platanthera bifolia*), Herfstschroeforchis (*Spiranthes spiralis*), Groene nachtorchis (*Coeloglossum viride*) en Harlekijn (*Orchis morio*). Gevinde kortsteel en Betonie (*Stachys officinalis*) hebben hun optimum in zowel heischrale graslanden als kalkgraslanden.

Wanneer we de kalkgraslanden en heischrale graslanden van Zuid-Limburg in internationaal verband bezien, dan blijkt dat ons land voor beide ecosystemen een grote verantwoordelijkheid draagt. Beide behoren tot de in totaal 51 habitattypen binnen Natura 2000 waarvoor Nederland een Europese verantwoordelijkheid draagt en beschermde gebieden dient aan te wijzen (Janssen & Schaminée, 2004). In beide gevallen betreft het bovendien zogenaamde prioritaire habitatype, waarvoor de landen extra inspanningen dienen te leveren. Wat betreft de kalkgraslanden geldt die status trouwens alleen voor 'gebieden waar opmerkelijke orchideeën groeien', maar zeker in het oostelijke deel van het Heuvelland beantwoorden de aanwezige (orchideeënrijke) graslanden aan dit criterium. De opvatting dat deze rijkdom aan orchideeën van de Zuid-Limburgse kalkgraslanden weliswaar binnen Nederland een opvallend kenmerk is maar 'Europees niet zo veel voorstelt', werd door Knol & Schaminée in 2004 weerlegt (Knol & Schaminée, 2004). Zowel in aantallen als in dichtheid van soorten is het Heuvelland voor orchideeën binnen Europa een belangrijk gebied (zie ook Kreutz, 1992). De graslanden behoren tot Habitatype 6210, waarvan de formele beschrijving 'Droge halfnatuurlijke graslanden en struikvormige facies op kalkhoudende bodems (*Festuco-Brometea*)' luidt. De heischrale graslanden worden gerekend tot Habitatype 6230 'Soortenrijke heischrale graslanden, op arme bodems van berggebieden (en van submontane gebieden in het binnenland van Europa)'. Uit deze definitie blijkt dat de heischrale graslanden van het laagland en de colliene gebieden blijkbaar door de Europese beleidsmakers over het hoofd waren gezien, maar later is deze fout hersteld. In een aanvullende toelichting is gesteld dat ook de heischrale gemeenschappen op lagere zeehoogten tot dit habitatype te rekenen zijn. Juist de heischrale graslanden van de lager gelegen gebieden zijn in hoge mate bedreigd. Deze marginale graslanden komen in ons land vrijwel nergens meer vlakdekkend voor. Bijna overal betreft het kleine snippers en smalle linten (plekken in Zuid-Limburg als de Bemelerberg, de Schiepersberg en de Sint-Pietersberg vormen hierop dus een uitzondering), die hun kenmerkende soorten niet of slechts met moeite weten te behouden (Weeda et al., 2002).

Een bijzonder aspect van de Zuid-Limburgse hellinggraslanden, ten slotte, is hun kleinschalig voorkomen. Wanneer we de landschappelijke patronen in een Europese context bezien, dan blijkt de fijnkorrelige variatie in Zuid-Limburg opmerkelijk. Vrijwel nergens anders is de samenhang tussen heischrale graslanden en kalkgraslanden – in hun setting met kiezelkopgraslanden, rotsrandjes boven mergelgroeven, ruigten en zomen op plekken waar voedingsstoffen ophopen, en omringend bosgebied – op dergelijke korte afstanden van elkaar te bestuderen.

1.3 OBN-problematiek in hellingschraallanden

Tot nu toe heeft zowel het onderzoek als het (herstel)beheer van de Zuid-Limburgse hellingen zich met name gericht op flora, vegetatie en bodem. Daarbinnen was er met name aandacht voor het middengedeelte van de helling (*Mesobromion erecti*; de kalkgraslanden), terwijl juist het iets hoger op de helling gelegen heischrale grasland (*Nardo-Galion saxatilis*, *Betonico-Brachypodietum*, aangeduid als gemeenschap van Betonie en Gevinde kortsteel) zeer sterk is achteruitgegaan. Op dit moment wordt deze associatie als één van de meest bedreigde vegetatietypen van Nederland beschouwd. Herinvoering begin jaren 70 van de vorige eeuw van beweiding met Mergellandschappen had in de eerste jaren van het herstelbeheer een positief effect op de vegetatie, vooral in het kalkgrasland. Daarna trad echter stagnatie op, waardoor het beheer vooralsnog niet heeft geleid tot een volledig herstel van schraallandgemeenschappen. Onderzoek naar de oorzaak van de achteruitgang van het heischrale grasland, de onderlinge relaties met het kalkgrasland en mogelijkheden voor herstel van de kenmerkende vegetatie in zowel het heischrale als het

kalkgraslanddeel van schraallandcomplexen staat daarom in het vegetatie- en bodemdeel van dit project centraal.

Een tweede pijler van het onderhavige project wordt gevormd door het faunaonderzoek. Binnen OBN-kader is er nog niet eerder onderzoek verricht naar de fauna van de hellingschraallanden, hoewel al langer bekend is dat hellingschraallanden en met name kalkgraslanden wat de insectenfauna betreft tot de soortenrijkste habitats van Nederland behoren. Tegelijkertijd hebben enkele inventarisaties die eind jaren zeventig en begin jaren tachtig van de vorige eeuw zijn uitgevoerd in enkele hellingschraallandcomplexen aangetoond dat voor diverse diergroepen sprake is van een sterke achteruitgang. Deze resultaten zijn deels gepubliceerd in een reeks artikelen in het Natuurhistorisch Maandblad. Over de huidige faunawaarden van de hellingschraallandcomplexen is slechts fragmentarische kennis voorhanden. Wat dat betreft is er een fikse achterstand ten opzichte van de kennis die beschikbaar is over flora en vegetatie.

Tegelijkertijd kent het vraagstuk van (herstel) van de faunadiversiteit een grote complexiteit, onder meer omdat er veel soortgroepen bij betrokken zijn. Een belangrijk onderdeel van het onderzoek is daarom het in beeld brengen van de huidige stand van zaken wat betreft het voorkomen van ongewervelde faunagroepen in hellingschraalland-complexen en het vergaren van inzicht in de sturende factoren.

1.4 Doel van het onderzoek

Naar aanleiding van het OBN Preadvies Kalkgraslanden (Bobbink & Willems, 2001) en de daaruit voortvloeiende onderzoeksvoorstellen, heeft het toenmalige OBN deskundigenteam Droge en vochtige schraallanden geadviseerd een onderzoek uit te voeren naar oorzaken van achteruitgang en mogelijkheden voor herstel van de kenmerkende levensgemeenschappen van de hellingschraallandcomplexen in Zuid-Limburg. In het preadvies is gepleit voor een geïntegreerde aanpak voor het herstel van flora én fauna.

Daarnaast is gedurende het project duidelijk geworden dat er de komende jaren kansen zijn om het areaal hellingschraalland sterk uit te breiden vanwege het beschikbaar komen van voormalige landbouwgronden voor natuurherstel. Er moet dus tevens onderzoek worden gedaan naar de wijze waarop herstelbeheer hier zo effectief mogelijk kan worden uitgevoerd.

1.5 Onderzoeksvragen

In het OBN Preadvies Kalkgraslanden (Bobbink & Willems, 2001) is een overzicht gepresenteerd van de beschikbare kennis van hellingschraallanden. Ook zijn hiaten in kennis en knelpunten in beheer geformuleerd. Aan de hand daarvan is een geïntegreerde opzet voor vervolgonderzoek naar bodem, vegetatie en fauna uitgewerkt, bestaande uit twee deelprojecten (Bodem & vegetatie en fauna).

In het deelproject Bodem en vegetatie staan de volgende onderzoeksvragen centraal:

1. Waardoor is de zeer sterke achteruitgang van een deel van de zonering (met name van de heischrale vegetatie) veroorzaakt?
2. Wat is het ecologische belang voor planten en dieren in hellingreservaten van een goed ontwikkelde gradiënt van zuur naar basisch?
3. Waardoor wordt de stagnatie van het herstel van deze vegetatiezonering (vooral wat doelsoorten van heischrale vegetaties en kalkgraslanden betreft) veroorzaakt?
4. Welke (experimentele) beheersmaatregelen kunnen leiden tot herstel van de vegetatie in deze gradiënten en stagnatie in de toekomstige ontwikkeling voorkomen?

In het deelproject Fauna staan de volgende onderzoeksvragen centraal:

1. Hoe is de huidige toestand van de faunistische waarden van Limburgse kalkgraslanden, vergeleken met de historische en geografische referentie?
2. Wat is het belang van de interne terreinheterogeniteit en ruimtelijke samenhang voor de diversiteit van de fauna?
3. Wat is het potentiële belang van de grootte van de reservaten en de toestand van de aangrenzende biotopen op enkele kenmerkende faunagroepen van kalkgraslanden?
4. Welke mogelijke bottlenecks levert (herstel)beheer voor herstel van voor schrale hellingen kenmerkende faunagroepen?

1.6 Onderzoeksopzet

Bodem en vegetatie

Voor het onderdeel Bodem en vegetatie is gestart met het bijeenbrengen van aanwezige informatie omtrent het voorkomen van karakteristieke plantensoorten van hellingschraallanden. Gedurende het gehele project is de huidige situatie in hellingschraallanden in kaart gebracht en zijn analyses met historische gegevens, alsmede goed ontwikkelde referenties uitgevoerd. In 2005 zijn beheerexperimenten gestart, gevolgd door experimenten in laboratorium/kassen/de veldsituatie om meer inzicht in de ecologie en de oorzaken van stagnatie/achteruitgang te verkrijgen.

Fauna

In het faunaonderzoek is gestart met een brede inventarisatie om allereerst voor een aantal diergroepen te kunnen vaststellen wat hun huidige toestand is in de Nederlandse reservaten. In 2005 en 2006 zijn hiervoor in totaal zes Nederlandse hellingschraallanden bemonsterd, evenals drie referentieterreinen in de Duitse Eifel en een terrein nabij de Nederlandse grens in België. Een deel van de terreinen is in beide jaren bemonsterd om grip te krijgen op de verschillen in soortensamenstelling en abundantie tussen verschillende jaren.

Het inventariserende onderzoek heeft zich gericht op een aantal verschillende groepen insecten en andere ongewervelden (verder de entomofauna genoemd) om een beeld te krijgen van zo veel mogelijk verschillende gebruikers van het hellingschraalland. Criteria voor de selectie van te inventariseren taxonomische groepen waren:

- de groep bevat karakteristieke soorten voor hellingschraallanden
- de totale selectie bevat verschillende voedselgildes, in ieder geval bloembezoekers, planteneters, worteleters, plantensap zuigers, carnivore en detritivore soorten
- de totale selectie bevat soorten die op verschillende schaalniveaus het hellingschraalland gebruiken en soorten die op verschillende plekken in het schraalland leven, in ieder geval soorten die in de bodem, op de bodem in de vegetatie en op de vegetatie leven
- de totale selectie bevat mobiele en minder mobiele soorten
- de selectie dekt zo veel mogelijk de groepen waarvoor historische data bestaan bijvoorbeeld van de potvalbemonsteringen van de Loopkeverstichting en het RIN uit 1981 en 1977
- alle groepen moeten met een beperkt aantal verschillende methoden geïnventariseerd kunnen worden, individuen moeten tot op soort gedetermineerd kunnen worden en er moet informatie beschikbaar zijn over de ecologie van de afzonderlijke soorten.

Op basis van bovenstaande criteria is ervoor gekozen het faunaonderzoek in eerste instantie te richten op de loopkevers, wantsen, mieren, vlinders en sprinkhanen. Voor deze vijf groepen zijn de inventarisatiedata geanalyseerd en historische data verzameld en vergeleken met het huidige voorkomen. Voor de vlinders en mieren zijn de data vervolgens verder uitgewerkt en zijn levensstrategieanalyses uitgevoerd om inzicht te krijgen in de sturende factoren en om hypothesen te kunnen vormen over

hoe het beheer hierop ingrijpt. Hypotheses die voortkwamen uit deze levensstrategieanalyses zijn in 2007 en 2008 in het veld experimenteel getoetst en hebben geleid tot concrete hypotheses over waardevolle beheeraanpassingen. De inventarisatiedata van de sprinkhanen, loopkevers en wantsen zijn vervolgens gebruikt om in te schatten of deze beheeraanpassingen voor meer diergroepen mogelijk gunstig uitpakken. In de inventarisatiefase zijn aanvullend data verzameld over de bijen, zweefvliegen, spinnen, pissebedden, miljoenpoten en duizendpoten zodat in een vervolgtraject onderzocht kan worden of deze groepen naar verwachting eveneens profiteren van voorgestelde beheerwijzigingen.

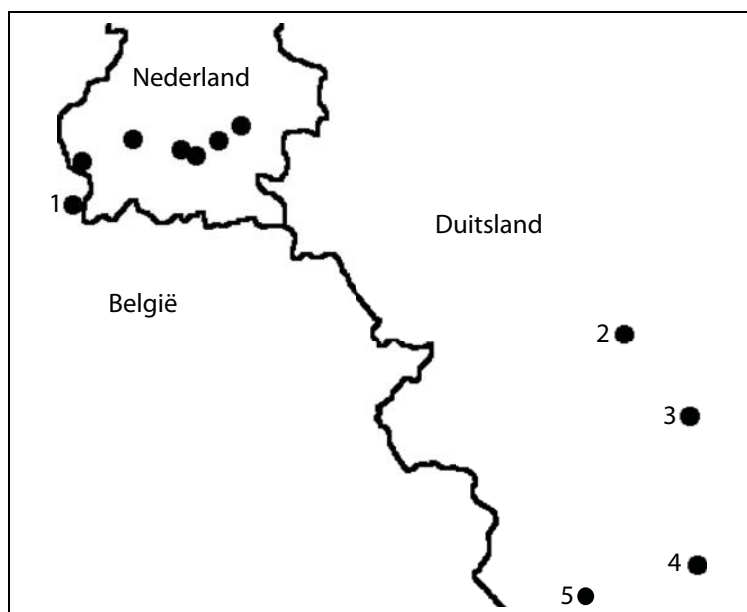
1.7 Onderzoeksconsortium

Het onderzoek is uitgevoerd door een onderzoeksconsortium van de Universiteit Utrecht, Stichting Bargerveen/Radboud Universiteit Nijmegen en Alterra/Wageningen UR. Het projectteam bestond uit (alfabetische volgorde):

- Roland Bobbink (Universiteit Utrecht),
- Hans Esselink (Stg. Bargerveen/Radboud Universiteit Nijmegen),
- Rik Huiskes (Alterra, Wageningen UR),
- Loek Kuiters (Alterra, Wageningen UR),
- Toos van Noordwijk (Stg. Bargerveen/Radboud Universiteit Nijmegen),
- Wim Ozinga (Alterra, Wageningen UR),
- Joop Schaminée (Alterra, Wageningen UR),
- Henk Siepel & (Stg. Bargerveen/Radboud Universiteit Nijmegen),
- Nina Smits (Alterra, Wageningen UR/ Universiteit Utrecht)
- Jo Willems (Universiteit Utrecht).

1.8 Leeswijzer

Aanleiding en onderzoeksopzet worden besproken in hoofdstuk 1. In hoofdstuk 2 worden de onderzoeksterreinen beschreven wat betreft beheerhistorie, vegetatie en flora. De daaropvolgende hoofdstukken zijn gegroepeerd in drie clusters. In het eerste cluster (Hoofdstukken 3 t/m 5) wordt ingegaan op veranderingen in het voorkomen van plantensoorten en ongewervelde diersoorten in de hellingschraallanden van Zuid-Limburg. In het tweede cluster (Hoofdstukken 6 t/m 8) wordt ingegaan op oorzaken van achteruitgang en stagnatie van het herstel. In het derde cluster (Hoofdstukken 9 t/m 12) worden de resultaten besproken van veldexperimenten m.b.t. beheer en herstel. Ieder cluster bestaat steeds uit een deel dat gaat over bodem en vegetatie, een deel over fauna en een integratiedeel waarin de resultaten worden gecombineerd en bediscussieerd. Tenslotte worden in het slothoofdstuk (Hoofdstuk 13) voorstellen gedaan voor aanpassing van het huidige beheer, worden bestaande kennisleemtes in beeld gebracht en een voorstel gedaan voor vervolgonderzoek.



Figuur 2.2 Overzichtskaart met de locatie van de buitenlandse referentieterreinen. 1. Thier de Lanaye, Tiendeberg, Meerland (België), 2. Bürvenicherberg (Duitsland), 3. Halsberg (Duitsland) 4. Ahrhütte (Duitsland) en 5. Hammerhütte

Tabel 2.1 De afzonderlijke terreinen en hun rol binnen het OBN-onderzoek.

Terrein	BHW	BMB		SPB	StP		VG	GB	WK	ZD	GD			KU	WR	KB	DB	BE				DU			
		W-S	HY		KH	PD					LH	EX	OT					TT	ML	TB	TL	Hh	Ha	Ah	Bü
- vegetatieopnamen	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X												
- bodemanalyses	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X											
- vegetatietransecten	X	X	X	X	X																				
- historische opnamen	X	X		X	X						X	X		X	X										
- seizoensfluctuaties bodem		X																							
- zaaixperimenten		X	X											X											
- nitrificatie		X	X	X						X									X						
- beheerexperimenten		X		X							X					X	X								
- analyse zaden in het hooi	X														X				X						
- inventarisatie	X	X			X	X					X			X	X			X					X	X	X
- vergelijking historische data	X*	X*			X*	X*					X*			X*	X*										
- experiment rupsen		X																X							
- experiment bijen											X				X			X							
- experiment mieren		X									X			X	X										
- analyse fauna in hooi	X														X										
- onderzoek effect vegetatie-structuur en microklimaat	X	X			X	X					X			X	X			X							

Afkortingen terreinen: BHW = Berghofweide; BMB = Bemelerberg (W = Winkelberg, S = Strooberg, HY = Hoefijzer); SPB = Schiepersbergcomplex; StP = Sint Pietersberg (KH = Kannerhei, PD = Popelmondedal); VG = Vosgrubbe; GB = Gulperberg; WK = Wolfskop; ZD = Zure Dries; GD = Gerendal (LH = Laamhei, EX = experimenteerhelling; OT = Orchideeëntuin); KU = Kunderberg; WR = Wrakelberg; KB = Keerderberg; DB = Doeveberg. De Belgische terreinen (BE) zijn afgekort met TT = Thier a la Tombe; ML = Meerland; TB = Tiendeberg; TL = Thier de Lanaye. De Duitse terreinen (DU) zijn afgekort met Hh = Hammerhütte; Ha = Halsberg; Ah = Ahrhütte; Bu = Bürvenischerberg). * voor zover beschikbaar voor de verschillende faunagroepen.

2.1 Berghofweide

De Berghofweide en de aangrenzende Dikkersweide (Fig. 2.3) bevinden zich in de gemeente Gulpen-Wittern ten westen van het gehucht Stokhem nabij de boerderij De Berghof. Het eerste terrein is eigendom van het Staatsbosbeheer, het tweede van Natuurmonumenten. Het grootste deel van de reservaten is gelegen op de noordelijke flank van een droogdal dat ongeveer ter hoogte van de boerderij ontspringt en dat samen met een zuidelijker gelegen droogdal bij Stokhem uitmondt in het Geuldal. Vanaf 1984 wordt er op de Berghofweide met schapen geweid en wordt er gemaaid. Zowel de beweiding als het maaien wordt afgestemd op de jaarlijkse productie van de biomassa. Het aantal schapen en de beweidingperiode wisselt (soms zomers en standaard steeds na de vrucht- en zaadzetting van de Herfstschröeforchis). De beweiding is telkens intensief (korte tijd, veel dieren). Er is tevergeefs geprobeerd om door middel van extra maaibeurten de vegetatie in het dalgedeelte te versralen.



Figuur 2.3 Berghofweide en Dikkersweide (Google Earth 2009).

2.2 Bemelerbergcomplex (Winkelberg, Strooberg & Hoefijzer)

2.2.1 Winkelberg en Strooberg

De Bemelerberg, ook wel Bemelerhei of kortweg de Hei genoemd, ligt ongeveer vijf kilometer ten oosten van Maastricht, even ten noorden van het dorp Bemelen. De Bemelerberg beslaat een oppervlakte van 7 ha en heeft een V-vorm. Het ene been ligt in het Maasdal en heeft een zuidwestelijke expositie, het andere been is gelegen in een droogdal (Gasthuisdellegrub) en heeft een zuidelijke expositie. De Maasdalhelling omvat onder andere de Strooberg; in de zuidelijk geëxponeerde helling liggen de Winkelberg en Cluysberg.

In 1942 werd de Bemelerberg (Winkelberg, Strooberg en Cluysberg), mede dankzij het voorkomen van de zeldzame Berggamander (*Teucrium montanum*), aangekocht door het Limburgs landschap. Ongetwijfeld is de Bemelerberg reeds eeuwenlang een schraal weidegebied. Op de kaart uit 1924 verschijnt een eerste aanduiding van geconcentreerde boom- en struikgroei langs de Molenstraat. Recentere kaarten laten een verdere uitbreiding zien van houtige gewassen op en rond het reservaat, een ontwikkeling die zich voortzet tot 1979, wanneer de oorspronkelijke beheersvorm

(extensieve beweiding met Mergellandschappen) in ere wordt hersteld. In dat jaar is ongeveer 40 % van de totale oppervlakte met bos of struweel bedekt (Hillegers, 1982a). Vanaf die tijd wordt opslag handmatig periodiek teruggezet.



Figuur 2.4 Het Bemelerbergcomplex met daarin de Strooberg, Winkelberg, Cluysberg, Hoefijzer en het nieuwe gedeelte de Verlengde Bemelerberg aangegeven (Google Earth 2009).

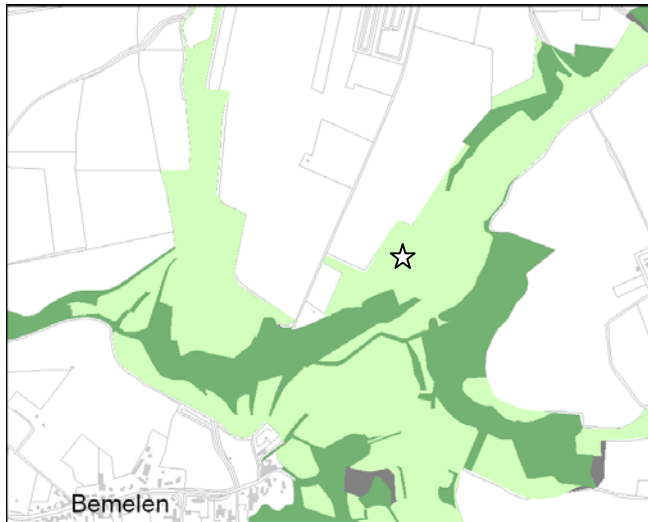
2.2.2 Hoefijzer

Het natuurreservaat 'Het Hoefijzer' is (te voet) bereikbaar via het pad dat onder langs de Winkelberg en de Cluysberg oostwaarts loopt. Het terrein is gelegen op de steile zuidwest geëxponeerde noordkant in een zijdal van de Gasthuisdellegrub (een asymmetrisch droogdal). De oppervlakte bedraagt ongeveer 3 ha, waarvan de helft met bos bedekt is. In de helling is een drietal kleine groeven aanwezig.

De geschiedenis van het Hoefijzer is grotendeels overeenkomstig met die van de Bemelerberg. De status van natuurreservaat heeft het Hoefijzer echter pas in 1971 gekregen, toen het terrein door het Limburgs Landschap aangekocht kon worden. De schapenbeweiding is, net als op de Bemelerberg, eind 1979 ingesteld.

2.2.3 Verlengde Bemelerberg

De Verlengde Bemelerberg betreft een perceel grasland dat grenst aan het meest oostelijke deel van het reservaat de Bemelerberg, grenzend aan de Cluysberg (Fig. 2.5). Dit perceel is in 2000 door Stichting het Limburgs Landschap vanuit intensief agrarisch beheer verworven en was door de vorige eigenaar ook al langere tijd niet meer bemest (mond. meded. Stichting Limburgs Landschap). Er wordt sinds 2000 begraasd met Mergellandschappen. Het terrein wordt meerdere malen per jaar voor een korte periode met een variërend aantal schapen en of lammeren begraasd. Aangezien er in dit perceel geen waterpunten zijn, wordt dit deel altijd gezamenlijk met andere terreindelen begraasd, waardoor verschraving niet of nauwelijks plaatsvindt.



Figuur 2.5 Kaart van de natuur rondom Bemelen (POL, 2006). De donkergroene delen zijn bestaande natuur (waaronder de Strooberg, Winkelberg en het Hoefijzer) en de lichtgroene delen nieuwe natuur, waaronder de Verlengde Bemelerberg (met sterretje).

2.3 Schiepersbergcomplex (Koeberg en Orchis simia-terrein)

Het Schiepersbergcomplex (Fig. 2.6) is gelegen in de gemeente Margraten, ten noordoosten van het dorp Cadier en Keer. Het vormt samen met onder andere de Bunderberg en de Mettenberg de noordoostwand van het droogdal Margraten-Bemelen. Het complex, dat ongeveer 25 ha groot is en overwegend zuid geëxponeerd is, omvat (van west naar oost) de volgende delen: Rozenkoele, Koeberg, Schiepersberg sensu stricto, Papenhei, Sangerijberg en Achterberg. De onderlinge begrenzing tussen de laatste vier genoemde delen is onduidelijk. De Rozenkoele betreffen een aantal voormalige kiezelgroeven op het plateau; de Julianagroeven is een voormalige kalkgroeve (Hillegers, 1987).



Figuur 2.6 Het Schiepersbergcomplex met de Koeberg en het deel met Orchis simia (Google Earth 2009).

Hillegers (1987) vermeldt dat het Schiepersbergcomplex in de late Middeleeuwen deel uitgemaakt moet hebben van een groter geheel van schraalgraslanden. In de 19de eeuw neemt het areaal weidegrond gestaag af, zoals blijkt uit oude topografische kaarten; rond 1900 beslaat de oppervlakte schraalgrasland van het Schiepersbergcomplex nog 25 ha. In 1933 verdwijnt de laatste schaapherder. Tijdens de dertigerjaren werd door het Staatsbosbeheer productiebos aangelegd, waarbij echter delen van de Koeberg en de Schiepersberg sensu stricto gespaard bleven. Later is het grasland op deze delen door natuurlijke successie verdrongen door een soortenarm struweel. In het begin van de jaren 1980 beslaat het areaal grasland nog slechts enkele honderden vierkante meters. Pas in 1981 worden met overheidssubsidie zowel de Julianagroeven als de Koeberg ingerasterd; de opslag in de groeven wordt verwijderd, waarna deze ter beweiding wordt aangeboden aan de Vereniging tot Behoud van het Mergellandschap; in 1985 wordt ook de Koeberg van struweel ontdaan en in 1986 is het gebied in erfpacht gegeven aan de Stichting het Limburgs Landschap (Verschoor et al., 2004).

2.4 Sint Pietersberg

Naar aanleiding van het in 1984 opgestelde beheersadvies (Adviesgroep Sint Pietersberg 1984, zie De Graaf et al. 1986) werden op de Sint Pietersberg (Fig. 2.7) enkele ingrijpende maatregelen genomen. In mei 1986 is een aanvang genomen met begrazing door een kleine rondtrekkende kudde Mergellandschapen. Een tussen het Popelmondedal en de Kannerhei gelegen grasland deed hierbij dienst als parkeerweide. Ruim vijf jaar later leken de effecten van de doorgevoerde maatregelen al zichtbaar. Een deel van de vegetatie op de onderste helft van de helling kon - met enige terughoudendheid - inmiddels weer gerekend worden tot het *Betonico-Brachypodietum*. In de jaren daaropvolgend is de kwaliteit van de vegetatie op de westhelling door ontoereikend beheer echter weer teruggelopen. Momenteel wordt getracht deze neergang terug te buigen.



Figuur 2.7 De Sint Pietersberg met duidelijk zichtbaar de afgraving door de Enci. Aangegeven zijn de Kannerhei en het Popelmondedal en in België zijn de Tiendeberg en Meerland zichtbaar (Google Earth 2009).

2.4.1 Kannerhei

Het terrein de Kannerhei maakt deel uit van de Sint Pietersberg en is gelegen op de westhelling, aan de kant van het Jekerdal. Reeds in 1920, toen werd gevreesd dat als gevolg van kalkwinning geleidelijk de gehele Sint Pietersberg zou verdwijnen, deed de Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten een vergeefse poging het gebied aan te kopen. Pas in 1966, nadat het afgravinggebied diverse malen was uitgebreid, werd besloten de resterende delen tot natuurgebied te verheffen. Op de Kannerhei is men eind 1984 begonnen met maaien en afvoeren van de verruigde vegetatie van het noordelijk deel en het verwijderen van bomen en struiken van het zuidelijk deel. Ook de Kannerhei was grotendeels dichtgegroeid met bomen en struiken, maar een klein gedeelte in de uiterste noord-westhoek, waar de kalk aan de oppervlakte komt, is steeds open grasland gebleven. Afgezien van dit kleine stukje 'echt' kalkgrasland in het noordwesten van het terrein wordt dit terrein gekenmerkt door een schrale, matig productieve en homogene begroeiing, grotendeels te rekenen tot de Rompgemeenschap *Agrostis capillaris*-[*Galio-Festucetalia*]. Er zijn een aantal jaren geleden een aantal grote eiken midden in de Kannerhei gekapt. De verwachting is dat dit op termijn heel gunstig zal zijn voor de vegetatie (mond. meded. Van Tooren). Daar staat tegenover dat het grasland de afgelopen tien jaar minder openheid vertoont. In 2003 is de begrazingsdruk sterk opgevoerd. De verwachting is dat de gewenste begrazingsdruk ook de komende jaren gerealiseerd kan worden en dat de Kannerhei dus snel beter zal worden.

2.4.2 Popelmondedal

Het Popelmondedal is het grootste stuk kalkgrasland op de Sint Pietersberg. Er wordt ook wel naar gerefereerd als het grasland rond de Duivelsgrot, een grillig gevormde grot die ontstaan is door de kalkafgravingen.

De kalkgraslandhelling in het Popelmondedal werd in 1984-1985 tweemaal per jaar gemaaid, waarna in 1986 is begonnen met de begrazing van schapen. Ter ontlasting van de botanisch zeer interessante dagzomende kalksteen (met onder andere *Helianthemum nummularium*, *Poa compressa*, *Satureja acinos* en *Sedum album*) is een trap direct naast de Duivelsgrot aangelegd.

2.5 Vosgrubbe

De Vosgrubbe is een droogdal dat is gelegen in de gemeente Gulpen, ten Zuiden van de weg Margraten-Vaals (ter hoogte van het buurtschap De Hut) en ten noorden van de weg Reymerstok-Kasteel Neubourg. Op de oostelijke flank van de grubbe bevindt zich een schraalland, precies daar waar de helling over een breedte van een dertigtal meters minder steil is (Fig. 2.8). Dit langgerekte perceel, dat een oppervlakte van ongeveer 0,4 ha heeft en een golvend reliëf kent, loopt van zuidoost naar noordwest en mondt in het noorden uit in een eveneens geaccidenteerd cultuurgrasland. De graslandstrook is vrijwel geheel omsloten door bos. Ten westen van de grubbe ligt (op een verhoogd tracé) een oude trambaan, komende uit de richting Margraten (De Boer, 1976).

Ten aanzien van het beheer van het grasland in de Vosgrubbe kan worden opgemerkt dat sinds 1980 beweiding met Mergellandschapen wordt toegepast. De Vosgrubbe was hiermee het eerste terrein waar herintroductie van schapenbeweiding heeft plaatsgevonden. Voor die tijd werd het, vanaf de aankoop door Staatsbosbeheer in 1958/59, ieder jaar gemaaid; daarvoor werd het grasland onregelmatig en extensief beweid (De Boer, 1976). De besloten ligging in het bos (vochtigheid, bladinvall) is nadelig gebleken voor de graslandvegetatie, daarom is in 2003 ook een gedeelte van het bos gekapt. In 2003 werd de Vosgrubbe meerdere malen bezocht. De smalle strook grasland was verruigd met soorten als *Urtica dioica* die plaatselijk tot dominantie kwam. Slechts op een enkele plek werden heischrale elementen (zoals *Stachys officinalis*, *Campanula rotundifolia* en *Cytisus scoparius*) aangetroffen.



Figuur 2.8 De Vosgrubbe met iets ten noorden het buurtschap de Hut, gelegen aan de N278 (Google Earth 2009).

2.6 Gulperberg

Langs de bovenrand van de Gulperberg, net ten noorden en oosten van het Mariabeeld op de top, komt een klein perceel sterk vervuigd grasland voor met heischrale elementen. De plek is aan alle kanten omgeven door bankjes en wordt tegenwoordig voornamelijk gebruikt om honden uit te laten. Dit perceel is in beheer bij de gemeente Gulpen en wordt gemaaid (en mogelijk nabeweid).



Figuur 2.9 De Gulperberg, ten zuiden van Gulpen met de schrale graslanden op de Noord-oosthelling (Google Earth 2009).

2.7 Wolfskop (Groeve Blankenberg)

Het slechts 0,2 ha grote schraalgrasland 'de Wolfskop' is sinds 2000 eigendom van Staatsbosbeheer en is gelegen in de gemeente Margraten, en wel ongeveer 500 m ten zuiden van Cadier en Keer, op de rand van het plateau dat grenst aan de Blankenberg grub (Fig. 2.10). Aan de zuidkant loopt het op het zuiden geëxponeerde terrein steil af in een (voormalige) vuursteengroeve. De herkomst van de naam Wolfskop is niet bekend, in Zuid-Limburg en aangrenzend België komen talrijke wolf toponiemen voor. Tot aan het begin van deze eeuw maakte het terrein deel uit van een veel groter schraalland. Beetje bij beetje verloor het gebied echter zijn agrarische functie, omdat de schapenhouderij steeds minder rendabel werd. Bekend is dat omstreeks 1930 de oppervlakte van het schraalland nog ongeveer tweemaal de huidige bedroeg. Uit een luchtfoto uit 1947 (Figuur 2.11) blijkt dat er ook in die tijd nog veel lage vegetatie voorkwam. Uiteindelijk is niet de gehele helling bebost geraakt, omdat het resterende grasland bij de schooljeugd in trek was om er te spelen; bij wijze van vertier werd het terrein incidenteel in brand gestoken (Hillegers, 1984b). In 1990 is rond de groevewand bos weggekapt om de groeve wat meer vrij te stellen. Sinds 2000 wordt het terrein periodiek begrast met schapen (Buro Bakker, 2000). Aanvullend is in samenwerking met vrijwilligers een gedeelte van de opslag op en rond het grasland verwijderd. De kop bevat momenteel een schrale vegetatie, met een korte gradiënt van heischraal grasland naar kalkgrasland. Eind 2007/begin 2008 is door Staatsbosbeheer het naaldbos rondom de open kop verwijderd en is de bodem geplagd. Op deze manier krijgt de schrale graslandvegetatie meer kansen



Figuur 2.10 De Wolfskop. Een deel van het bos rondom de schrale kop is onlangs weggekapt (Google Earth 2009).



Figuur 2.11 Luchtfoto van de Wolfskop uit 1947 (Foto: Freek van Westreenen).

2.8 Zure Dries

Het schraalgrasland 'de Zure Dries' ligt ongeveer 1,5 km ten westen van het dorp Eckelrade en is geheel omsloten door bos (Savelsbos, Fig. 2.12). Aan de bovenzijde bevindt zich een grindgroeve; aan de oostzijde halverwege de helling ligt een kleine kalksteengroeve. De gemiddelde hellingshoek bedraagt ongeveer 25 graden; de expositie is nagenoeg zuid.



Figuur 2.12 Het Savelsbos met de Zure dries (Google Earth 2009).

Eind jaren 1970 was het terrein vrijwel dichtgegroeid met struiken en bomen. Tot die tijd werd alleen het centrale deel, het kalkgraslandgedeelte, jaarlijks met de zeis gemaaid. In 1982 werd het grasland van 0,1 ha uitgebreid tot ongeveer 0,25 ha door kap van het aangrenzende bos. Uitbreiding vond zowel plaats aan de onderzijde als aan de bovenzijde (waar pleistocene Maasafzettingen dagzomen). Een jaar later is het terrein ingerasterd en met schapen beweide (aanvankelijk extensief, later kort en intensief). Halverwege de jaren 1980 is het terrein verder vergroot door een stuk bos

ten oosten van de grindkuil te kappen. Ter bestrijding van de oprukkende adelaarsvarens (bosrelict) werd tussen 1985 - 1990 de grindkuil meermaals gemaaid, maar dit had amper enig effect (mond. meded. Van Westreenen).

2.9 Gerendal (Laamhei, experimenteerhelling en orchideeëntuin)

Het Gerendal is een asymmetrisch droogdal dat zich over een lengte van ongeveer drie kilometer uitstrekt van het plateau van Margraten tot in het Geuldal. In feite betreft het twee dalen, die halverwege het Geuldal en het plateau bij elkaar komen en vervolgens samen breed uitmonden tussen de gehuchten Strucht en Oud-Valkenburg (Fig. 2.13). Behalve enkele belangrijke kalkgraslandpercelen is het gebied vooral bekend vanwege de orchideeëntuin die gelegen is boven de opzichterwoning halverwege het dal. Deze tuin werd in 1958 aangelegd en herbergt (vrijwel) alle in Zuid-Limburg voorkomende inheemse soorten orchideeën, inclusief de thans uitgestorven soorten (Diemont, 1969).



Figuur 2.13 Het Gerendal met daarin de drie onderzoeksterreinen (Google Earth 2009).

Met betrekking tot de schrale hellinggraslanden is in het Gerendal een drietal terreinen van belang. Het eerste terrein met schraal hellinggrasland betreft de zogenaamde Gerendalsweide, die ongeveer 1,5 ha groot is en ook wel bekend staat onder de namen Laamhei (de) of Ruttenhelling. Van dit terrein is uit het verleden bekend dat er *Parnassia* voorkwam (Willems, 1982a). Het tweede hellinggrasland ligt even ten noorden van het Grachterbosje en is ongeveer 2 ha groot. Tenslotte is er nog een klein perceel dat direct grenst aan de bovenkant van de orchideeëntuin. Dit perceel is circa 0,2 ha groot; de helling is op het zuidoosten geëxponeerd en kent een inclinatie van ongeveer 12 graden. Op het perceel staan enkele oude hoogstamfruitbomen (peer). Over de geschiedenis van het terrein is vrijwel niets bekend, behalve dat het een boomgaard was en dat het smalle bos langs de plateaurand door Staatsbosbeheer is geplant (ter afscherming van landbouwgronden). Uit de beheersverslaglegging van het Staatsbosbeheer weten we dat het perceel vanaf 1984 begraasd wordt door Mergellandschappen; voordien werd het terrein extensief begraasd door koeien (via de aangrenzende boomgaard). Vóór 1958 zal het vermoedelijk begraasd zijn geweest, omdat het terrein waar nu de orchideeëntuin is gelegen en waarmee het perceel een geheel vormt, als weiland (boomweide) dienst heeft gedaan (zie Diemont, 1969). Dat bij de aanleg van de orchideeëntuin het

onderhavige perceel er niet aan toegevoegd is, is gelegen in het feit dat het kalkgesteente hier bedekt is door zure, grindhoudende Maasafzettingen. Pas in 2008 werd dit deel aan de orchideeëntuin toegevoegd.

2.10 Kunderberg

De Kunderberg (Fig. 2.14) is gelegen in de gemeente Voerendaal, ongeveer een kilometer ten noordoosten van Ubachsberg. Het ongeveer 9 ha grootte terrein is op de westhelling van dit plateau gelegen en omvat een aantal delen, waaronder een kalksteengroeve, een open bos en een krijthellinggrasland. Geleidelijk raakte de groeve overwoekerd met struiken en bomen, waarvan een groot gedeelte in 1982 en 1983 gekapt is. Sindsdien vindt extensieve beweiding plaats met Mergellandschappen. Het graslandperceel tenslotte is het deel waaraan het Kunderbergcomplex zijn bekendheid dankt. Dit perceel is voor het publiek op paden toegankelijk. Aan de onderzijde van deze helling is de oude kalksteengroeve gelegen; aan de bovenzijde gaat de helling over in een door een landbouwweg afgescheiden gedeelte dat een tamelijk hobbelig reliëf kent.



Figuur 2.14 De Kunderberg (Google Earth 2009).

Ofschoon weinig bekend is over het oorspronkelijk beheer, mag worden aangenomen dat sprake moet zijn geweest van extensieve beweiding met schapen, zoals blijkt uit oud fotomateriaal (Hillegers, 1987). Omstreeks 1925 is, zoals op veel plaatsen in Zuid-Limburg, de begrazing stopgezet. Tot de aankoop in 1958 door het Staatsbosbeheer is geen actief beheer uitgevoerd. Na de verwerving is begin jaren 1960 onderlangs de helling en langs weerszijden van de opgaande weg een haag geplant. Bovenlangs de helling, op het min of meer vlakke gedeelte, zijn struiken geplant, als een soort buffer tegen de aangrenzende landbouwgrond (het vroegere struweel was gedeeltelijk in rook opgegaan). Tegelijkertijd is onderaan de helling een kunstmatige poel aangelegd ter compensatie van een verdwenen poel aan de overzijde van de berg. Aannemelijk is dat de vegetatie af en toe in brand werd gestoken, bijvoorbeeld op 'fakkelsdag'. Tot eind jaren zeventig was maaien en afvoeren de gebruikelijke beheersvorm. In sommige jaren werd het bultige deel (bovenaan en in de driehoek) overgeslagen. Een en ander hing samen met de weersomstandigheden: er werd toentertijd laat gemaaid, meestal pas in november, met als gevolg dat het hoge gras soms te nat was om te kunnen maaien. Het 'afgevoerde' maaisel werd opgestapeld nabij de poel, die nog steeds een sterk verruigd karakter heeft. Gedurende een periode van ruim tien jaar werd vervolgens branden als

beheersmaatregel toegepast. Ongecontroleerde branden (dorpsjeugd) vonden plaats tot 1980. In dat jaar is Staatsbosbeheer begonnen met gecontroleerd branden (in de nawinter of in het vroege voorjaar), voor een periode van drie jaar. Opmerkelijk was dat in de brandperiode de grote muggenorchissen sterk toenamen en ook aanzienlijk forser werden. De eerste 'beweiding' (met permanent enkele hobby-dieren) vond plaats op het particuliere stuk van de groeve (omstreeks 1980). Vervolgens is de graslandhelling ingerasterd en eind jaren 1980 is de beweiding uitgebreid tot in het tussenliggende open bos, waarbij het bos door Staatsbosbeheer flink is uitgedund.

2.11 Wrakelberg

Het ongeveer 7 ha grote natuurreservaat de Wrakelberg (Fig. 2.15) is gelegen in de gemeente Wylré ten noorden van de Wrakelbergweg tussen de dorpen Fromberg en Ubachsberg. De Wrakelberg is gedurende een lange periode akkerland geweest; tot de dertiger jaren van de vorige eeuw werd de gehele helling bewerkt en bebouwd. De bodem van het bovenste gedeelte werd steeds dunner, totdat op een gegeven moment ploegen geen zin meer had; dit deel lag dan gewoonlijk braak of werd af en toe door koeien beweid. Het onderste gedeelte bleef (met uitzondering van de oorlogsjaren) langer in gebruik. De laatste maal werd geploegd in 1956; dit betrof alleen nog het westelijk deel van de onderrand. Tot de aankoop door het Staatsbosbeheer in 1961 bleef het terrein braak liggen. Vanaf 1968 wordt de vegetatie ieder jaar in het najaar gemaaid en afgevoerd (Dijkman & Den Hoed, 1980). De laatste jaren worden telkens wisselende, smalle stroken grasland uitgespaard ten behoeve van de insectenfauna.



Figuur 2.15 De Wrakelberg (Google Earth 2009).

De vegetatie van het kalkgrasland van de Wrakelberg kan worden verdeeld in twee hoofdtypen. De begroeiing van het onderste deel van de helling, dat het langst als akker in gebruik is geweest, vertoont een ontwikkeling van voormalig zwaarbemest bouwland naar krijthellinggrasland. Het tweede hoofdtype betreft het eigenlijke kalkgrasland (*Mesobromion*) en wordt aangetroffen op het middengedeelte en op het bovenste deel van de helling. Het onderzoek aan vegetatie en bodem beperkt zich het bovenste en best bewaarde deel van de Wrakelberg. Sinds 1961 is het grasland eigendom van Staatsbosbeheer. Al tientallen jaren wordt het gebied in de herfst gemaaid (Boeyen & Van Leeuwen, 1978; Kolstrup-Jansen et al., 1987).

2.12 Keerderberg

De Keerderberg (50°50'01"N, 5°44'47"E, Fig. 2.16) betreft een weide die oorspronkelijk behoorde bij het jongensinternaat Huize St. Joseph (1911-1986). De flora van het terrein is beschreven door één van de broeders van het internaat rond 1940 en diverse heischrale soorten zoals Zandblauwtje (*Jasione montana*), Kruipbrem (*Genista pilosa*) en Blauwe knoop (*Succisa pratensis*). Wellicht is ook Groene nachtorchis (*Coeloglossum viride*) er in die tijd waargenomen. Geen van de hier genoemde plantensoorten is door ons teruggevonden. Sinds ongeveer 10-15 jaar is het terrein in beheer bij Staatsbosbeheer. In het begin werd begraasd met koeien en sinds ongeveer 5-10 jaar worden in plaats van koeien schapen ingezet. De schapen grazen in de periode van half augustus tot half april voor een korte periode in het terrein, waarbij de dieren dag en nacht in het terrein blijven.



Figuur 2.16 De Keerderberg, gelegen tussen Cadier en Keer en Maastricht (Google Earth 2009).

2.13 Doeveberg

De Doeveberg ligt ten noordwesten van Eys (Fig. 2.17). Het terrein werd in 1994 door Stichting het Limburgs Landschap aangekocht en wordt al meer dan 8 jaar jaarlijks gemaaid, maar dit beheer heeft nog geen herstel opgeleverd. Aan de zuidzijde van het perceel grasland ligt een steilrand, waarin nog diverse kalkgraslandsoorten voorkomen (zie paragraaf 9.1.2). Hoewel mergel nabij de oppervlakte aanwezig en dit kansen biedt voor herstel van kalkgrasland, hebben de hiervoor genoemde soorten zich de afgelopen jaren nauwelijks buiten de steilrand uitgebreid.



Figuur 2.17 Eys en omgeving, met omkaderd het graslandperceel op de Doeveberg (Google Earth 2009).

2.14 Belgische terreinen

2.14.1 Thier à la Tombe

In het kader van de publicatie 'Kalkgraslandvegetatie van de Sint Pietersberg ten zuiden van Maastricht' (Willems & Blanckenborg, 1975) zijn naast de kalkgraslanden ook de graslanden van armere, zure bodems van de Sint Pietersberg onderzocht.



Figuur 2.18 Locatie van Thier à la Tombe, net ten oosten van Eben-Emael (Google Earth 2008).

Op basis van de aangetroffen vegetatie aan de weg Emael-Ternaaien (een klein perceel in de bocht van een zandpad, hier verder Thier à la Tombe genoemd, Fig. 2.18) wordt in genoemde publicatie het heischrale grasland onderscheiden. De typeopname van het systeem is ook op deze locatie beschreven. In 1981 is deze plek door Schaminée bezocht en hij noteerde van deze plek *Parnassia palustris*, *Cuscuta epithymum*, *Gentiana campestris*, *Platanthera bifolia*, *Rhinanthus minor*, *Hieracium umbellatum*, *Genista tinctoria*, *Calluna vulgaris* en *Linum catharticum*. Over het beheer wordt vermeld: 'niet beheerd, af en toe branden'. Momenteel lijkt deze helling niet te worden beheerd: er stond in 2003 een hoge vegetatie met ruigte-indicatoren. Mogelijk wordt het terrein wel gebrand (mond. meded. Willems).

2.14.2 Meerland & Tiendeberg

Zowel Meerland (ook wel Koeberg genoemd) en de Tiendeberg behoren tot de westelijke Jekerhellingen. Meerland betreft het deel ten noorden van de Zusserdelweg, Tiendeberg is het 2,5 ha reservaat net ten zuiden ervan (Fig. 2.19). Het grootste deel van deze terreinen is begroeid met heischrale graslanden. Slechts plaatselijk (met name onderaan de helling) dagzoomt krijt en komen kiezelkoppen voor met hun kenmerkende begroeiing. Tot het eind van de jaren '40 van de vorige eeuw werden deze hellingen als gemeenschappelijke graasweiden gebruikt. Vervolgens werden de hellingen tot begin jaren '80 van de vorige eeuw in pacht gegeven aan boeren, die er koeien lieten grazen. De begrazingsdruk was dusdanig laag, dat er gaandeweg steeds meer opslag optrad. Vanaf 1988 (oprichting reservaat) werd weer begraaasd met schapen en geiten en vanaf 1995 werd er door vrijwilligers van de Jeugdbond voor Natuurstudie en milieubescherming (JNM) actief ingegrepen door struweel en bos te kappen om de graslanden meer ruimte te geven. Geiten worden hierbij ingezet om ruige stukken kaal te maken en schapen om de waardevolle graslanden in stand te houden (Erens, 2003).



Figuur 2.19 Meerland en Tiendeberg, beide gelegen op de westelijke helling van de Jeker, net ten zuiden van het Albertkanaal (Google Earth 2008).

2.14.3 Thier de Lanaye

Thier de Lanaye ligt nabij Visé op de westoever van de Maasvallei. Het Kalkgrasland maakt deel uit van het natuurreservaat 'de Sint-Pietersberg' dat eigendom is van de stad Visé en beheerd wordt door de associatie 'Natagora'. Te midden van de grotendeels met bos begroeide helling bevindt zich een langgerekt stuk kalkgrasland met een oppervlak van ongeveer 4 ha (Fig. 2.20). Dit kalkgrasland is grotendeels

oostzuidoost geëxponeerd, maar doordat de helling uit een aantal vooruitstekende loodrechte hellingen bestaat, zijn er lokaal terreindelen met een afwijkende expositie variërend van zuidwest via zuid en oost tot noordoost. Hierdoor ontstaat een zeer gevarieerd graslandecosysteem met zeer warme en veel koelere stukken met een eigen vegetatiesamenstelling en -structuur. De kalkgraslanden van Thier de Lanaye werden tot halverwege de 20e eeuw (minimaal tot 1946) begraasd met mergellandschappen (Darimont & Maréchal, 1947). Na drie decennia van verwaarlozing werd het beheer rond 1980 weer opgepakt. In tegenstelling tot veel andere kalkgraslanden in deze streek, waren grote delen van het grasland op Thier de Lanaye toen nog vrijwel boomloos. In 1980 is het terrein eenmaal gemaaid, maar aangezien dit door de steilte van de helling een zeer hachelijke onderneming bleek te zijn, is men in de daaropvolgende jaren overgeschakeld op schapenbegrazing (Lejeune & Verbeke, 1984a,b). Momenteel is het terrein door middel van vaste rasters in enkele kleinere stukken verdeeld die om beurten door een relatief kleine schaapskudde worden begraasd.

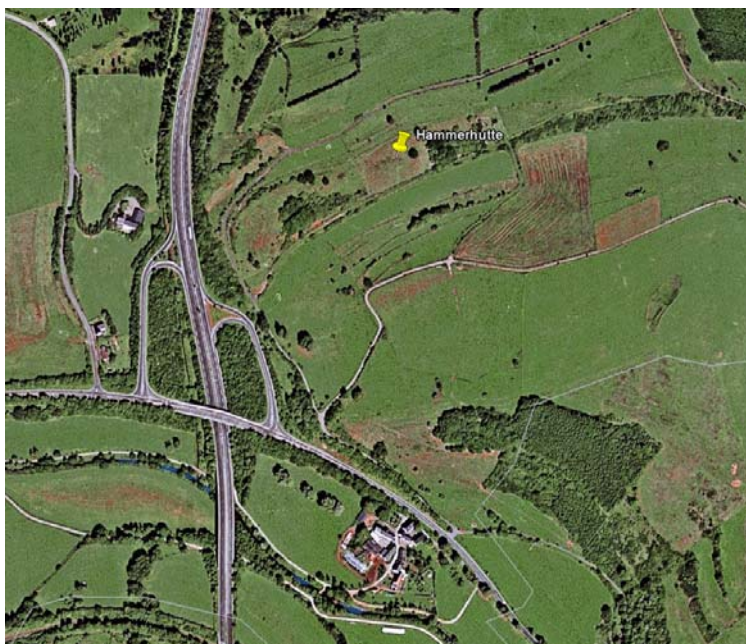


Figuur 2.20 Thier de Lanaye op de westoever van de Maasvallei ter hoogte van het Belgische plaatsje Lanaye (Google Earth 2009).

2.15 Duitse terreinen (Eifel)

2.15.1 Hammerhütte

Samen met prof. W. Schumacher (Bonn) is in het voorjaar van 2005 een excursie gemaakt naar de Eifel om geschikte referentieterrainen op te zoeken. Hoewel er vele geschikte kalkgraslandterreinen aanwezig zijn, was het veel lastiger om een terrein te vinden met goed ontwikkeld heischraal grasland. Uiteindelijk wees hij ons op een klein perceel grasland bij Hammerhütte (zie Fig. 2.21).



Figuur 2.21 Het perceel nabij Hammerhütte, een van de weinige plaatsen in de Eifel waar goed ontwikkeld heischraal grasland voorkomt (Google Earth 2008).

2.15.2 Halsberg

De Halsberg is met zijn 11 ha. het grootste terrein binnen dit onderzoek (Fig. 2.22). Het bestaat uit een langgerekte helling waarop ook enkele jeneverbessen en naaldbomen staan. Bovenaan de helling bevindt zich een naaldbos. Onderaan de helling ligt een wandelpad waarlangs diverse struiken zijn aangeplant met daarachter een akker. De Halsberg is eigendom van de gemeente Bad-Münstereifel. De helling heeft een zuidzuidoostelijke expositie. Het terrein is naar Nederlandse maatstaven zeer stenig en heeft een zeer open vegetatiestructuur. Het ligt op 340 meter boven zeeniveau. De Halsberg wordt een a twee maal per jaar in voorjaar of zomer begraaasd door een gescheperde schaapskudde.



Figuur 2.22 De Halsberg ligt in de Duitse Eifel nabij Bad-Münstereifel (Google Earth 2009).

2.15.3 Ahrhütte

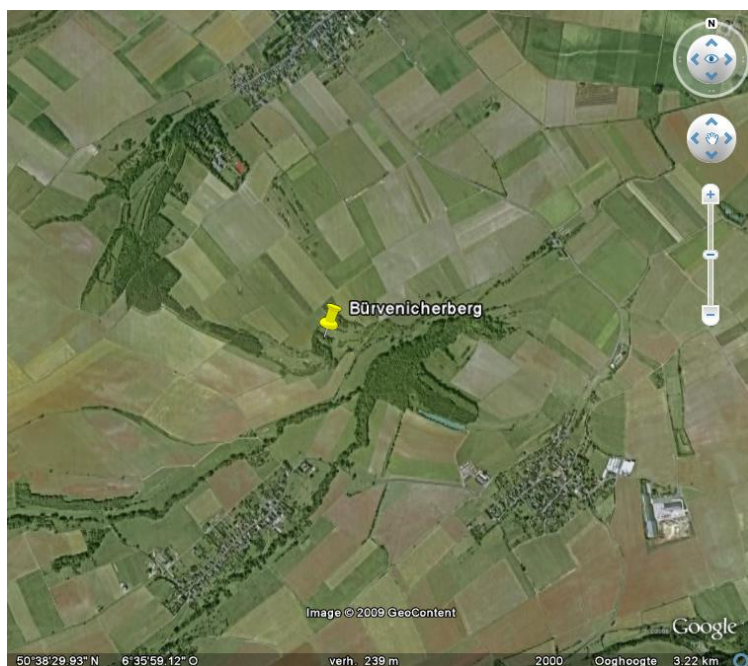
Het kalkgrasland nabij Ahrhütte waar door ons onderzoek is verricht heeft geen aparte naam, maar wordt in dit onderzoek verder Ahrhütte genoemd (Fig. 2.23). Het terrein is ongeveer 4,5 ha groot en maakt deel uit van natuurgebied Oberes Ahrtal waarin ook verschillende andere kalkgraslanden liggen, deels direct grenzend aan Ahrhütte. Het gehele natuurgebied is in handen van de Nordrhein-Westfalen-Stiftung. Ahrhütte bestaat uit een tot 100 meter brede helling op het zuidwesten, twee kleine hellingen op het zuidoosten en noordwesten en een vlak deel bovenop deze hellingen. Achter het kalkgrasland ligt een akker, maar omdat het kalkgrasland ook op het plateau doorloopt is er nauwelijks sprake van inspoeling vanuit deze akker. Evenals de Halsberg is het terrein naar Nederlandse maatstaven zeer stenig met een zeer open vegetatiestructuur. Ahrhütte ligt op een hoogte van bijna 400 meter boven zeeniveau. Het terrein wordt een a twee maal per jaar in voorjaar of zomer begraaasd door een gescheperde schaapskudde.



Figuur 2.23 Het kalkgrasland nabij het plaatsje Ahrhütte in de Duitse Eifel maakt deel uit van natuureservaat Oberes Ahrtal (Google Earth 2009).

2.15.4 Bürvenischerberg

De Bürvenicherberg ligt tussen Floisdorf en Bürvenich, 14 kilometer ten westen van Euskirchen en is evenals Ahrhütte eigendom van de Nordrhein-Westfalen-Stiftung (Fig. 2.24). Het terrein lijkt van de Duitse terreinen het meest op de Nederlandse kalkgraslanden, in ieder geval wat betreft ondergrond en vegetatietype. De Bürvenicherberg ligt op 200 meter boven zeeniveau en heeft een zuid- tot zuidoostelijke expositie. Net als de andere Duitse kalkgraslanden wordt het een tot tweemaal per jaar begraaasd met een gescheperde schaapskudde.



Figuur 2.24 De Bürlenicherberg ligt tussen Floisdorf en Bürlenich in de Duitse Eifel (Google Earth 2009).

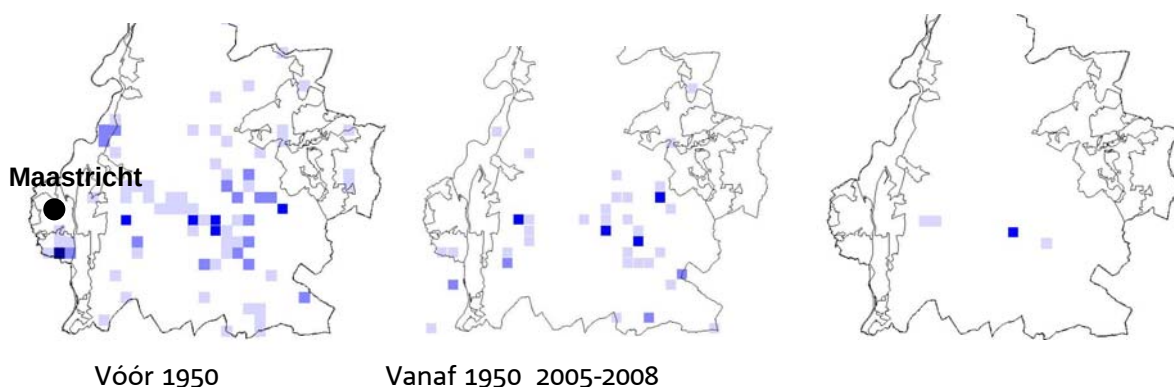
Deel I

Hellingschraallanden in heden en verleden

3 Vegetatie & bodem

3.1 Heischraal grasland in heden en verleden

Om een beeld te krijgen van de historische situatie van het heischrale grasland in Zuid-Limburg, staan een (zeer) beperkt aantal bronnen tot onze beschikking. Dit komt voornamelijk doordat in het verleden verreweg de meeste aandacht uitging naar het kalkgraslanddeel van de Zuid-Limburgse hellingen. Daarnaast zijn er door Diemont & van de Ven (1953) wel enkele opnamen gemaakt in het heischrale deel van de hellingen, maar deze zijn van een dusdanige grootte (50-100m²) dat hierin ook begroeiing van andere eenheden is meegenomen. Voor de historische gegevens van het heischraal grasland is daarom in 2005 een database opgesteld met waarnemingen van karakteristieke heischrale soorten. De database is gebaseerd op literatuur en herbariumgegevens en bevat meer dan 500 waarnemingen met allerlei historische gegevens over het voorkomen van karakteristieke plantensoorten van het heischrale grasland in Zuid-Limburg. In Figuur 3.1 zijn voor drie perioden vindplaatsen van tien karakteristieke soorten weergegeven. De drie kaartbeelden laten duidelijk zien dat het voorkomen van deze soorten dramatisch achteruit is gegaan.



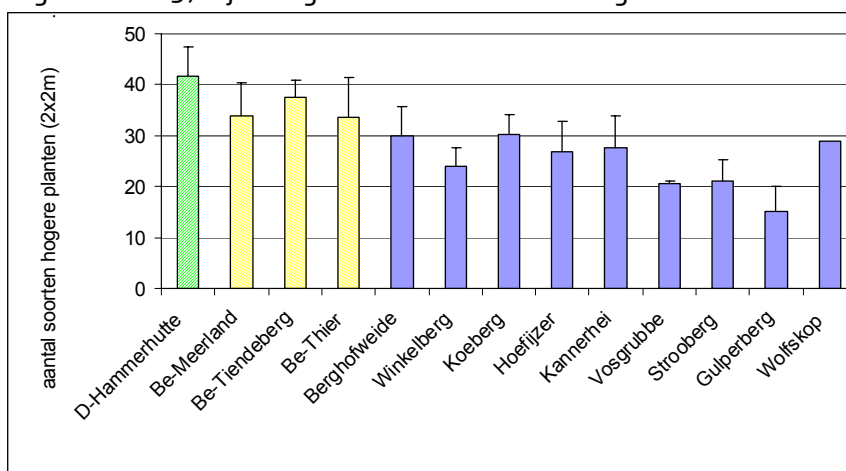
Figuur 3.1 Vindplaatsen van een tiental karakteristieke soorten van het heischrale grasland in Zuid-Limburg. Welriekende nachtorchis (*Platanthera bifolia*), Groene nachtorchis (*Coeloglossum viride*) Harlekijn (*Orchis morio*), Herfstschroeforchis (*Spiranthes spiralis*), Honingorchis (*Herminium monorchis*), Rozenkransje (*Antennaria dioica*), Valkruid (*Arnica montana*), Parnassia (*Parnassia palustris*), Veldgentiaan (*Gentiana campestris*) en Maanvaren (*Botrychium lunaria*) vóór 1950 (links), vanaf 1950 (midden) en in 2008 (rechts). Met kleurtinten is aangegeven hoeveel soorten er per 1x1 km hok zijn gevonden (lichtblauw = 1 soort, midden blauw = 2-3 soorten, cobaltblauw = 4-5 soorten per hok en donkerblauw = 7 soorten per hok). De figuur is gebaseerd op literatuur en herbariumgegevens (Leiden, Maastricht, Utrecht) en geeft alleen de data weer die tot op km-hokken konden worden gelokaliseerd.

3.1.1 Typering Nederlands heischraal grasland

Aangezien er nauwelijks historische vegetatieopnamen van het heischrale grasland bekend zijn, is getracht een beeld van de huidige situatie te schetsen door de Nederlandse situatie te vergelijken met bodem en vegetatie van buitenlandse

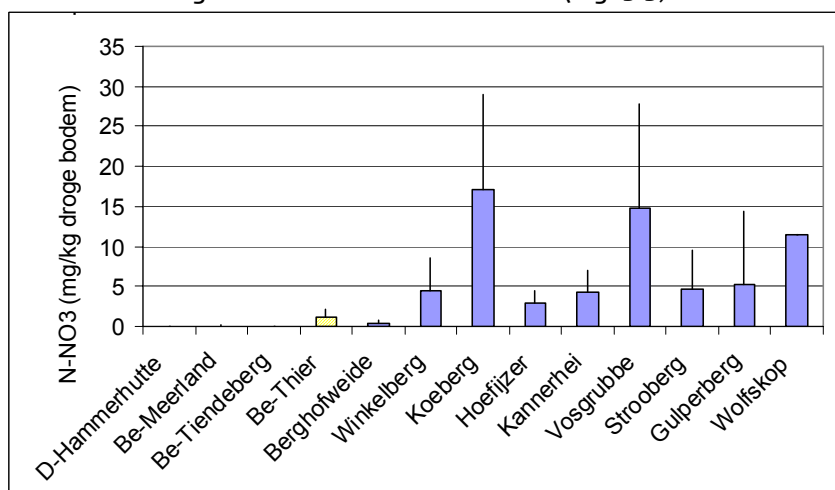
referentiegebieden. Voor de Nederlandse situatie zijn in totaal 45 vegetatieopnamen gemaakt in 2003 binnen negen terreinen waarbij ook de bodemchemie is gekwantificeerd. De gebruikte referentieterreinen betreffen de type locatie van het *Betonico-Brachypodietum* (daar waar de opname is gemaakt die is gebruikt om deze gemeenschap te beschrijven in de Vegetatie van Nederland), op Thier à la Tombe, alsmede twee terreinen vlakbij de Pietersberg (Tiendeberg en Meerland). Hier zijn in totaal 17 opnamen gemaakt. Voor de Duitse referentie zijn 8 opnamen gebruikt die zijn gemaakt nabij Hammerhütte (in de Eifel). Van zowel de Nederlandse terreinen alsmede de referentieterreinen is de bodemchemie geanalyseerd (0-10 cm; demi- en KCl-extractie, voor de methode zie bijlage 1).

Een van de belangrijkste resultaten van deze vergelijking is dat er significant meer soorten hogere planten aanwezig zijn in de referentiegebieden (Fig. 3.2). In de Nederlandse gebieden zijn gemiddeld 25 hogere plantensoorten aangetroffen, terwijl er gemiddeld 37 zijn aangetroffen in de referentiegebieden.



Figuur 3.2 Aantal hogere plantensoorten in de referentiegebieden (links, gearceerde bakjes) en de Nederlandse terreinen (rechts, effen balkjes) en per proefvlak van 2x2m.

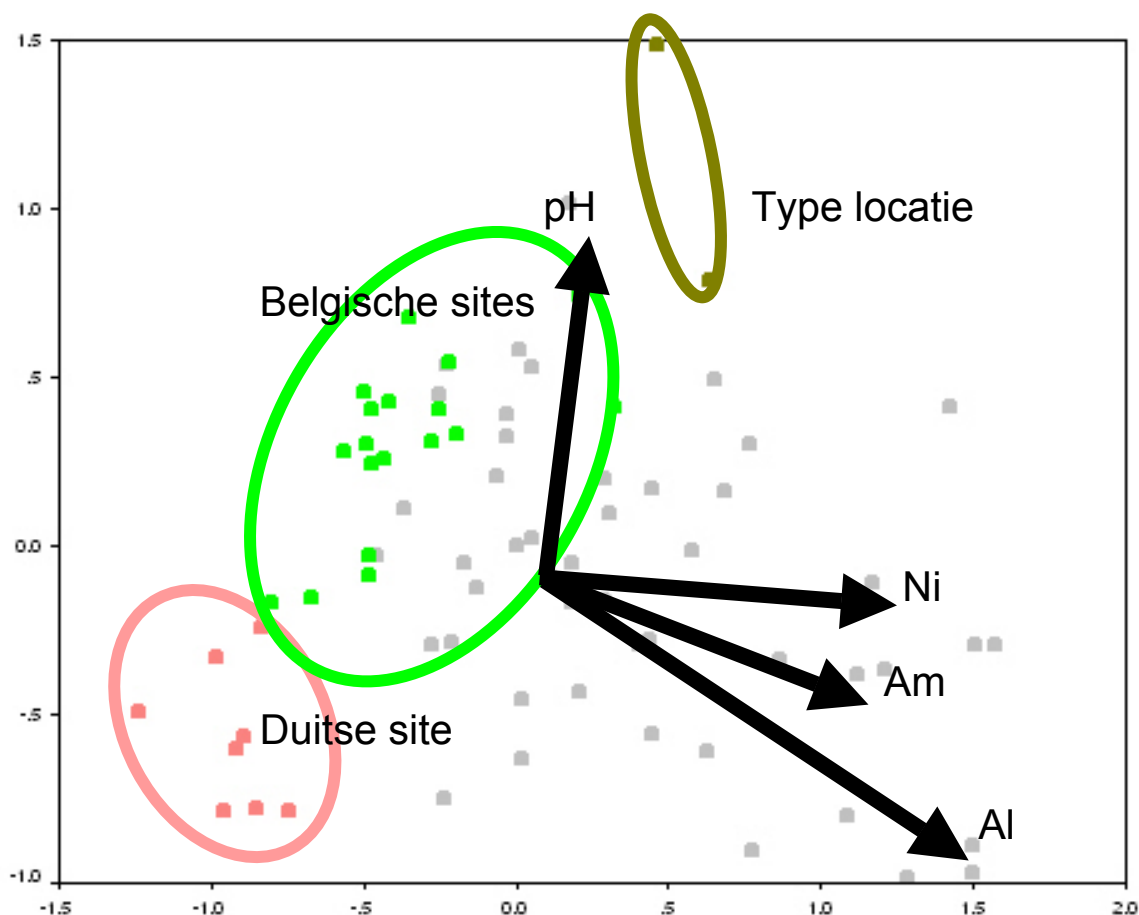
Vergelijking van de bodemgegevens laat zien dat alleen de nitraat-concentratie in de Nederlandse terreinen significant verschilt van de referentieterreinen: er is meer nitraat aanwezig in de Nederlandse terreinen (Fig. 3.3; Kruskal-Wallis, $P < 0.05$).



Figuur 3.3 Nitraat concentratie in de in de referentiegebieden (links) en de Nederlandse terreinen (rechts, effen balkjes).

Met behulp van ordinatietechnieken, waarbij op basis van de aanwezige soorten en hun bedekkingen de similariteit tussen de opnamen wordt berekend, wordt duidelijk dat de Duitse referentiepunten gescheiden liggen van de Nederlandse en dat alle drie de Belgische terreinen goed overeenkomen met de Nederlandse

soortensamenstelling. Wanneer de gemeten bodemparementers direct in een gradiënt analyse worden meegewogen (Fig. 3.4), komen pH, nitraat, ammonium en aluminium naar voren als parameters die significant bijdragen aan de gevonden variatie in soortensamenstelling. Hierbij zijn de referentieterreinen gekenmerkt door relatief lage concentraties aluminium, nitraat en ammonium, terwijl deze in de Nederlandse terreinen relatief hoog zijn. De factor pH heeft een andere richting en dit wordt met name veroorzaakt door de opnamen van de type locatie, die een aanzienlijk hogere pH hebben dan de overige heischrale opnamen.



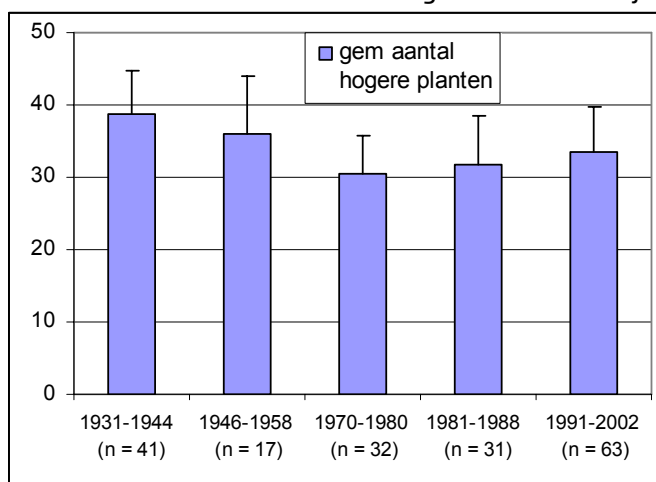
Figuur 3.4 Ordinatie-diagram (CCA) van de Nederlandse terreinen samen met de referentiegebieden. De opnamen uit de verschillende referentiegebieden zijn omcirkeld, de opnamen van de Nederlandse terreinen zijn in lichte kleur aangegeven. De relevante bodemparementers zijn door middel van pijlen in het diagram uitgezet. Al = aluminium, Am = ammonium en Ni = nitraat.

Deze conclusies komen goed overeen met literatuur over het heischraal grasland, namelijk dat Al-toxiciteit een rol speelt voor karakteristieke soorten van heischraal grasland. De verhoogde nitraatniveaus in de Nederlandse terreinen worden waarschijnlijk veroorzaakt door de verhoogde atmosferische depositie en door inspoeling vanuit agrarisch grasland hoger op de helling, in combinatie met het gevoerde beheer (Kleijn et al., 2008).

3.2 Kalkgrasland in verleden en heden

Voor het kalkgrasland, dat van oudsher veel meer in de (wetenschappelijke) belangstelling heeft gestaan, zijn veel meer historische gegevens beschikbaar, waaronder vegetatiekundige data. Op terreinen die al lange tijd in beheer zijn, zoals de Laamhei (in het Gerendal), de Wrakelberg en de Kunderberg, is het kalkgrasland

ook nu nog van goede botanische kwaliteit. Op terreinen die lange tijd verwaarloosd waren en sinds omstreeks 1980 weer in herstelbeheer zijn (o.a. Bemelerberg), leidden de voorgestelde beheermaatregelen alleen in de eerste jaren tot verbetering van de karakteristieke kalkgrasland-vegetatie (Willems et al., 1993; Bobbink & Willems, 1996). Op de langere termijn is de floristische kwaliteit van deze kalkgraslanden wel verbeterd, maar er heeft geen volledig herstel plaatsgevonden (Bobbink & Willems, 1996; 2001; Smits et al., 2007). Wanneer bijvoorbeeld wordt gekeken naar het aantal hogere vaatplanten dat gemiddeld per vegetatieopname is gevonden in de periode 1931 tot 2002 (totaal 184 opnamen), kan worden geconstateerd dat er rond 1970-1980 een dieptepunt in het aantal vaatplanten optrad. Na deze periode nam het gemiddeld aantal vaatplanten toe, maar het herstel dat tot nu toe heeft plaatsgevonden is zeker niet volledig (zie Fig. 3.5). De gevonden trend valt samen met aandacht voor herstel van het traditionele beheer in kalkgraslanden in de jaren zeventig.



Figuur 3.5 Gemiddeld aantal vaatplanten (met standaarddeviatie) per vegetatieopname (2 x 2 m) in vijf perioden tussen 1931 en 2002. Van de gebruikte 184 kalkgraslandopnamen zijn er 166 (periode 1931-1995) in het kader van de Atlas van de Nederlandse Plantengemeenschappen (Weeda et al. 2002) geïdentificeerd als kalkgrasland. Uit de periode erna (1995-2002) zijn 18 opnamen geselecteerd. De opnamen zijn afkomstig van de Landelijke Vegetatie Databank, in beheer bij Alterra/Wageningen UR.

3.2.1 Kwalitatieve veranderingen in vijf kalkgraslanden

Eerdere analyses aan een grote set vegetatieopnamen van kalkgrasland (Fig. 3.5) uit de periode 1931–heden hebben laten zien dat de floristische kwaliteit van de Nederlandse kalkgraslanden wel is verbeterd sinds 1970-1980, maar dat er tot op heden geen volledig herstel is opgetreden. Om een kwalitatieve vergelijking van de plaatsgevonden veranderingen per reservaat mogelijk te maken is op basis van beschikbare historische gegevens (1960-1985) van bodem en vegetatie een vijftal terreinen geselecteerd waar ook de huidige situatie is bemonsterd. Hoewel er al veel onderzoek heeft plaatsgevonden naar de kalkgraslanden, bleken er helaas toch betrekkelijk weinig gedetailleerde gegevens van zowel vegetatie als bodemanalyses uit eerdere periodes beschikbaar. In bijlage 2 is het basismateriaal (inclusief kaarten) van de gebruikte gegevens opgenomen, in bijlage 3 wordt de gehanteerde methode toegelicht en in bijlage 4 de uitgebreide resultaten van de vergelijkingen.

Kunderberg

Vergelijking van de huidige en historische data van de Kunderberg laat zien dat het gemiddeld aantal soorten per opname is toegenomen (Bijlage 4, Tab. 4.1). Daarnaast is vooral de toename in pH-waarde opvallend. Wanneer in detail wordt gekeken naar welke soorten zijn veranderd tussen beide inventarisaties, valt op dat enkele karakteristieke kalkgraslandsoorten zijn afgenomen, terwijl er een groot aantal algemenere soorten zijn toegenomen (Bijlage 4, Tab. 4.2). Tenslotte vertonen de historische opnamen van de Kunderberg meer variatie in soortensamenstelling (Bijlage 4, Fig 4.1).

Schiepersbergcomplex (Koeberg)

Vergelijking van de huidige en historische data van de Schiepersberg (Koeberg-deel) laat zien dat het gemiddeld aantal soorten per opname gelijk is gebleven (Bijlage 4, Tab. 4.3). Daarnaast is ook in dit terrein vooral de toename in pH-waarde opvallend, hoewel deze ook hier niet wordt onderbouwd door een toename van Ellenberg zuurgraad. Wel is er een significante toename van Ellenberg stikstof (ofwel een toename van soorten van voedselrijkere omstandigheden) en is het aantal maaitolerante soorten toegenomen. Wanneer in detail wordt gekeken naar welke soorten zijn veranderd tussen beide inventarisaties, lijken er geen structurele veranderingen te hebben plaatsgevonden. In de groepen soorten die significant zijn toe- en afgenomen zitten zowel heischrale soorten, kalksoorten en houtige soorten (Bijlage 4, Tab. 4.4). Tenslotte liggen de opnamen van de huidige situatie van de Koeberg ruimtelijk gescheiden van de historische opnamen. (zie bijlage 4, Fig 4.2). Dit is gecorreleerd met de Ellenberg indicatiewaarde voor stikstof en de gemeten pH (deze wordt onderbouwd door de afgeleide Ellenberg indicatiewaarden voor zuurgraad, hoewel niet significant). De huidige soortensamenstelling indiceert dus meer basische en meer voedselrijkere omstandigheden.

Laamhei

Vergelijking van de huidige en historische data van de Laamhei laat zien dat het gemiddeld aantal soorten per opname niet significant is veranderd tussen de inventarisaties van 1957, 1985 en 2007 (Bijlage 4, Tab. 4.5). In dit terrein zijn de Ellenberg indicatiewaarden voor zuurgraad en maaigetal toegenomen, terwijl Ellenberg temperatuur significant lager is in 1957. Ellenberg stikstof is niet veranderd, en dit komt goed overeen met de uitgevoerde DCA-ordinatie, waaruit bleek dat Ellenberg stikstof niet significant bijdroeg aan de verklaarde variantie. Wanneer in detail wordt gekeken naar welke soorten zijn veranderd tussen 1985 en 2007, vallen vooral een aantal soorten op die structureel zijn toegenomen. Dit zijn een aantal kalkgraslandsoorten (zoals Grote tijm, Muggenorchis, Voorjaarszegge), maar ook enkele algemene graslandsoorten (Wilde peen, Knoopkruid, Smalle weegbree) en houtigen (Gewone esdoorn, Eenstijlige meidoorn, Zoete kers) (Bijlage 4, Tab. 4.6). Tenslotte liggen de opnamen van de huidige situatie van de Laamhei ruimtelijk gescheiden van de historische opnamen (zie bijlage 4, Fig 4.3) en dit correleert het beste met Ellenberg zuurgraad (soortensamenstelling nu heeft meer basische soorten) en Ellenberg maaigetal (nu meer maaitolerante soorten). Vergelijking van de bodemgegevens is lastig, omdat van de historische gegevens alleen de gemiddelden en standaard deviatie kon worden achterhaald. Hierdoor is toetsing van de gemeten bodemparameters niet mogelijk. De gemeten waarden voor calcium, kalium en magnesium in 1985 en 2007 komen goed met elkaar overeen, terwijl de overige waarden nogal wat verschillen en variatie vertonen (zie bijlage 2). Voor nitraat liggen de gevonden waarden in 1985 en 2007 nog in dezelfde orde van grootte (gemiddeld 0.47 mg nitraat per kg droge bodem in 1985 en 0.48 mg nitraat per kg droge bodem in 2007), maar er is wel een hoge standaarddeviatie. De waarden voor ammonium zijn in 1985 gemiddeld 2.13 mg ammonium per kg droge bodem, terwijl in 2007 gemiddeld 0.48 mg ammonium per kg droge bodem is gemeten. Ook hier is de standaarddeviatie dusdanig hoog dat conclusies over eventuele veranderingen niet zijn te geven. De waarden voor fosfaat zijn in 1985 gemiddeld 0.14 mg fosfaat per kg droge bodem, terwijl in 2007 gemiddeld 0.031 mg fosfaat per kg droge bodem is gemeten. Ook hier is de standaarddeviatie dusdanig hoog dat conclusies over eventuele veranderingen niet zijn te geven.

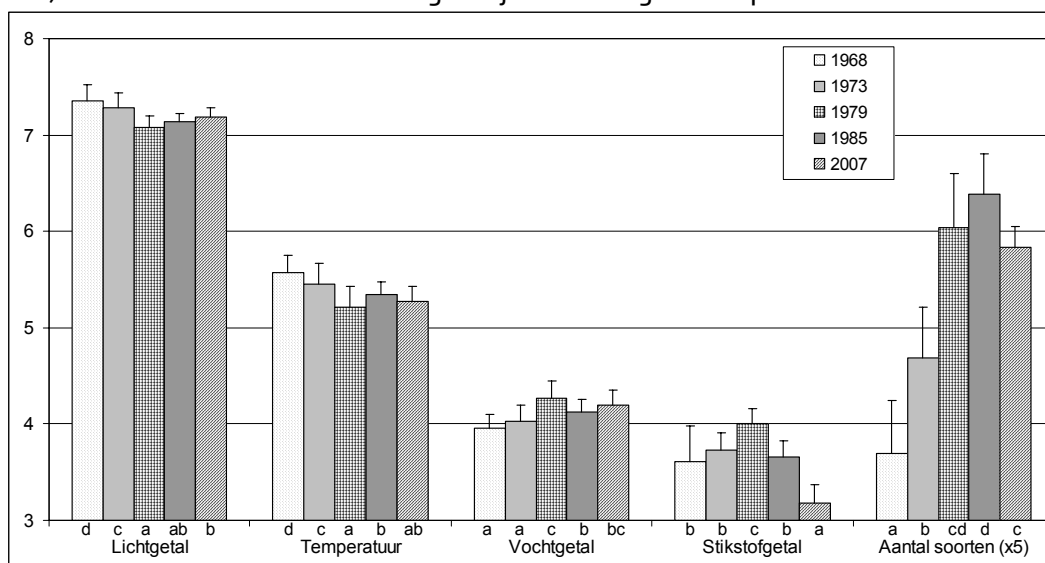
Wrakelberg

Vergelijking van de huidige en historische data van de Wrakelberg (1968, 1973, 1979, 1985) laat zien dat het gemiddeld aantal soorten per opname significant toeneemt vanaf 1968 tot rond 1980 (1979-1985). De huidige situatie is weer minder soortenrijk. Hierbij moet wel worden opgemerkt dat de grootte van de opnamen in 1968 en 2007 kleiner (resp. 1m² en 2,25 m²) was dan in de overige 3 meetjaren (4m²). Voor de Ellenberg indicatiewaarden geldt ook een soort omslagpunt rond 1980: tot die tijd nam het aandeel die lichte en warme omstandigheden indiceren af, en het aandeel soorten die vochtige, voedselrijke omstandigheden indiceren toe, ofwel: de vegetatie

werd meer gesloten, natter, en de bodem koeler. Na die tijd vindt het omgekeerde plaats, maar er blijven significante verschillen met de Ellenberg indicatiewaarden van 1968 (zie Fig. 3.6 en bijlage 4, Tab. 4.7). Deels is dit wellicht ook te verklaren door de geschiedenis van het terrein: het bovenste deel was akker tot circa 1930, het onderste deel tot circa 1960. Ten tijde van de eerste inventarisatie had de vegetatie meer akkersoorten en was nog in ontwikkeling richting stabiel kalkgrasland (zie bijlage 4, Tab. 4.8).

Wanneer in detail wordt gekeken naar welke soorten zijn veranderd tussen 1968 en 2007, valt op dat de meeste van de waargenomen soorten wel in een van de perioden een optimum heeft. De vegetatie lijkt dus constant in beweging. Deze beweging is ook terug te zien in de DCA-ordinatie, maar hier valt op dat de soortensamenstelling in de verschillende jaren steeds minder variatie vertoont: de puntenwolk in het diagram wordt steeds kleiner, oftewel de homogeniteit van de vegetatie van de Wrakelberg neemt toe: alles wordt steeds meer hetzelfde (Bijlage 4, Fig. 4.4).

Wanneer de bodemgegevens met elkaar worden vergeleken, kan alleen de parameter pH statistisch worden getoetst (1979-2007). Zowel de pH gemeten in demi- als KCl-extractie waren significant lager in 1979 dan in 2007. Deze eventuele verandering wordt echter niet onderschreven door de afgeleide Ellenberg indicatiewaarden. Het valt daarom te betwijfelen of deze verandering echt heeft plaatsgevonden, of dat deze alleen door methodische verschillen van pH-meting is opgetreden. De gemeten bodemgegevens van Vocking uit 1986 zijn helaas alleen beschikbaar als gemiddelden en standaarddeviatie. Bij vergelijking van de fosfaatwaarden en de ammoniumwaarden valt op dat de variatie in de gemeten waarden niet groot is (redelijk constante metingen en dat de concentraties respectievelijk 10 en 5 keer zo laag zijn in 2007. Zowel de nitraatwaarden als de kaliumwaarden zijn zeer variabel in 2007 en over eventuele veranderingen zijn dan ook geen uitspraken te doen.



Figuur 3.6 Weergegeven zijn de gemiddelde Ellenbergindicatiewaarden van de vijf datasets van de Wrakelberg, met tussen haakjes de standaarddeviatie. De uitkomsten van de non-parametrische toets (Kruskal-Wallis) zijn met behulp van letters onder elke kolom weergegeven ($p < 0.05$).

Popelmondedal

Gedetailleerde vergelijking van de huidige en historische data van het Popelmondedal (1961, 1970, 2007) is lastig, omdat de oppervlakte die bemonsterd is erg van elkaar verschilt (resp. 46m² (stdev. 24), 6m² (stdev. 3) en 2.25m² (stdev. 0)). De enige afgeleide Ellenberg indicatiewaarde die significant verschilt, is stikstof en de gevonden toename (voedselrijkere omstandigheden) lijkt niet te worden veroorzaakt door het oppervlakteverschil (een grotere oppervlakte impliceert namelijk meer kans op soorten van voedselrijkere omstandigheden in de opname (Bijlage 4, Tab. 4.8)). De samenvattende vegetatietabel (Bijlage 4, Tab. 4.9) geeft niet veel informatie: het

aantal opnamen per periode is erg klein en de oppervlakteverschillen zijn erg groot, waardoor alleen de beide laatste perioden kwalitatief konden worden getoetst. Hieruit komt naar voren dat in 1970 significant meer *Lotus corniculatus* en *Potentilla verna* voorkwam en in 2007 meer *Festuca pratensis*, *Medicago sativa*, *Agrostis capillaris* en *Arrhenatherum elatius*. Dit betreffen allemaal algemene soorten en echte veranderingen tussen beide jaren kunnen hiermee niet overtuigend worden vastgesteld. Ook uit de DCA-analyse volgen niet echt duidelijke trends: ook hiervoor is het verschil in oppervlakte van de opnamen en grootte van de datasets te groot (Bijlage 4, Fig. 4.5).

Kannerhei

Gedetailleerde vergelijking van de huidige en historische data van de Kannerhei (1990 en 2007) is lastig, omdat de aantallen opnamen in beide jaren erg klein zijn. De afgeleide Ellenberg indicatiewaarden verschillen significant voor temperatuur (nu lager), maaigetal (nu lager) en stikstofgetal (nu lager). Deze parameters lijken niet met elkaar in overeenstemming (Bijlage 4, Tab. 4.10). De samenvattende vegetatietabel (Bijlage 4, Tab. 4.11) geeft niet veel informatie: een tiental soorten is significant afgenomen, terwijl er 11 zijn toegenomen. Doordat het aantal opnamen per periode erg klein is, kan niet goed worden bepaald in hoeverre deze datasets een goede afspiegeling van de werkelijkheid geven. Ook uit de DCA-analyse volgen niet echt duidelijke trends: de opnamen uit 1990 vertonen meer variatie in soortensamenstelling dan de huidige dataset, maar ook hiervoor geldt dat de steekproef te klein is om gefundeerde uitspraken over veranderingen te kunnen doen (Bijlage 4, Fig. 4.6). Voor de vergelijking van de bodemgegevens geldt dat voor alle gemeten waarden de standaarddeviatie overal groter is dan de waarde zelf: er zit zoveel spreiding in de metingen dat verschillen niet aan te tonen zijn.

Alle terreinen samen

Wanneer de huidige en historische gegevens van alle terreinen samen worden geanalyseerd door middel van een DCA, valt als eerste op dat de huidige data van de terreinen (gesloten cirkels) allemaal heel geconcentreerd bij elkaar liggen, terwijl de historische data (open cirkels) meer variatie vertonen (Bijlage 4, Fig. 4.7). In sommige terreinen is de soortensamenstelling echt verschoven, zoals ook al te zien was bij de analyse van de afzonderlijke terreinen. Dit geldt voor De Schiepersberg, Kannerhei (pijl 1), Laamhei, Popelmondedal (pijl 2), Wrakelberg (pijl 3), terwijl de gegevens van de Kunderberg zich meer concentreren in het centrum van de historische puntenwolk. Alle afgeleide Ellenberg indicatiewaarden dragen in deze analyse significant bij aan het verklaren van de gevonden variatie in soortensamenstelling. Ook het aantal soorten per opname vertoont in de historische opnamen veel meer variatie dan in de huidige situatie van alle zes onderzochte terreinen.

Wanneer alleen de historische data worden geanalyseerd, is de uitkomst van de DCA-analyse zeer vergelijkbaar met de resultaten van de huidige en historische data samen: Zowel de ligging van de opnamen als de lengte en richting van de Ellenberg indicatiewaarden komt grotendeels overeen (figuur niet getoond).

Bij een indirecte analyse van alleen de huidige data zijn het met name het lichtgetal, stikstofgetal en maaigetal die bijdragen aan de gevonden variatie (Bijlage 4, Fig. 4.8, links). Er valt duidelijk op dat de metingen per terrein gegroepeerd liggen, ofwel: de terreinen vertonen onderling meer variatie in soortensamenstelling dan er binnen een reservaat aan variatie aanwezig is. Wanneer de huidige data worden bekeken met een directe analyse, zijn er maar twee gemeten bodemparameters die significant bijdragen aan de gevonden variatie: pH en nitraat (Bijlage 4, Fig. 4.8, rechts). Het is duidelijk dat de Wrakelberg en Kunderberg het minst voedselrijk zijn. De Laamhei bevat weinig nitraat, maar de vegetatie indiceert hogere voedselrijkdom dan Wrakelberg of Kunderberg. Wellicht dat hier de expositie van de Laamhei (WNW) ook een rol speelt. De Schiepersberg (die in het verleden ook lange tijd verlaten geweest is) bevat meer stikstof en stikstof indicerende soorten dan Wrakelberg of Kunderberg. De Kannerhei heeft enkele opnamen op lagere pH, en de soortensamenstelling bevat meer maaitolerante soorten, evenals het Popelmondedal.

3.3 Analyse onderzoeksgradiënt door middel van transecten

In de voorstudie is in vijf gebieden de vegetatiegradiënt van kiezelkopgrasland via heischraal grasland naar kalkgrasland in detail bestudeerd door middel van transecten, waarvan elke m² met een vegetatieopname is beschreven (Smits & Schaminée, 2004). In 2007 zijn de bodemgegevens (demi- en KCl-extracties, zie bijlage 1, alsmede pH-meting) behorende bij deze vijf vegetatietransecten geanalyseerd (wederom elke m²) en vervolgens is de ruimtelijke relatie tussen deze bodemchemische gegevens en de verdeling van de (kenmerkende) plantensoorten in detail bestudeerd. Op deze wijze is verkregen in de relatie tussen het voorkomen van karakteristieke plantensoorten in deze zo kenmerkende gradiënt voor Zuid-Limburgse hellingen en de nutriëntenbeschikbaarheid.

De onderzochte transecten bleken allemaal een bodemgradiënt van zuur naar kalkbodem te omspannen, maar deze is per terrein in verschillende mate ontwikkeld. De vegetatiesamenstelling van elk transect bleek het best te zijn gecorreleerd met de pH. Om inzicht te krijgen in de preferentie van de aanwezige soorten voor bodempH, zijn de transecten per soort geanalyseerd. Hierbij zijn alleen de transecten waarin een soort voorkwam in de analyses meegenomen. Of het voorkomen gecorreleerd is met de pH is geanalyseerd voor de transecten samen, alsmede voor elk transect afzonderlijk (Tab. 3.1).

In totaal bevatte de dataset 284 opnamen en 133 soorten, maar op basis van de volgende criteria zijn soorten uitgesloten van de analyses: aanwezig in minder dan 10 opnamen (49 soorten); aanwezig in minder dan 2 terreinen (18 soorten); soort aanwezig in alle, of bijna alle opnamen binnen een terrein (3 soorten). Verder zijn ook terreinen met een voorkomen van een soort van slechts een of tweemaal uitgesloten. Drie opnamen zijn uitgesloten, omdat de bodemdata ontbraken. De definitieve database bestond uit 281 opnamen en 51 soorten. Op basis van SynBioSys Nederland is voor alle soorten uitgezocht of deze indicatief is voor *Thero-Airion*, *Nardo-Galion* of *Mesobromion*. De hierbij gehanteerde drempelwaarde voor de trouwgraad is 15%.

Voor elke analyse is een eenweg-ANOVA of T-toets (indien variantie niet homogeen is verdeeld: Levene test voor homogeniteit van variantie <0.05) uitgevoerd. Over het algemeen bevestigen de resultaten van de vijf onderzoekstransecten de voorkeur van de karakteristieke soorten: De acht soorten die indicatief zijn voor *Thero-Airion* of *Nardo-Galion* vertonen over het algemeen een correlatie met een lage bodempH. Toch laten vrijwel alle soorten niet overal een duidelijke correlatie zien, en daarnaast is Tandjesgras op de Berghofweide en Klein warkruid op de Kannerhei gecorreleerd aan een hoge pH. De 20 soorten die indicatief zijn voor *Mesobromion* zijn in hun voorkomen over het algemeen goed gecorreleerd aan een hoge pH, hoewel dit ook voor een groot aantal van deze soorten niet overal geldt. Op de Kannerhei zijn twee meer algemene graslandsoorten (Wilde peen en Knoopkruid) zelfs gecorreleerd aan een lage pH.

De overige soorten laten een wisselend beeld zien en dit komt overeen met het feit dat deze soorten niet indicatief voor een van de karakteristieke onderdelen van de onderzoeksgradiënt zijn.

Tabel 3.1 Resultaten van de transect analyses van 51 soorten. Significante correlaties met de pH (KCL, $P < 0.05$) zijn aangegeven met een + voor een correlatie aan een hoge bodempH en een – voor een correlatie aan een lage bodempH. Wanneer er geen significante correlatie kon worden aangetoond is dit aangegeven met “nee”. De lege cellen geven aan dat de soort niet of vrijwel niet, of overall of bijna overall in het betreffende transect voorkwam. De tweede kolom geeft aan of de soort een correlatie aan de bodempH vertoont voor alle transecten waarin de soort voorkwam samen. De derde t/m zevende kolom geven dit aan per terrein.

	Is er een correlatie tussen de soort en pH?					
	Totaal	BHW	SPB	HY	KH	BMB
Soorten, indicatief voor Thero-Airion of Nardo-Galion						
Cuscuta epithymum	nee			nee	+	
Cytisus scoparius	-		-			nee
Danthonia decumbens	-	+	-	-	nee	
Festuca filiformis	-			-		-
Hypochaeris radicata	-	-		-	-	nee
Potentilla erecta	nee	nee		-	-	
Rumex acetosella	-		-			-
Viola canina	-	-	nee		nee	
Soorten, indicatief voor Mesobromion						
Briza media	+	+		+	nee	+
Carex caryophylla	nee		+	nee	nee	+
Carex flacca	+	nee	+		+	
Centaurea jacea	+		+	+	-	+
Centaureum erythraea	+			+		+
Cirsium acaule	+	+	+			
Daucus carota	+				-	+
Knautia arvensis	+	nee		+	+	
Leucanthemum vulgare	+	nee		+	+	
Linum catharticum	+	+	+	+	nee	+
Lotus corniculatus	+		+	+		+
Origanum vulgare	+		nee	+		nee
Pimpinella saxifraga	+	nee	+	nee	+	+
Polygala vulgaris	+	nee				+
Potentilla verna	+		+	+	+	+
Ranunculus bulbosus	+	+	+	+	+	+
Sanguisorba minor	+	+	+	+	+	+
Scabiosa columbaria	+	+	+	+	+	
Thymus pulegioides	+	+	+			+
Trisetum flavescens	+	nee		nee	nee	+
Soorten indicatief voor zowel Nardo-Galion als Mesobromion						
Campanula rotundifolia	nee	nee	+	-	nee	nee
Leontodon hispidus	+				nee	-
Stachys officinalis	nee	nee	nee	+		+
Overige soorten						
Achillea millefolium	+	nee	+	+	nee	+
Agrostis capillaris	-	-	-	-	-	
Agrostis stolonifera	nee			-	+	nee
Anthoxanthum odoratum	-	-	-	-	-	+
Cerastium fontanum	+	nee	+	+	-	+
Crataegus monogyna	+	nee	+	+	-	+
Dactylis glomerata	nee	nee			nee	
Festuca rubra	-	-	nee	-	nee	nee

	Is er een correlatie tussen de soort en pH?					
	Totaal	BHW	SPB	HY	KH	BMB
<i>Fraxinus excelsior</i>	+	nee	+	nee		
<i>Galium verum</i>	nee	-	+	-	-	+
<i>Hieracium pilosella</i>	nee			nee		nee
<i>Hieracium umbellatum</i>	-			-	-	+
<i>Holcus lanatus</i>	nee	-	-		-	
<i>Hypericum perforatum</i>	-	nee	nee	nee	nee	nee
<i>Luzula campestris</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Plantago lanceolata</i>	+		+			+
<i>Quercus robur</i>	nee				-	nee
<i>Rubus caesius</i>	+		-		nee	
<i>Rumex acetosa</i>	-	-		nee	-	nee
<i>Taraxacum species</i>	+	nee	+		+	

3.4 Evaluatie van een kwart eeuw schapenbegrazing op de Bemelerberg

In 2005 heeft een herhaling plaatsgevonden van een studie uit 1977 naar de bodem en vegetatie op de Bemelerberg (Eppink, 1979; Werger et al., 1983; Fig. 3.7). De plek van het 1977-transect is zo goed mogelijk bepaald, waarna in 2005 de bemonstering van bodem en vegetatie heeft plaatsgevonden. Om ook een inschatting te kunnen maken van seizoensfluctuaties in de bodemparameters zijn gedurende 5 keer verspreid over het jaar bodemonsters genomen (zie paragraaf 3.5). In beide jaren is een transect van 61 m bemonsterd, vanaf de top van de Bemelerberg tot onderaan de helling. De vegetatie is per m² vastgelegd met een vegetatieopname (aangepaste Braun-Blanquet-schaal: Barkman et al., 1964), die vervolgens zijn geïdentificeerd met Associa (Van Tongeren, 2000). Hierbij is gekozen voor de standaardmethode (met als synsysteem alle opnamen van de Vegetatie van Nederland (Schaminée et al. 1995-1998; Stortelder et al. 1999)). Vervolgens zijn de opnamen met behulp van Twinspan (Hill, 1979) geclusterd. Zowel in 1977 als in 2005 konden hierbij 3 vegetatie-eenheden worden onderscheiden (*Thero-Airion*, *Betonico-Brachypodietum* en *Gentiano-Koelerietum*, Bijlage 6, Tab. 6.1). Met behulp van de chi-kwadraat test zijn veranderingen per soort per dezelfde vegetatie-eenheid getoetst. Om een beeld te krijgen van de eventuele veranderingen in structuur is tenslotte het percentage kruiden, houtachtigen en grassen per opname berekend, waarbij *Gevinde kortsteel* (*Brachypodium pinnatum*) apart is meegenomen.



Figuur 3.7 Jan Eppink tijdens veldwerk aan het transect in 1977. Te zien is de relatief gesloten grasmat met pollen Gevinde kortsteel (Brachypodium pinnatum). Veel karakteristieke soorten zijn nog aanwezig, maar de structuur is al verslechterd.

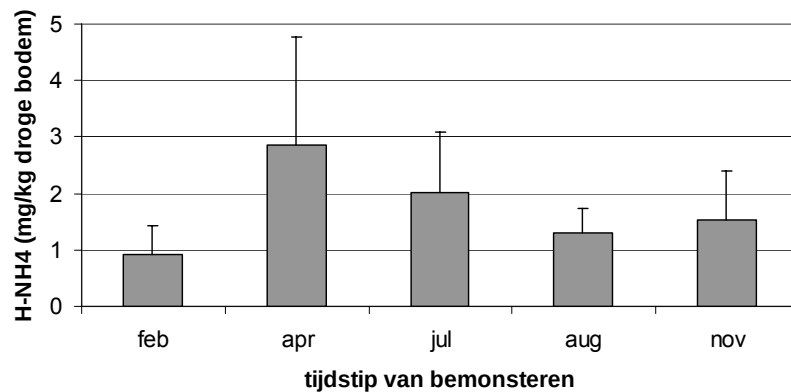
Daarnaast is van elk derde plot een bodemonmonster verzameld. De bodem is gedroogd en er is een bodemextractie in demi-water en in 1N NaCl uitgevoerd (conform Eppink, 1979). Om de resultaten van de bodemanalyses ook te kunnen relateren met gegevens uit het meerjarig OBN-onderzoek aan hellingschraallandcomplexen, zijn de bodemonsters daarnaast ook vers verwerkt. Hierbij is gebruik gemaakt een extractie-oplossing met demi-water en 0,2 M KCl.

Vergelijking van de vegetatie in beide jaren laat zien dat dezelfde vegetatie-eenheden (kiezelkopgrasland, heischrale grasland en kalkgrasland) na een kwart eeuw nog steeds goed herkenbaar aanwezig zijn, maar dat zich op het niveau van de afzonderlijke plantensoorten enkele duidelijke veranderingen hebben voorgedaan (Bijlage 6). Drie typische kalkgraslandsoorten zijn verdwenen uit dit deel van het reservaat (*Plantago media*, *Scabiosa columbaria* en *Carlina vulgaris*) en zijn meer algemene soorten toegenomen. Hoewel de structuur van de vegetatie ten opzichte van 1977 is verbeterd, duiden zowel de gemeten bodemparameters als de voor de aanwezige soorten afgeleide Ellenberg indicatiewaarden, op een toename van de nutriëntenbeschikbaarheid (zie voor resultaten Bijlage 6). Deze verhoging is waarschijnlijk veroorzaakt door depositie van stikstof uit de lucht en door uitspoeling van nutriënten uit op het plateau gelegen landbouwgronden (Hillegers, 1984a; Bobbink & Willems, 2001). Deze toename zal op een of andere manier moeten worden gecompenseerd om achteruitgang van de karakteristieke vegetatie blijvend te voorkomen.

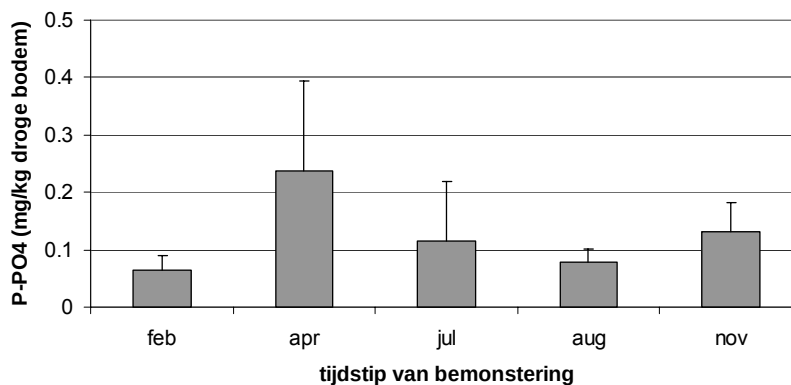
3.5 Seizoensfluctuaties

In 2005 zijn vijf keer gedurende het jaar bodemonsters van het transect op de Winkelberg (Bemelerberg) genomen, om een beeld te krijgen voor welke bodemelementen seizoensfluctuaties een rol spelen. In het verleden is reeds aangetoond dat concentraties van nitraat, ammonium, fosfaat en kalium door het jaar heen sterk kunnen wisselen in kalkgrasland (Bobbink & Willems, 1988). Hiervoor zijn monsters genomen in week 6, 16, 27, 35 en 45. Gemeten zijn pH, NO₃, NH₄, PO₄, A, Ca, K, Fe, Mg, SO₄, Cl, Na en HCO₃ (in demi-extractie), en NO₃ en NH₄ (in KCl-extractie).

Wanneer de hele gradiënt wordt bekeken, kunnen geen globale, algemene seizoensfluctuaties worden geconstateerd. Wanneer wordt ingezoomd op de afzonderlijke vegetatietypen, worden alleen voor het kalkgraslandgedeelte van de gradiënt wel degelijk seizoensfluctuaties geconstateerd voor ammonium en fosfaat. Ammonium en fosfaat zijn het meest aanwezig in het begin van het groeiseizoen: zie fig. 3.8 en fig. 3.9). Deze verhoogde ammonium- en fosfaatconcentratie in het begin van het groeiseizoen komt overeen met de resultaten in Bobbink et al. (1988). Voor nitraat kan op basis van de huidige onderzoeksgegevens geen seizoensfluctuatie worden geconstateerd; hiervoor zit teveel variatie tussen de monsters (niet getoond).



Figuur 3.8 De ammoniumconcentratie (uitgedrukt in N-NH_4 mg/kg droge bodem) van de KCl-extractie ($n = 7$).



Figuur 3.9 De fosfaatconcentratie (uitgedrukt in P-PO_4 mg/kg droge bodem) van de demi-extractie ($n = 7$).

3.6 Verschillen in beschikbare stikstof in de onderzoeksgradiënt

Aangezien in heischraal grasland op de hogere zandgronden is gebleken dat (ophoping van) ammonium negatieve invloed kan hebben op de doelsoorten, zijn in 2005 metingen aan verschillende vormen van stikstof in de bodem verricht binnen de onderzoeksgradiënt van paragraaf 3.4. Hierbij is de hoeveelheid NO_3 , NH_4 en NH_4/NO_3 -ratio in de drie zones (*Thero-Airion*, *Betonico-Brachypodietum* en *Gentiano-Koelerietum*) gemeten (Tab. 3.2). Hieruit blijken er duidelijke verschillen in het voorkomen van stikstof binnen de onderzoeksgradiënt voor te komen. Terwijl de pH oploopt van gemiddeld 5.05 in de zure kiezelkopgraslanden via de heischrale graslanden (gemiddeld 6.11) naar gemiddeld 7.98 in kalkgraslanden, neemt ammonium in dezelfde volgorde af. Er blijkt opvallend weinig nitraat in de heischrale graslanden voor te komen, maar het is alleen de ammonium/nitraat-ratio die significant hoger is in het heischrale grasland. Deze opmerkelijke gevonden verschillen stonden aan de basis van de experimenten in hoofdstuk 6 (6.4 stikstofprocessen in de bodem).

Tabel 3.2 Gemiddelden, inclusief standaard deviatie (tussen haakjes) van de metingen gedaan in week 6, 16, 27, 35, and 45 in 2005 per vegetatietype. De gebruikte toets voor significantie van de gevonden verschillen is een repeated measurements-test, inclusief post-hoc Tukey-tests voor de verschillende vegetatietypen.

	<i>Thero-Airion</i> (n= 5)	<i>Nardo-Galion</i> (n= 8)	<i>Mesobromion</i> (n = 7)
1. pH _{demi}	5.05 (0.16), a	6.11 (0.12), b	7.98 (0.14), c
2. N in NH ₄ KCl	11.16 (1.69), a	6.43 (1.33), ab	1.73 (1.42), b
3. N in NO ₃ demi	10.07 (2.13), a	1.43 (1.68), b	3.23 (1.80), ab
3. Ammonium:nitrate ratio	2.86 (1.30), a	8.66 (1.30), b	1.04 (1.10), a
5. N-inorganic	21.23 (3.54), a	7.85 (2.80), b	3.96 (3.00), b

4 Fauna

4.1 Inleiding & terreinkeuze

Het faunaonderzoek is gestart met een grootscheepse inventarisatie om allereerst voor een aantal diergroepen die op verschillende wijze gebruik maken van het hellingschraalland te kunnen vaststellen wat hun huidige toestand is in de Nederlandse reservaten. In 2005 is gestart in de vier "beste" hellingschraallanden van Nederland gebaseerd op literatuur (onder andere gegevens van de inventarisaties uit 1977 en 1981 door de Loopkeverstichting en het RIN) en mondelinge mededelingen van diverse experts. Dit betrof de Bemelerberg, Wrakelberg, Laamhei en Kunderberg. In de eerste helft van 2005 zijn daarnaast twee kalkgraslanden in de Eifel (Halsberg en Ahrhütte) en één kalkgrasland in België (Thier de Lanaye) geselecteerd waar de fauna het naar verwachting beter doet dan in Nederland. De situatie in de twee terreinen in de Eifel is weliswaar niet één op één te vergelijken met de Nederlandse situatie door verschillen in bodemsoort en vegetatietype, maar desalniettemin geven deze terreinen wel een goed beeld van het functioneren van een meer intacte situatie en de bijbehorende soortensamenstelling. De inventarisaties konden in deze terreinen medio 2005 van start gaan en zijn in 2006 verder doorgevoerd om ook een goed beeld te krijgen van de soorten die met name in het voorjaar actief zijn. Nadat begin 2006 uit eerste analyses naar voren kwam dat de timing van het beheer een grote rol zou kunnen spelen zijn in 2006 twee Nederlandse terreinen toegevoegd die ook in het zomerhalfjaar begraasd of gemaaid worden (Berghofweide en Sint Pietersberg). Daarnaast is een derde terrein in de Eifel (Bürvenicherberg) toegevoegd dat wat vegetatietype betreft beter vergelijkbaar is met de Nederlandse situatie. Twee terreinen uit de eerste inventarisatieronde, Bemelerberg en Wrakelberg, zijn in 2006 opnieuw bemonsterd om grip te krijgen op de verschillen in abundantie en soortensamenstelling tussen verschillende jaren. Bovendien zijn in 2006 in alle terreinen aanvullende kwantitatieve bemonsteringen uitgevoerd voor vlinders, sprinkhanen, bijen en zweefvliegen.

4.2 Dagvlinders (Lepidoptera)

4.2.1 Methode

Kwalitatieve inventarisatie

Het voorkomen van dagvlinders in de Nederlandse hellingschraallanden en de Belgische en Duitse referentiegebieden is vastgesteld door middel van terreindekkende inventarisaties op zicht. Waar nodig voor de herkenning zijn individuele exemplaren gevangen met een vlindernet. De vlinders zijn zoveel mogelijk in het veld op naam gebracht en weer vrijgelaten. Enkele exemplaren van moeilijk te onderscheiden soorten zijn gefotografeerd of meegenomen voor latere controle door de experts Frits Bink en Chris van Swaay. Inventarisaties zijn uitgevoerd van april tot en met augustus in zowel 2005 als 2006. In principe zijn alle terreinen tenminste één seizoen lang elke maand bezocht waarbij in totaal 1 uur per hectare werd besteed aan het afzoeken van het gehele terrein (met een maximum van 4 uur per terrein). De terreinen werden om beurten 's ochtends en 's middags bezocht. Inventarisaties werden enkel uitgevoerd bij

droog en warm weer. Op minder warme dagen werd enkel geïnventariseerd als het onbewolkt, zonnig weer was. In mei en juli 2006 konden door aanhoudend slecht weer niet alle terreinen geïnventariseerd worden. In deze gevallen is voorrang gegeven aan de terreinen die tot dat moment het minst bezocht waren.

Transecten

In 2006 is in alle terreinen een kwantitatieve inventarisatie uitgevoerd om het aantal individuen tussen de terreinen te kunnen vergelijken. Hierbij werden alle dagvlinders genoteerd die werden gezien op een transect van 5 meter breed, 5 meter hoog en 50 meter lang, overeenkomstig de handleiding van het nationaal meetnet (van Swaay, 2005). In elk terrein zijn één of twee van dergelijke transecten uitgezet en regelmatig bezocht. Door het slechte weer in de zomer van 2006 konden niet alle transecten elke maand gelopen worden. In elk terrein is tenminste één transect vier maal gelopen gedurende de zomer van 2006.

4.2.2 Huidige situatie

Voorkomen soorten

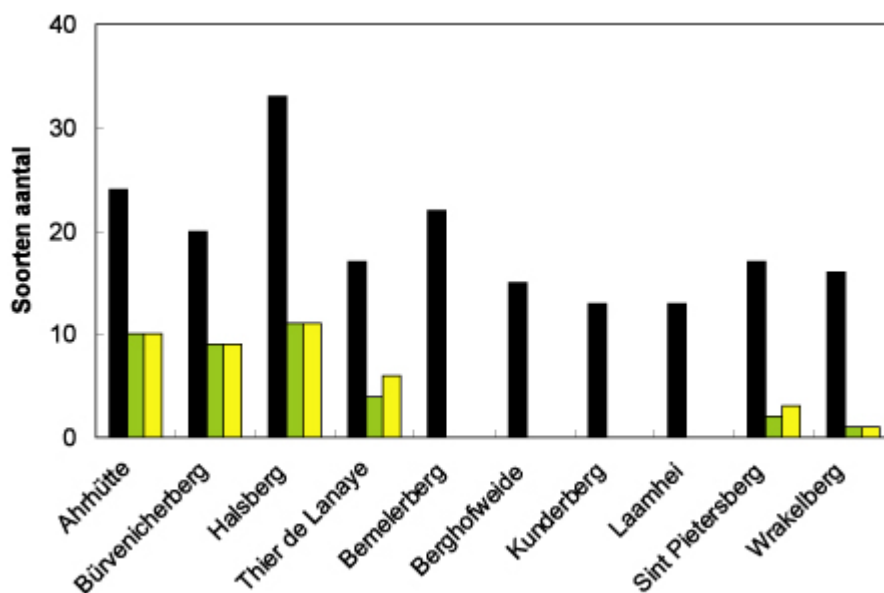
In de tien onderzochte hellingschraallanden zijn in totaal 52 soorten dagvlinders gevonden (zie Bijlage 7). Vijftien van deze soorten zijn karakteristiek voor kalkgraslanden en schrale graslanden (Tab. 4.1.). In de verdere analyse zijn ook alle karakteristieke soorten meegenomen die niet door ons werden gevonden, maar wel in dezelfde tijdsperiode zijn waargenomen door vrijwilligers van de Vlinderstichting (mond. meded. Chris van Swaay). Dit heeft geleid tot de toevoeging van twee vlindersoorten (Klaverblauwtje en Dwergdikkopje) voor Thier de Lanaye en één voor de Sint Pietersberg (Bruin dikkopje). Van de twee soorten die zijn toegevoegd voor Thier de Lanaye is mei de belangrijkste maand van hun vliegperiode, terwijl dit terrein door slechte weersomstandigheden juist in deze maand niet door ons is bezocht. Ook het Bruin dikkopje, dat is toegevoegd voor de Sint Pietersberg, vliegt met name in mei. De Sint Pietersberg is in deze maand wel bezocht, maar onder suboptimale weersomstandigheden, waardoor deze soort, die slechts in zeer lage aantallen aanwezig is, makkelijk gemist kon worden.

Tabel 4.1 Karakteristieke vlindersoorten voor hellingschraallanden, die tijdens de inventarisaties van 2005 en 2006 zijn gevonden (keuze karakteristieke soorten naar Bink, 1992 & Bos et al., 2006). Soorten die met * zijn gemarkeerd komen van nature niet in Nederland voor.

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam
<i>Argynnis aglaja</i>	Grote parelmoervlinder
<i>Coenonympha arcania</i>	Tweekleurig hooibeestje
<i>Cupido minimus</i>	Dwergblauwtje
<i>Erebia medusa*</i>	Voorjaarserebia
<i>Erynnis tages</i>	Bruin dikkopje
<i>Hamearis lucina*</i>	Sleutelbloemvlinder
<i>Maculinea arion</i>	Tijmblauwtje
<i>Melanargia galathea</i>	Dambordje
<i>Melitaea cinxia</i>	Veldparelmoervlinder
<i>Plebeius agestis</i>	Bruin blauwtje
<i>Polyommatus coridon*</i>	Bleek blauwtje
<i>Polyommatus semiargus</i>	Klaverblauwtje
<i>Pyrgus malvae</i>	Aardbeivlinder
<i>Spialia sertorius</i>	Kalkgraslanddikkopje
<i>Thymelicus acteon</i>	Dwergdikkopje

Het totale aantal soorten dagvlinders per terrein varieert van 13 (Kunderberg en Laamhei) tot 33 (Halsberg, Duitsland). Slechts in twee van de zes Nederlandse hellingschraallanden zijn karakteristieke dagvlindersoorten waargenomen, te weten het Bruin dikkopje op de Wrakelberg en Bruin blauwtje en Klaverblauwtje op de Sint Pietersberg (Tab. 4.2.). Op de Bemelerberg, Kunderberg, Laamhei en Berghofweide zijn helemaal geen karakteristieke dagvlindersoorten gevonden. Het aantal karakteristieke soorten ligt in de referentie-terreinen met 6 tot 11 soorten per terrein significant hoger

(ANOVA, $F = 20,00$, $df_{1,2} = 1, 8$, $p = 0,000$) dan in Nederland (Fig. 4.1.). Het aantal overige soorten verschilt niet significant tussen de Nederlandse hellingschraallanden en de referentiegebieden (ANOVA, $F = 4,75$, $df_{1,2} = 1, 8$, $p = 0,061$).



Figuur 4.1 Aantal soorten karakteristieke dagvlinders (groene balken) en overige dagvlinders (zwarte balken) per terrein gevonden tijdens de inventarisaties van 2005 en 2006. De gele balken geven het aantal karakteristieke dagvlinders weer inclusief aanvullende soorten die in dezelfde periode zijn waargenomen door vrijwilligers van de Vlinderstichting.

Tabel 4.2 Waargenomen karakteristieke dagvlinders in de tien geïnventariseerde hellingschraallanden, Ahrhütte (Ah), Bürvenicherberg (Bü) en Halsberg (Ha) in Duitsland, Thier de Lanaye (Th) in België en Bemelerberg (Bem), Berghofweide (Bh), Kunderberg (Kun), Laamhei (Laam), Sint Pietersberg (SP) en Wrakelberg (Wra) in Nederland. Waarnemingen tussen haakjes zijn gedaan door vrijwilligers van de Vlinderstichting. Met grijze arcering is de historische verspreiding in de Nederlandse en Belgische terreinen weergegeven (Bron: Vlinderstichting en Wyzen et al., 1987).

Nederlandse naam	Ah	Bü	Ha	Th	Bem	Bh	Kun	Laam	SP	Wra
Grote parelmoervlinder			x							
Tweekleurig hooibeestje			x							
Dwergblauwtje	x	x	x							
Voorjaarserebia*	x									
Bruin dikkopje	x	x	x	x					(x)	x
Sleutelbloemvlinder*			x							
Tijmblauwtje	x									
Dambordje	x	x	x	x						
Veldparelmoervlinder				x					(x)	
Bruin blauwtje	x	x	x	x					x	
Bleek blauwtje*	x	x	x							
Klaverblauwtje				(x)					x	
Aardbeivlinder	x		x							
Kalkgraslanddikkopje	x	x	x							
Dwergdikkopje		x	x	(x)						

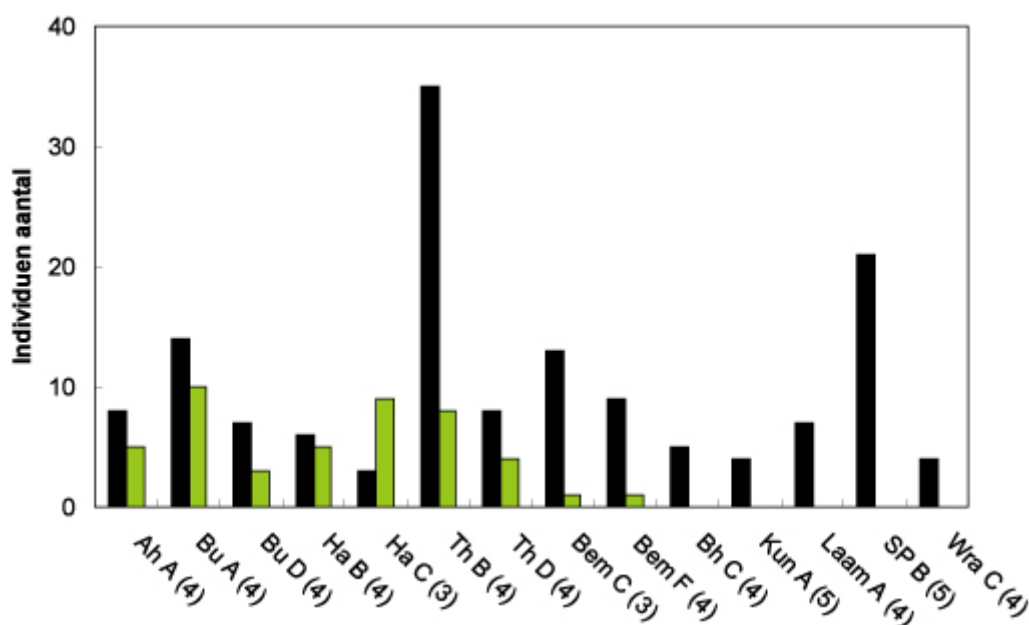
Individuenaantallen

Het aantal vlinders dat is waargenomen tijdens de transect-tellingen was mede door het slechte weer in de zomer van 2006 vrij laag. Toch geven deze kwantitatieve data belangrijke aanvullende informatie naast de kwalitatieve data uit de algemene inventarisaties. Fig. 4.2. laat zien dat het aantal individuen van niet karakteristieke soorten sterk verschilt tussen de terreinen, maar ook tussen de verschillende transecten binnen hetzelfde terrein. Zo zijn 34 individuen geteld tijdens vier tellingen op Thier de

Lanaye B, terwijl hetzelfde aantal transect-tellingen (Tab. 4.3.) uitgevoerd op dezelfde dagen op Thier de Lanaye D slechts 7 individuen opleverde. Dit verschil is terug te voeren op de grote verschillen in vegetatiesamenstelling, vegetatiestructuur, beschutting en expositie tussen deze terreindelen. Dit laat zien hoe groot het effect is van terreinheterogeniteit zelfs binnen deze relatief korte afstanden (de afstand tussen de transecten B en D van Thier de Lanaye bedraagt slechts 200 m).

Tabel 4.3 Uitgevoerde transecttellingen (x) per terreindeel. De transecten lagen in Ahrhütte (Ah), Bürvenicherberg (Bü) en Halsberg (Ha) in Duitsland, Thier de Lanaye (Th) in België en Bemelerberg (Bem), Berghofweide (Bh), Kunderberg (Kun), Laamhei (Laam), Sint Pietersberg (SP) en Wrakelberg (Wra) in Nederland. De verschillende letters verwijzen naar verschillende terreindelen in terreinen waarin meerdere transecten lagen.

	April	Mei	Juni	Juli	Aug/Sept	Totaal aantal tellingen
Ah		x	x	x	x	4
Bem C	x		x	x		3
Bem F	x		x	x	x	4
Bh	x	x	x		x	4
Bü A		x	x	x	x	4
Bü D		x	x	x	x	4
Ha B		x	x	x	x	4
Ha C		x	x	x		3
Kun	x	x	x	x	x	5
Laam		x	x	x	x	4
SP	x	x	x	x	x	5
Th B	x		x	x	x	4
Th D	x		x	x	x	4
Wra	x		x	x	x	4

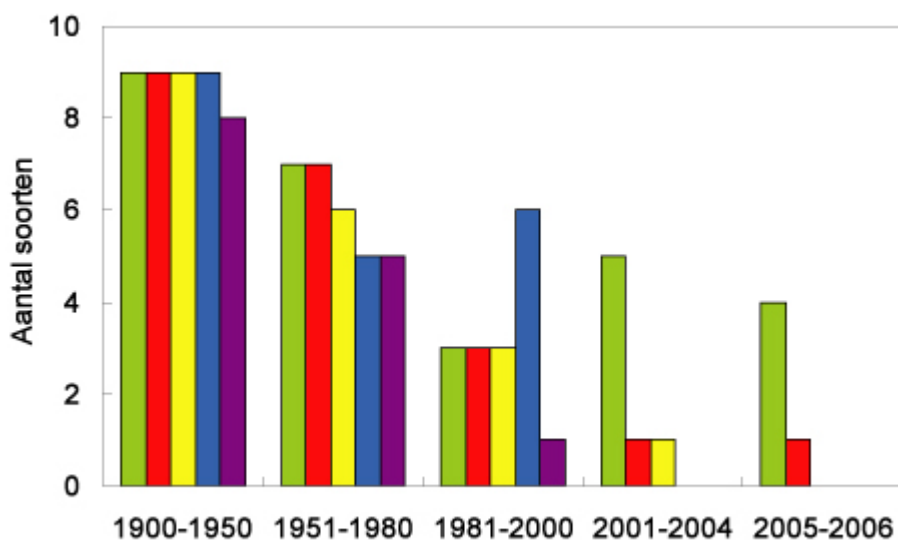


Figuur 4.2 Totaal aantal individuen van karakteristieke dagvlindersoorten (groene balken) en overige dagvlindersoorten (zwarte balken) in de transecten. Tussen haakjes is weergegeven hoe vaak elk van de transecten bemonsterd is. De transecten lagen in Ahrhütte (Ah), Bürvenicherberg (Bü) en Halsberg (Ha) in Duitsland, Thier de Lanaye (Th) in België en Bemelerberg (Bem), Berghofweide (Bh), Kunderberg (Kun), Laamhei (Laam), Sint Pietersberg (SP) en Wrakelberg (Wra) in Nederland. De verschillende letters verwijzen naar verschillende terreindelen in terreinen waarin meerdere transecten lagen.

De transecttellingen laten eveneens een duidelijk verschil zien tussen de terreinen voor de karakteristieke dagvlinders van kalkgraslanden. In alle referentieterreinen zijn meerdere individuen van karakteristieke vlinders geteld, terwijl in de Nederlandse terreinen nergens karakteristieke soorten op de transecten zijn waargenomen (verschil tussen Nederlandse hellingschraallanden en referentieterreinen: Mann-Whitney U test, $Z = 3,35$, $p = 0,001$). Dit geeft aan dat in de twee Nederlandse terreinen waar nog wel karakteristieke soorten aanwezig zijn, hun populaties beduidend kleiner zijn dan in de referentieterreinen. Het aantal niet-karakteristieke soorten dagvlinders verschilt niet significant tussen de Nederlandse hellingschraallanden en de referentiegebieden (ANOVA, $F = 2,68$, $df_{1,2} = 1, 12$, $p = 0,127$).

4.2.3 Historische vergelijking

De Vlinderstichting beschikt over een grote hoeveelheid historische waarnemingen uit de door ons onderzochte Nederlandse hellingschraallanden. Hierdoor is nauwkeurig bekend waar de verschillende karakteristieke soorten in het verleden populaties hadden en tot wanneer. Een analyse van deze historische gegevens laat zien dat het aantal karakteristieke dagvlinders voor 1950 in alle onderzochte hellingschraallanden beduidend hoger lag dan nu. Het aantal karakteristieke soorten per terrein vóór 1950 is daarmee vergelijkbaar met de huidige soortenrijkdom in de referentieterreinen (Mann-Whitney U test, $Z = 0,537$, $p = 0,59$). Tussen 1950 en 1980 heeft een sterke afname in de soortenrijkdom plaatsgevonden (Fig. 4.3.), wat er op wijst dat mogelijk het gebrek aan beheer hier de oorzaak van was. Na invoering van herstelbeheer (rond 1980) is echter geen herstel opgetreden, maar zijn veel soorten juist verder achteruit gegaan. Dit geldt met name voor Berghofweide en Laamheide, terreinen die eigenlijk nooit verwaarloosd zijn geweest, maar altijd werden gemaaid of extensief begraaasd met koeien, paarden of schapen. Juist in deze terreinen zijn Dwergblauwtje, Bruin dikkopje, Kalkgraslanddikkopje en Dwergdikkopje pas verdwenen nadat in 1980 in deze terreinen drukkbegrazing met schapen in de herfst of winter werd ingevoerd (laatste waarnemingen 1981). Dit wijst erop dat mogelijk het instellen van dit beheer zelf een negatieve invloed heeft gehad op deze soorten.



Figuur 4.3 Aantal karakteristieke dagvlindersoorten op de Sint Pietersberg (groen), Wrakelberg (rood), Bemelerberg (geel), Berghofweide en Laamheide (blauw) en Kunderberg (paars) in verschillende periodes. Alleen soorten waarvan vermoed wordt dat zij een populatie in het hellingschraalland hadden zijn meegeteld. Data voor de Berghofweide en Laamheide zijn samengevoegd omdat van veel oude waarnemingen niet duidelijk is van welk van deze twee terreinen zij afkomstig zijn (Bron: Vlinderstichting 2009).

Slechts twee populaties kalkgraslandsoorten hebben zich permanent weten te handhaven, het Bruin dikkopje op de Wrakelberg en het Bruin blauwtje op de Sint Pietersberg. Opvallend is dat juist deze twee terreinen een uitzondering vormen wat betreft het gevoerde beheer. De Wrakelberg is het enige kalkgrasland dat niet wordt begraasd, maar gemaaid. De Sint Pietersberg wordt wel begraasd, maar binnen dit grote terrein bevinden zich wel onbegraasde delen (met name delen van de groeve).

De historische data laten verder zien dat ook na het verdwijnen van de vaste populaties in Nederlandse hellingschraallanden nog wel karakteristieke soorten zijn aangetroffen (Tab. 4.4.). Het Dambordje, Bruin blauwtje en Klaverblauwtje zijn diverse malen zwervend aangetroffen in verscheidene terreinen en hebben zich mogelijk ook hier en daar één jaar kunnen voortplanten, maar in de meeste terreinen heeft geen duurzame hervestiging plaatsgevonden. Alleen op de Sint Pietersberg hebben zich enkele karakteristieke dagvlindersoorten (Klaverblauwtje, Bruin dikkopje en Veldparelmoervlinder) opnieuw kunnen vestigen na jaren afwezigheid. De Sint Pietersberg ligt zeer gunstig ten opzichte van enkele Belgische hellingschraallanden (Tiendeberg, Meerland en Thier de Lanaye) die grote bronpopulaties herbergen van meerdere karakteristieke dagvlinders (Bron: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek Vlaanderen). De grote afstand tussen alle andere Nederlandse hellingschraallanden onderling en tussen deze terreinen en (Belgische) kalkgraslanden met bronpopulaties is duidelijk een belemmering voor terugkeer van deze soorten. Ook het zeer lage aantal zwervers dat de afgelopen jaren is gesignaleerd in de meeste Nederlandse Kalkgraslanden (zie Adams, 2008) wijst hierop. Hoewel de Sint Pietersberg blijkbaar wel bereikbaar is voor meerdere karakteristieke dagvlindersoorten zijn de populaties over het algemeen nog zeer klein. Dit wijst erop dat ook de condities in het terrein zelf voor deze karakteristieke dagvlinders mogelijk nog niet optimaal hersteld zijn (zie ook Adams et al., 2008). Dit zou ook kunnen verklaren waarom geen van de tijdelijke populaties in andere terreinen geleid heeft tot daadwerkelijke hervestiging.

Tabel 4.4 Overzicht van alle waarnemingen van karakteristieke dagvlindersoorten in de onderzochte hellingschraallanden na het verdwijnen van de vaste populaties. Data voor de Berghofweide en Laamhei zijn samengevoegd omdat van veel oude waarnemingen niet duidelijk is van welk terrein zij afkomstig zijn (Bron: Vlinderstichting 2009).

Soort	Terrein	Type voorkomen	Jaartal
Bruin blauwtje	Bemelerberg	Zwerver, mogelijk tijdelijke populatie	diverse jaren 1990 tot 2004
Dambordje	Bemelerberg	Tijdelijke populatie	1999
Dambordje	Wrakelberg	Tijdelijke populatie	1984
Bruin blauwtje	Wrakelberg	Zwervend	diverse jaren na 1990
Bruin dikkopje	Sint Pietersberg	Hervestiging	sinds 2002
Dambordje	Sint Pietersberg	Zwerver, mogelijk tijdelijke populatie	diverse jaren 1981 tot 2004
Klaverblauwtje	Sint Pietersberg	Hervestiging	sinds 2001
Veldparelmoervlinder	Sint Pietersberg	Hervestiging	sinds 2004
Bruin blauwtje	Kunderberg	Tijdelijke populatie	1992
Dambordje	Kunderberg	Zwerver	1993 en 1995
Dambordje	Berghof/Laamhei	Zwerver	1981, 1997 en 1998
Bruin blauwtje	Berghof/Laamhei	Tijdelijke populatie	1996
Aardbeivlinder	Berghof/Laamhei	Tijdelijke populatie	1981
Aardbeivlinder	Berghof/Laamhei	Zwerver	1996
Kalkgraslanddikkopje	Berghof/Laamhei	Tijdelijke populatie	1981

4.2.4 Conclusies huidige en historische verspreiding dagvlinders

Slechts in twee van de zes onderzochte Nederlandse hellingschraallanden komen nog populaties van karakteristieke dagvlinders voor, terwijl in alle referentieterreinen meerdere karakteristieke soorten zijn gevonden. Alleen op de Wrakelberg en de Sint Pietersberg hebben karakteristieke soorten (respectievelijk het Bruin dikkopje en het Bruin blauwtje) zich weten te handhaven en de Sint Pietersberg is het enige terrein waar enkele karakteristieke soorten zich na jaren afwezigheid recent hebben weten te hervestigen. De populaties die nog wel in Nederland aanwezig zijn zijn beduidend

kleiner dan populaties in de referentieterreinen. Analyse van de historische data laat zien dat een eerste golf van achteruitgang heeft plaatsgevonden tussen 1940 en 1980, maar ook na de invoering van herstelbeheer rond 1980 zijn veel soorten verder achteruitgegaan.

4.3 Mieren (Formicidae)

4.3.1 Methode

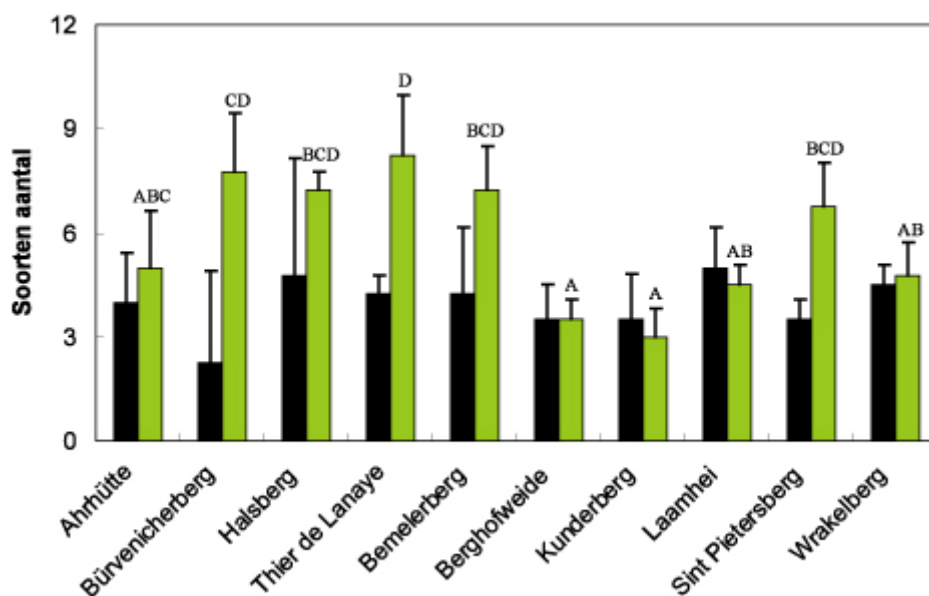
De mieren zijn bemonsterd met behulp van potvallen. In elk terrein zijn 4 tot 9 series potvallen geplaatst, waarvan ten minste vier in het best ontwikkelde hellingschraalland. De overige series zijn zodanig geplaatst dat alle verschillende habitattypen binnen het terrein goed gedekt waren. Daarnaast is bij de plaatsing rekening gehouden met de bemonsteringen die in 1977 en 1981 zijn uitgevoerd door het RIN en de Loopkeverstichting. Waar mogelijk zijn de potvallen op exact dezelfde locaties geplaatst om een goede vergelijking met de historische data mogelijk te maken. Elke serie potvallen bestond uit 5 vallen met een diameter van 8,5 cm. De vallen werden op een rechte lijn geplaatst evenwijdig aan de hoogtelijnen op een onderlinge afstand van 5 meter. Boven iedere val stond een afdakje om inregenen te voorkomen. Vallen werden gevuld met 10 dl formaline (5%) waaraan een druppel zeep was toegevoegd om de oppervlaktespanning te verlagen. Voor de mieren is gebruik gemaakt van alle vangsten tussen 1 juli en 31 oktober van één jaar per terrein. De Bemelerberg, Laamhei, Kunderberg, Wrakelberg, Ahrhütte, Halsberg en Thier de Lanaye zijn bemonsterd in 2005 en Sint Pietersberg, Berghofweide en Bürvenicherberg in 2006. In deze periodes werden de potvallen eens in de drie tot vier weken gelegegd. Aangezien mieren over het algemeen langlevende kolonies vormen zijn de verschillen in soortensamenstelling en nestdichtheid tussen opeenvolgende jaren binnen één terrein zeer gering. Hierdoor is het voor deze groep geen probleem de vangsten uit 2005 en 2006 met elkaar te vergelijken. Bij mieren is bovendien het aantal individuen dat per soort per potvalserie wordt gevangen weinig indicatief voor de nestdichtheid in het terrein. Dit aantal wordt veel meer bepaald door de afstand tussen de potvalserie en omliggende mierennesten. Hierdoor is een analyse van de individuen aantallen niet zinvol. Het aantal series waarin een soort voorkomt is als maat genomen om toch een beeld te krijgen van de algemeenheid van de verschillende soorten binnen elk terrein (meer dan alleen aan- en afwezigheid).

4.3.2 Huidige situatie

In de tien terreinen werden in totaal 38 mierensoorten gevangen (zie Bijlage 8), waarvan er 21 karakteristiek worden genoemd voor droge, schrale vegetaties (Tab. 4.5.). De Halsberg herbergt het grootste aantal mierensoorten met 27 soorten in totaal waarvan 15 karakteristieke soorten. Het totale aantal soorten ligt in de kleinere Nederlandse terreinen (Berghofweide, Laamhei, Kunderberg en Sint Pietersberg (het door ons bemonsterd deel van de Sint Pietersberg is slechts 3,2 ha.) met 12 tot 17 soorten in totaal waarvan 6 tot 9 karakteristieke aanzienlijk lager dan in de grotere Nederlandse en buitenlandse terreinen waar 20 tot 27 soorten werden gevonden waaronder 11 tot 15 karakteristieke. Een deel van dit verschil kan het gevolg zijn van het grotere aantal series potvallen in de grotere terreinen. Voor een eerlijke vergelijking tussen de terreinen is derhalve gekeken naar het gemiddelde aantal soorten per potvalserie over vier potvalseries per terrein (Fig. 4.4.). Het aantal niet-karakteristieke soorten verschilt niet significant tussen de terreinen ($\chi^2 = 8,773$, $df = 9$, $p = 0,458$), maar er is wel een groot verschil in het gemiddelde aantal karakteristieke soorten per terrein (ANOVA, $F = 9,875$, $df_{1,2} = 9, 30$, $p < 0,001$). Op de Berghofweide en de Kunderberg ligt dit aantal significant lager dan op de Bürvenicherberg, Halsberg, Thier de Lanaye, Bemelerberg en Sint Pietersberg. Op de Laamhei is het aantal soorten lager dan op de Bürvenicherberg, Halsberg en Thier de Lanaye. Er is geen significant verschil tussen de Nederlandse terreinen enerzijds en de referentieterreinen anderzijds.

Tabel 4.5 Karakteristieke mierensoorten van droge, schrale vegetaties, die tijdens de inventarisaties van 2005 en 2006 zijn gevonden (keuze karakteristieke soorten naar Mabelis, 2002 en Seifert, 2007).

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam
<i>Anergates atratulus</i>	Woekermier
<i>Formica cunicularia</i>	Bruine baardmier
<i>Formica lusatica</i>	Duinbaardmier
<i>Formica pratensis</i>	Zwartrug bosmier
<i>Formica rufibarbis</i>	Rode baardmier
<i>Formica sanguinea</i>	Bloedrode roofmier
<i>Lasius alienus</i>	Mergelmier
<i>Lasius distinguendus</i>	Steppemier
<i>Lasius jensi</i>	Puntschubmier
<i>Lasius meridionalis</i>	Veldmier
<i>Myrmecina graminicola</i>	Oprolmier
<i>Myrmica sabuleti</i>	Zandsteekmier
<i>Myrmica schencki</i>	Kokersteekmier
<i>Myrmica specioides</i>	Duinsteekmier
<i>Ponera coarctata</i>	Staafmier
<i>Solenopsis fugax</i>	Diefmier
<i>Tapinoma ambiguum</i>	Heidedraaigatje
<i>Tapinoma erraticum</i>	Mergeldraaigatje
<i>Temnothorax interruptus</i>	Kalkslankmier
<i>Tetramorium caespitum</i>	Zwarte zaadmier
<i>Tetramorium impurum</i>	Bruine zaadmier



Figuur 4.4 Gemiddeld aantal karakteristieke mierensoorten van droge, schrale graslanden (groene balken) en gemiddeld aantal overige mierensoorten (zwarte balken) per potvalserie (+ standaard deviatie) over 4 series per terrein. Verschillende letters geven significante verschillen tussen het aantal karakteristieke soorten per terrein aan.

4.3.3 Historische vergelijking

De meeste door ons bezochte Nederlandse hellingschraallanden zijn ook in 1981 met behulp van potvallen op mieren geïnventariseerd. De Laamhei is in 1981 niet bemonsterd, maar wel in 1977. Ondanks het feit dat wij zo veel mogelijk gebruik gemaakt hebben van dezelfde bemonsteringsmethode en dezelfde potvallocaties als in 1977 en 1981 is het lastig een eerlijke vergelijking te maken tussen deze oude data

en onze vondsten. Ten eerste is het aantal gebruikte potvalseries niet overal gelijk, mede doordat in 1981 ook series haaks op de hoogtelijnen zijn gebruikt. Ten tweede zijn in de afgelopen 30 jaar enkele wijzigingen doorgevoerd op het gebied van de taxonomie. Enkele karakteristieke soorten die in 1977 en 1981 als één soort werden beschouwd zijn inmiddels opgesplitst, waardoor van de oude data niet bekend is of één of beide soorten aanwezig waren. Een minder belangrijk verschil is dat in 1977 en 1981 bemonsterd is van april tot en met oktober terwijl wij enkel van juli tot en met oktober mieren gevangen hebben. Aangezien de meeste soorten gedurende het hele zomerseizoen actief zijn en de meeste soorten pas na 1 juli zwermvluchten vertonen zou dit niet tot zeer grote verschillen moeten leiden. Door deze verschillen is het niet mogelijk een directe vergelijking te maken tussen de terreinen van het gemiddelde aantal soorten per potvalserie, wat een beeld geeft van de abundantie van de soorten binnen elk terrein. Wel is het mogelijk een redelijk betrouwbare vergelijking van de aan- en afwezigheid van de verschillende soorten per terrein te maken (Tab. 4.6.).

Uit de vergelijking tussen de data van 1977 en 1981 ten opzichte van de data uit 2005 en 2006 valt op te maken dat het totale aantal soorten en het aantal karakteristieke soorten op de Berghofweide en de Wrakelberg enigszins vooruit is gegaan. Op de Laamhei is het aantal soorten in 2005 wel iets hoger dan in 1977, maar dit ligt mogelijk puur aan het grotere aantal potvalseries in 2005 (vier series in 2005 tegenover twee series in 1977). Op de Kunderberg en Bemelerberg is weinig veranderd in het totale soortenaantal al zijn in beide terreinen enkele karakteristieke en opvallende soorten niet teruggevonden. Op de Kunderberg gaat het om *Tetramorium caespitum* en/of *Tetramorium impurum* en op de Bemelerberg om *Formica pratensis* en *F. sanguinea*. *Ponera coarctata*, die schijnbaar nieuw verschenen is op de Bemelerberg is een kleine soort met een onopvallende levenswijze. Het is daardoor mogelijk dat deze soort in 1981 wel aanwezig was, maar niet werd opgemerkt.

Het zeer lage aantal (karakteristieke) mierensoorten op de Berghofweide in 1981 werd door de Boer (1983) geweten aan de hoge betreding in dit terrein door de begrazing met paarden die hier werd uitgevoerd. Het hogere aantal soorten nu kan het gevolg zijn van de omschakeling naar maai- en graasbeheer met schapen. Daarbij moet echter opgemerkt worden dat in 1981 alleen het deel van de Berghofweide dat in eigendom is van Staatsbosbeheer is bemonsterd en niet het deel van Natuurmonumenten, terwijl de recente bemonstering wel in beide delen is uitgevoerd. Mogelijk waren soorten die nu schijnbaar nieuw zijn verschenen reeds in 1981 aanwezig in het deel van Natuurmonumenten, dat niet met paarden werd begraasd. De vooruitgang op de Wrakelberg is mogelijk het gevolg van de zeer langzame herkolonisatie van het terrein na omvorming van akker tot hellingschraalland rond 1960.

Tabel 4.6 Huidige waarnemingen (aangegeven met x) en waarnemingen uit 1977 en 1981 (arcering) van mieren in de Nederlandse hellingschraallanden. Karakteristieke soorten staan boven de streep, overige soorten daaronder. (Bron: De Boer, 1983; Mabelis & Mabelis-Jonker, 1978 en ongepubliceerde data A.A. Mabelis).

Terrein →	Bemelerberg	Berghofweide	Kunderberg	Laamhei	Wrakelberg
Jaar →	1981→2005	1981→2006	1981→2005	1977→2005	1981→2005
Aantal potvalseries →	8 → 7	5 → 4	5 → 6	2 → 4	7 → 9
<i>Formica cunicularia</i>	x	x	x	x	x
<i>Formica pratensis</i>					
<i>Formica rufibarbis</i>	x		x	x	x
<i>Formica sanguinea</i>					
<i>Lasius alienus</i>	x	x	x		x
<i>Lasius meridionalis</i>				x	x
<i>Myrmecina graminicola</i>	x	x	x	x	x
<i>Myrmica sabuleti</i>	x	x	x	x	x
<i>Myrmica schencki</i>	x	x	x	x	x
<i>Ponera coarctata</i>	x				x
<i>Solenopsis fugax</i>	x				
<i>Tapinoma erraticum</i>	x	x		x	x
<i>Tetramorium caespitum/impurum</i>	xx				xx
<i>Formica fusca</i>					
<i>Lasius flavus</i>	x	x	x	x	x
<i>Lasius fuliginosus</i>	x	x	x		x
<i>Lasius mixtus</i>				x	x
<i>Lasius niger</i>	x	x	x	x	x
<i>Lasius platythorax</i>				x	x
<i>Lasius sabularum</i>	x				x
<i>Lasius umbratus</i>	x	x	x	x	x
<i>Myrmica rubra</i>	x	x	x	x	x
<i>Myrmica ruginodis</i>	x		x	x	x
<i>Myrmica scabrinodis</i>	x	x	x	x	x
<i>Stenamma debile**</i>	x			x	x
<i>Temnothorax nylanderi</i>				x	x
Totaal karakteristiek	11* → 11	3* → 6	7* → 6	5 → 7	5* → 11
Totaal overige soorten	9 → 9	6 → 6	8 → 7	7 → 10	10 → 12

* Kan ook één meer zijn als beide *Tetramorium* soorten voorkwamen.

** In 1977 en 1981 gedetermineerd als *Stenamma westwoodi*, maar waarschijnlijk *Stenamma debile*.

4.3.4 Conclusies huidige en historische verspreiding mieren

Er zijn grote verschillen in het gemiddelde aantal mierensoorten per potvalserie tussen de tien bemonsterde terreinen. Met name op de Berghofweide en de Kunderberg en in mindere mate de Laamhei en Wrakelberg is het gemiddelde aantal karakteristieke mierensoorten per potvalserie zeer laag. Het gemiddelde aantal karakteristieke mierensoorten op de Bemelerberg en de Sint Pietersberg wijkt niet significant af van het aantal soorten in de buitenlandse referentieterreinen. Vergeleken met 1977 en 1981 is de mierenfauna van de hellingschraallanden niet schrikbarend veranderd. Op de Berghofweide is een duidelijke vooruitgang te zien in het aantal karakteristieke soorten, maar mogelijk waren de nu schijnbaar nieuw verschenen soorten in 1981 al wel aanwezig in het terreindeel dat in eigendom is van Natuurmonumenten. Ook op de Wrakelberg is een vooruitgang te zien in het aantal karakteristieke soorten, mogelijk nog als gevolg van herkolonisatie van het terrein na omvorming van akker tot hellingschraalland. Op de Bemelerberg en de Kunderberg is weinig veranderd in het totale aantal karakteristieke soorten al zijn in beide terreinen enkele karakteristieke en opvallende soorten niet teruggevonden.

4.4 Sprinkhanen & Krekels (Orthoptera)

4.4.1 Methode

Kwalitatieve inventarisatie

Het voorkomen van sprinkhaan- en krekelseorten in de Nederlandse hellingschraallanden en de Belgische en Duitse referentiegebieden is vastgesteld door middel van terreindekkende inventarisaties op zicht en geluid. De inventarisaties zijn uitgevoerd van april tot en met augustus 2005 en 2006. In principe zijn alle terreinen tenminste één seizoen lang elke maand bezocht waarbij in totaal 1 uur per hectare werd besteed aan het afzoeken van het gehele terrein (met een maximum van 4 uur per terrein). De terreinen werden om beurten 's ochtends en 's middags bezocht. Inventarisaties werden enkel uitgevoerd bij droog en warm weer. Op minder warme dagen werd enkel geïnventariseerd als het onbewolkt, zonnig weer was. In mei en juli 2006 konden door aanhoudend slecht weer niet alle terreinen geïnventariseerd worden. In deze gevallen is voorrang gegeven aan de terreinen die tot dat moment het minst bezocht waren.

Transecten

In 2006 is in alle terreinen een kwantitatieve inventarisatie uitgevoerd om de aantallen individuen tussen de terreinen te kunnen vergelijken. Hierbij werden alle sprinkhanen genoteerd die werden gezien of gehoord op een transect van 5 meter breed en 30 meter lang. In elk terrein zijn één of twee dergelijke transecten uitgezet en regelmatig bezocht. Door het slechte weer in de zomer van 2006 konden niet alle transecten elke maand gelopen worden. Voor een goed vergelijkbaar beeld van de individuen aantallen zijn voor de analyse daarom alleen de data van de twee complete bemonsteringsrondes gebruikt (half juni en eind augustus/begin september 2006).

Bemonstering doornsprinkhanen

Voor de doornsprinkhanen (*Tetrigidae*), die geen geluid produceren en daardoor makkelijk over het hoofd te zien zijn tijdens een algemene inventarisatie, zijn alle terreinen in april en mei 2006 minimaal eenmaal extra bezocht. Tijdens deze bezoeken werden bodem en vegetatie actief afgezocht naar doornsprinkhanen en aanvullend werd met een sleepnet de vegetatie bemonsterd.

4.4.2 Huidige situatie

Voorkomen soorten

In de tien onderzochte hellingschraallanden zijn in totaal 25 soorten sprinkhanen gevonden (zie Bijlage 9). Negen van deze soorten zijn karakteristiek voor kalkgraslanden, schrale graslanden en/of heiden (Tab. 4.7.).

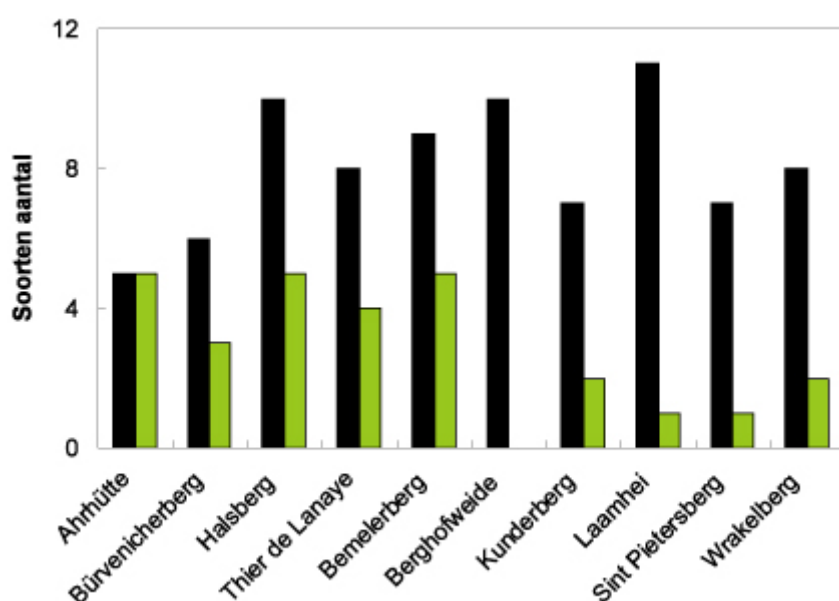
Tabel 4.7 Karakteristieke soorten sprinkhanen en krekels voor hellingschraallanden naar Kleukers et al. (1997), die tijdens de inventarisaties van 2005 en 2006 zijn gevonden.

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Karakteristiek biotoop
<i>Decticus verrucivorus</i>	Wrattenbijter	schraal grasland/heide
<i>Gryllus campestris</i>	Veldkrekkel	schraal grasland/heide
<i>Metrioptera bicolor</i>	Lichtgroene sabelsprinkhaan	kalkgrasland
<i>Metrioptera brachyptera</i>	Heidesabelsprinkhaan	heide
<i>Oedipoda caerulescens</i>	Blauwvleugelsprinkhaan	heide
<i>Omocentrus rufipes</i>	Negertje	kalkgrasland/heide
<i>Omocentrus viridulus</i>	Wekkertje	schraal grasland/heide
<i>Stenobothrus lineatus</i>	Zoemertje	kalkgras/schraal gras/heide
<i>Stenobothrus stigmaticus</i>	Schavertje	kalkgras/schraal gras/heide
<i>Tetrix tenuicornis</i>	Kalkdoorntje	kalkgrasland

Het totale aantal soorten sprinkhanen en krekels per terrein varieert van 8 (Sint Pietersberg) tot 15 (Halsberg, Duitsland). Het aantal karakteristieke soorten per terrein ligt in de referentieterreinen met 3 tot 5 soorten per terrein significant hoger (ANOVA, $F = 6,38$, $df_{1,2} = 1, 8$, $p = 0,036$) dan in Nederland, waar doorgaans slechts 0 tot 2

karacteristieke soorten werden gevonden. De Bemelerberg vormt met 5 karakteristieke soorten een positieve uitzondering hierop (Fig. 4.5.). Het aantal overige soorten verschuilt niet tussen de Nederlandse hellingschraallanden en de referentiegebieden

Het kalkdoorntje is overal gevonden, behalve op de Berghofweide en de Bürvenicherberg (Tab. 4.8.). In beide terreinen is wel uitgebreid gezocht naar deze soort en op de Berghofweide zijn bovendien wel twee andere doornsprinkhaansoorten gevonden. Het is daarom zeer waarschijnlijk dat het kalkdoorntje in deze twee terreinen daadwerkelijk ontbreekt. De Lichtgroene sabelsprinkhaan, die in grote getale in de Duitse terreinen is gevonden, kwam tot voor kort niet in Nederland voor. De soort heeft zich de afgelopen jaren in Duitsland sterk uitgebreid en werd in 2004 voor het eerst in Nederland waargenomen (Felix, 2004). Op de Bemelerberg is één langvleugelig mannetje van deze soort gevonden, de tweede waarneming voor Nederland.



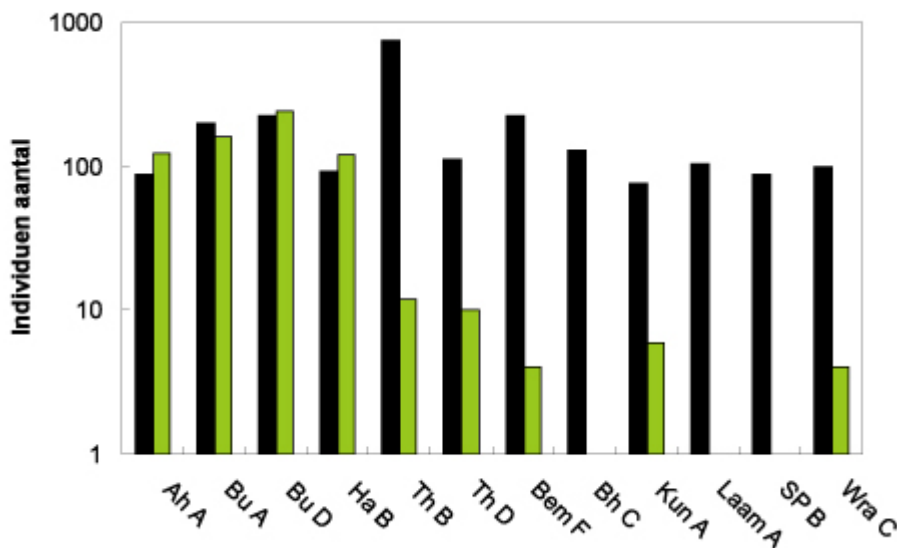
Figuur 4.5 Aantal soorten karakteristieke sprinkhanen en krekels (groene balken) en overige sprinkhaan en krekels (zwarte balken) per terrein gevonden tijdens de inventarisaties van 2005 en 2006.

Tabel 4.8 Waargenomen karaktersitieke sprinkhaan- en krekelsorten in de tien geïnventariseerde hellingschraallanden, Ahrhütte (Ah), Bürvenicherberg (Bü) en Halsberg (Ha) in Duitsland, Thier de Lanaye (Th) in België en Bemelerberg (Bem), Berghofweide (Bh), Kunderberg (Kun), Laamhei (Laam), Sint Pietersberg (SP) en Wrakelberg (Wra) in Nederland.

Soort	Ah	Bü	Ha	Th	Bem	Bh	Kun	Laam	SP	Wra
Wrattenbijter	x									
Veldkrekkel					x					
Lichtgroene sabelsprinkhaan	x	x	x		x					
Heidesabelsprinkhaan		x								
Blauwvleugelsprinkhaan				x						
Negertje			x	x	x					
Wekkertje	x		x							
Zoemertje	x	x	x	x			x			x
Schavertje					x					
Kalkdoorntje	x		x	x	x		x	x	x	x

Individuenaantallen

De individuenaantallen liggen voor de niet karakteristieke soorten tussen de 76 (Berghofweide) en 757 (Thier de Lanaye B) per transect (twee bezoeken). De Ratelaar is als enige in alle transecten gevonden, meestal in zeer hoge aantallen (tot 200 individuen). Ook de Krasser was in sommige terreinen massaal aanwezig. Wat betreft het aantal individuen van karakteristieke soorten is een duidelijk verschil zichtbaar tussen de referentieterreinen en de Nederlandse hellingschraallanden, het aantal individuen ligt in Nederland aanzienlijk lager (Mann-Whitney U test, $Z = 2,90$, $p = 0,004$). In alledrie de Duitse terreinen is met name het Zoemertje massaal aanwezig met meer dan 110 individuen per transect. Ook de Lichtgroene sabelsprinkhaan is in alle transecten in de Duitse terreinen gevonden. In Thier de Lanaye lag het aantal individuen van karakteristieke soorten op 10-12 per transect (met name Negertje) en op Wrakelberg, Bemelerberg en Kunderberg op 4 tot 6 (Veldkrekkel, Negertje en Zoemertje). Op de Berghofweide, Laamhei en Sint Pietersberg werd geen enkele karakteristieke soort gevonden in de transecten (Fig .4.6.).



Figuur 4.6 Aantal individuen van karakteristieke sprinkhaan- en krekelseorten (groene balken) en overige sprinkhaan- en krekelseorten (zwarte balken) per transect gedurende twee tellingen (juni en eind augustus/begin september) in 2006. De transecten lagen in Ahrhütte (Ah), Bürvenicherberg (Bü) en Halsberg (Ha) in Duitsland, Thier de Lanaye (Th) in België en Bemelerberg (Bem), Berghofweide (Bh), Kunderberg (Kun), Laamhei (Laam), Sint Pietersberg (SP) en Wrakelberg (Wra) in Nederland. De verschillende letters verwijzen naar verschillende terreindelen in terreinen waarin meerdere transecten lagen.

4.4.3 Historische vergelijking

Soortensamenstelling

Alle Nederlandse hellingschraallanden die door ons zijn onderzocht zijn ook in 1988 systematisch op sprinkhanen geïnventariseerd (Kleukers et al., 1993). Deze inventarisatie vond plaats tijdens het 2^e Nederlandse sprinkhaansymposium op 14 en 15 augustus en geeft een goed beeld van de verspreiding van de meeste veldsprinkhanen en sabelsprinkhanen. Krekels en Doornsprinkhanen, die veelal eerder in het seizoen actief zijn of niet goed op geluid geïnventariseerd kunnen worden zijn in deze inventarisatie minder goed bemonsterd. Helaas is het aantal oudere sprinkhaanwaarnemingen relatief laag en zeker niet gebiedsdekkend, waardoor het voor de sprinkhanen, in tegenstelling tot de dagvlinders, niet mogelijk is een duidelijk beeld te geven welke soorten voor 1980 in de verschillende terreinen voorkwamen. Er zijn wel publicaties met meldingen van enkele soorten uit verschillende periodes. Voor de Bemelerberg zijn er bijvoorbeeld data over het voorkomen van sprinkhanen uit 1983 en van verschillende publicaties van voor 1983 (Willemse, 1931; 1939; 1940;

Tilmans, 1980) samengevat in Hermans (1984). Daarnaast geeft Kleukers et al. (1997) voor enkele soorten aanvullende informatie over het voorkomen in de hellingschraallanden in de periodes 1950-1979 en 1980-1994. Deze data berusten echter niet op systematische inventarisaties waardoor onduidelijk is of soorten die niet werden gevonden ook daadwerkelijk niet aanwezig waren. Een goed overzicht van de status van de hellingschraallandsprinkhanen van voor 1950 ontbreekt volledig. In Tab. 4.9. zijn de beschikbare historische data samen met de data van onze inventarisatie weergegeven. Aan de lijst van karakteristieke soorten zijn daarbij twee soorten toegevoegd die in onze inventarisatie niet werden gevonden, het Knosprietje (*Myrmeleotettix maculatus*) en het Locomotiefje (*Chorthippus apricarius*).

Tabel 4.9 Historische sprinkhaan en krekelwaarnemingen (symbolen) van Bemelerberg (Bem), Berghofweide (Bh), Kunderberg (Kun), Laamhei (Laam), Sint Pietersberg (SP) en Wrakelberg (Wra), waarbij gesloten symbolen waarnemingen van vóór 1983 weergeven en open symbolen waarnemingen van na 1980. Bronnen: ■ >1983 (Hermans 1984), ● 1950-1979 (Kleukers et al., 1997), ○ 1988 (Kleukers et al., 1993), □ 1980-1994 (Kleukers et al., 1997). Waarnemingen uit 2005 en 2006 zijn weergegeven als arcering.

	Bem	Bh	Kun	Laam	SP	Wra
Wrattenbijter						
Veldkrekkel	○					
Lichtgroene sabelsprinkhaan						
Heidesabelsprinkhaan						
Blauwvleugelsprinkhaan						
Negertje	○					
Wekkertje						
Zoemertje	■		○			○
Schavertje	■○		●		●	
Kalkdoorntje	■○				○	
Knosprietje	■				□	
Locomotiefje						

De historische vergelijking laat zien dat vóór 1988 diverse populaties van karakteristieke soorten zijn verdwenen zoals het Zoemertje op de Bemelerberg en het Schavertje op de Kunderberg en de Sint Pietersberg. Sinds 1988 lijkt de situatie stabiel. Opvallend is verder dat van de Berghofweide en de Laamhei, waar nu geen of bijna geen karakteristieke soorten gevonden zijn, ook geen historische waarnemingen bestaan van karakteristieke sprinkhaansoorten. Op basis van het aantal karakteristieke soorten in de referentieterreinen en gelet op het gebrek aan waarnemingen uit deze terreinen van voor 1980 (Laamhei en Berghofweide zijn alleen in 1988 zeker op sprinkhanen geïnventariseerd) valt echter te verwachten dat in het verleden wel degelijk meer karakteristieke soorten sprinkhanen in deze terreinen voorkwamen.

De nieuwe meldingen van het Kalkdoorntje op de Wrakelberg, Laamhei en Kunderberg betreffen waarschijnlijk geen nieuwe populaties. Deze soort produceert geen geluid en is bij een algemene inventarisatie makkelijk over het hoofd te zien. Dat wij deze soort wel in veel terreinen hebben aangetroffen is te danken aan het feit dat wij enkele extra terreinbezoeken hebben uitgevoerd waarin wij intensief naar Doornsprinkhanen hebben gezocht. Ook de Veldkrekkel op de Bemelerberg is geen nieuwe verschijning. De soort is reeds sinds 1933 van dit terrein bekend (Kleukers & van Hoof, 2003) en is mogelijk in de inventarisaties van 1983 en daarvoor over het hoofd gezien doordat de soort vrij vroeg in het jaar actief is en tijdens de gebruikelijke inventarisatieperiode voor sprinkhanen (juli en augustus) niet meer striduleert.

De Lichtgroene sabelsprinkhaan op de Bemelerberg betreft wel een nieuwe soort voor dit gebied en zelfs de tweede waarneming voor Nederland. Er is echter slechts één langvleugelig mannetje gevonden wat doet vermoeden dat het hier om een enkel

zwervend exemplaar gaat en niet om een nieuwe populatie. De vondst van deze soort kan overigens beter worden verklaard door de sterke uitbreiding van het areaal van deze soort in Duitsland (mogelijk veroorzaakt door klimaatverandering) dan door veranderde omstandigheden binnen het hellingschraalland.

Veranderingen in populatiegrootte

Slechts voor enkele soorten zijn de historische data gedetailleerd genoeg om uitspraken te kunnen doen over veranderingen in de populatiegrootte. De populatie Veldkrekels op de Bemelerberg werd in 2002 geschat op niet meer dan 10 individuen, gebaseerd op het feit dat er nooit meer dan 2 of 3 individuen per veldbezoek gevonden werden (Kleukers & van Hoof, 2003). Op 18 mei 2005 werden door ons 10 tot 15 zingende mannetjes aangetroffen en tijdens incidentele veldbezoeken in 2007 en 2008 zijn eveneens steeds meerdere zingende mannetjes gevonden. Deze bevonden zich deels ook hoger op de helling dan het kleine gebiedje waar de Veldkrekkel in 2002 zat. Het lijkt er dus op dat de populatie Veldkrekels op de Bemelerberg zich iets heeft uitgebreid in de afgelopen 5 jaar. Aangezien er geen data zijn over de populatiegrootte aan het eind van de jaren negentig is niet duidelijk of het lage aantal in 2002 een uitzondering was, veroorzaakt door bijvoorbeeld slechte weersomstandigheden, of dat de populatie op het punt stond uit te sterven en zich in de laatste jaren daadwerkelijk heeft hersteld.

De populaties van het Zoemertje op de Wrakelberg en de Kunderberg zijn door ons in dezelfde terreindelen aangetroffen als in 2002 en ook de aantallen wijzen niet op grote veranderingen ten opzichte van de inventarisaties in het kader van het Beschermingsplan. Het Schavertje op de Bemelerberg is door ons eveneens in beide deelreinen aangetroffen waar de soort ook in 2002 is gevonden (Kleukers & van Hoof, 2003), echter slechts in zeer lage aantallen. Of dit daadwerkelijk wijst op een achteruitgang van deze populatie valt echter niet vast te stellen aangezien er in 2002 gericht gezocht is naar zo veel mogelijk individuen van het Schavertje, terwijl onze inventarisatie zich primair richtte op het in kaart brengen van de soortensamenstelling van elk terrein.

4.4.4 Conclusies huidige en historische verspreiding sprinkhanen en krekels

Een klein aantal karakteristieke sprinkhaan- en krekelsoorten komt momenteel nog voor in de Nederlandse hellingschraallanden. Alleen op de Bemelerberg ligt het aantal karakteristieke soorten op eenzelfde niveau als in de Duitse en Belgische referentiereinen. Op de Berghofweide komt geen enkele karakteristieke sprinkhaansoort meer voor. Waar in de Nederlandse hellingschraallanden nog wel karakteristieke soorten gevonden worden komen deze meestal in lage tot zeer lage dichtheden voor. Dit is overigens ook het geval in het Belgische Thier de Lanaye, maar duidelijk niet in de drie gebieden in de Duitse Eifel.

Analyse van de historische data laat zien dat het aantal populaties van karakteristieke soorten in het midden van de 20^e eeuw sterk is teruggelopen. Sinds invoering van het herstelbeheer begin jaren tachtig is de situatie gestabiliseerd. De populaties van karakteristieke soorten die in 1988 binnen de hellingschraallandreservaten zijn gevonden, zijn allen nog steeds aanwezig. Tegelijkertijd zijn er nergens nieuwe populaties bijgekomen en zijn de bestaande populaties nog steeds erg klein waardoor de situatie uiterst kritiek blijft.

4.5 Loopkevers (Coleoptera) en Wantsen (Heteroptera) uit potvallen

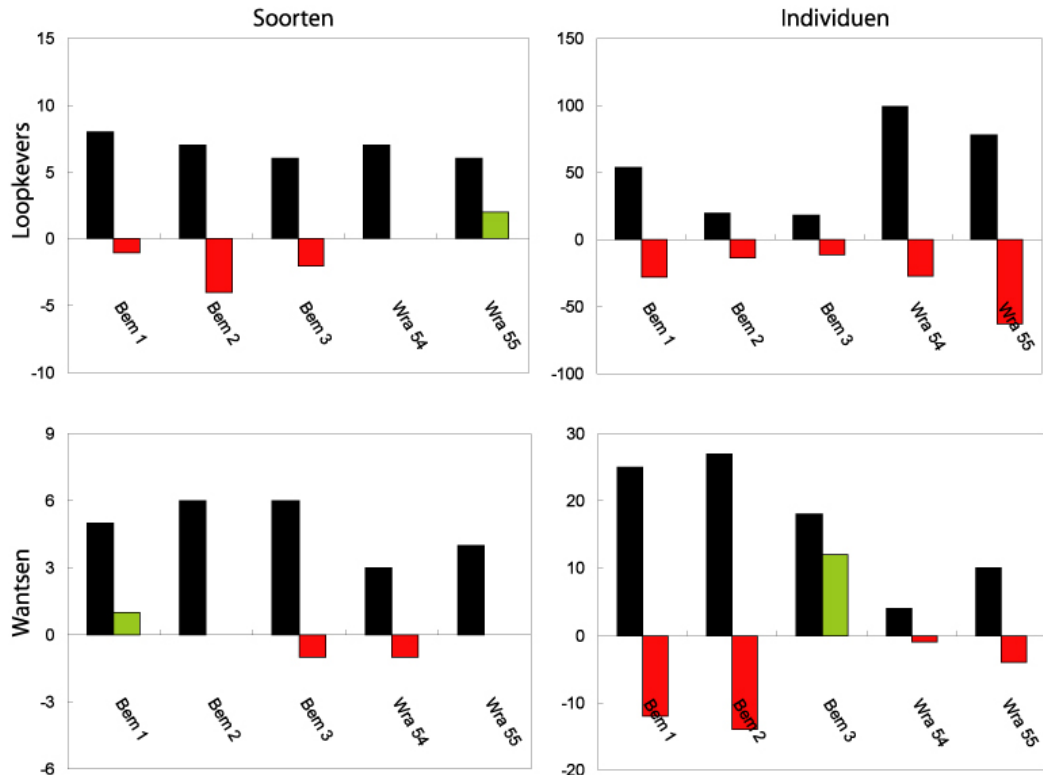
4.5.1 Methode

De loopkevers en wantsen zijn net als de mieren bemonsterd met potvallen (zie hoofdstuk 4.3.1 voor de gebruikte methode). Voor de analyse van de loopkever- en wantsendata is in principe gebruik gemaakt van alle vangsten tussen 1 april en 31 oktober. Laamhei en Kunderberg zijn in 2005 geïnventariseerd, Ahrhütte, Halsberg,

Bürvenicherberg, Thier de Lanaye, Sint Pietersberg en Berghofweide in 2006 en Bemelerberg en Wrakelberg in beide jaren.

In tegenstelling tot mieren leiden bij wantsen en loopkevers veranderingen in de omgeving zoals veranderde weersomstandigheden wel binnen een jaar tot veranderingen in de soortensamenstelling en de aantalverdeling, aangezien deze soorten over het algemeen een eenjarige levenscyclus hebben. Dit betekent dat er systematische verschillen kunnen zitten tussen vangsten uit verschillende jaren. Een zeer vochtige winter kan bijvoorbeeld een decimerend effect hebben op loopkever- en wantsenpopulaties en een zeer warm voorjaar kan juist tot een grote toename leiden. Om deze reden zijn data uit verschillende jaren niet altijd direct met elkaar te vergelijken. Dit is problematisch omdat in dit onderzoek niet alle terreinen in hetzelfde jaar geïnventariseerd konden worden. Om na te gaan of dergelijke effecten binnen dit onderzoek zijn opgetreden is een controle op de data uitgevoerd aan de hand van de twee terreinen (Bemelerberg en Wrakelberg) die in beide jaren zijn onderzocht. Aangezien veranderingen veroorzaakt door extreme weersomstandigheden in alle terreinen (binnen dezelfde regio) tegelijk optreden mag worden aangenomen dat grote systematische veranderingen binnen deze twee terreinen representatief zijn voor de veranderingen binnen de terreinen die slechts één jaar zijn onderzocht. Bemoelijkende factor in deze is dat achteraf gebleken is dat binnen deze twee terreinen ook lokale beheersveranderingen hebben plaatsgevonden die eveneens een effect op de loopkever- en wantsenvangsten kunnen hebben. Op de Bemelerberg is het Winkelberggedeelte in zomer en najaar 2005 intensiever beheerd dan voorgaande jaren en werd voor het eerst gebruik gemaakt van verschillende compartimenten. Op de Wrakelberg wordt jaarlijks een wisselend deel van het terrein niet gemaaid. Het voorkomen van systematische verschillen tussen de twee onderzoeksjaren is derhalve onderzocht aan een beperkt aantal potvalseries op lokaties die (voor zover bekend) in 2005 en 2006 op dezelfde wijze zijn beheerd. Daarnaast is voor deze vergelijking enkel gekeken naar karakteristieke soorten (zie Tab. 4.10), omdat oorzaken van fluctuaties voor andere soorten ook buiten de hellingschraallanden kunnen liggen.

Het aantal soorten karakteristieke loopkevers en wantsen per potvalserie wijkt in 2006 niet significant af van het aantal soorten in 2005 (Wilcoxon signed ranks test, $Z_{(\text{loopkevers})}/Z_{(\text{wantsen})} = -0,92/-0,58$, $N=5$, $p_{(\text{loopkevers})}/p_{(\text{wantsen})} = 0,36/0,56$) (Fig. 4.7). Voor de wantsen is er eveneens geen duidelijk verschil in de individuen aantallen tussen 2005 en 2006 (Wilcoxon signed ranks test, $Z=-0,67$, $N=5$, $p=0,50$). Voor de loopkevers ligt het aantal gevangen individuen in 2006 in alle dubbel bemonsterde potvalseries lager dan in 2005, maar ook dit verschil is niet significant (Wilcoxon signed ranks test, $Z = -1,46$, $N = 5$, $p = 0,14$), aangezien de mate van afname sterk verschilt per potvalserie (10% tot 70%). Er is dus geen duidelijke verschuiving (consequente toename of afname) in het aantal loopkever- en wantsensoorten en het aantal individuen van deze soorten tussen de twee bemonsteringsjaren. Derhalve mag worden aangenomen dat verschillen in individuen- en soortenaantal tussen terreinen die in verschillende jaren zijn bemonsterd het gevolg zijn van werkelijke verschillen (in ligging, beheer, uitgangssituatie etc.) tussen de terreinen en niet het gevolg zijn van extreme weersomstandigheden in één van de inventarisatiejaren. Deze analyse laat tegelijkertijd zien dat er wel grote fluctuaties zijn in individuen aantal en voor de loopkevers ook in soortenaantal op een en dezelfde locatie, terwijl er ogenschijnlijk geen veranderingen in omgevingsfactoren zijn opgetreden.



Figuur 4.7 Aantal soorten en individuen van karakteristieke loopkevers en wantsen per potvalserie in 2005 (zwarte balken) en verandering in soorten- en individueenaantal in 2006 (rode balken voor afname en groene balken voor toename).

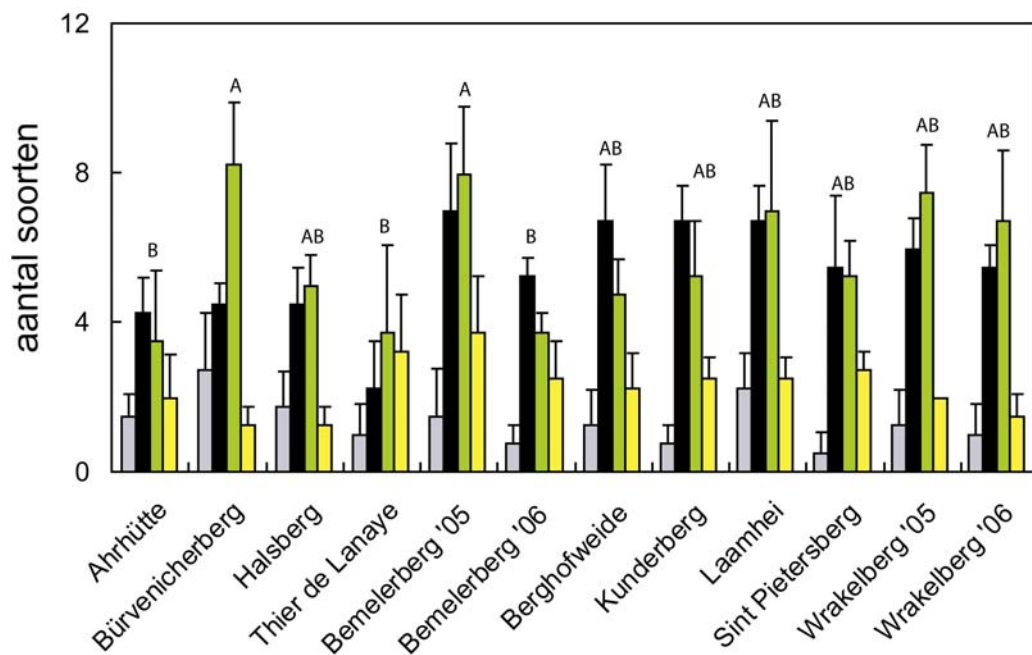
Voor een vergelijking van het aantal soorten en het aantal individuen per terrein is gebruik gemaakt van de vangsten van één jaar van vier potvalseries per terrein. Van de Bemelerberg en de Wrakelberg zijn in de statistische analyse de data van de twee inventarisatiejaren afzonderlijk opgenomen. Voor vergelijking van de huidige data met historische gegevens is gekeken naar alle vangsten per terrein.

4.5.2 Huidige situatie loopkevers

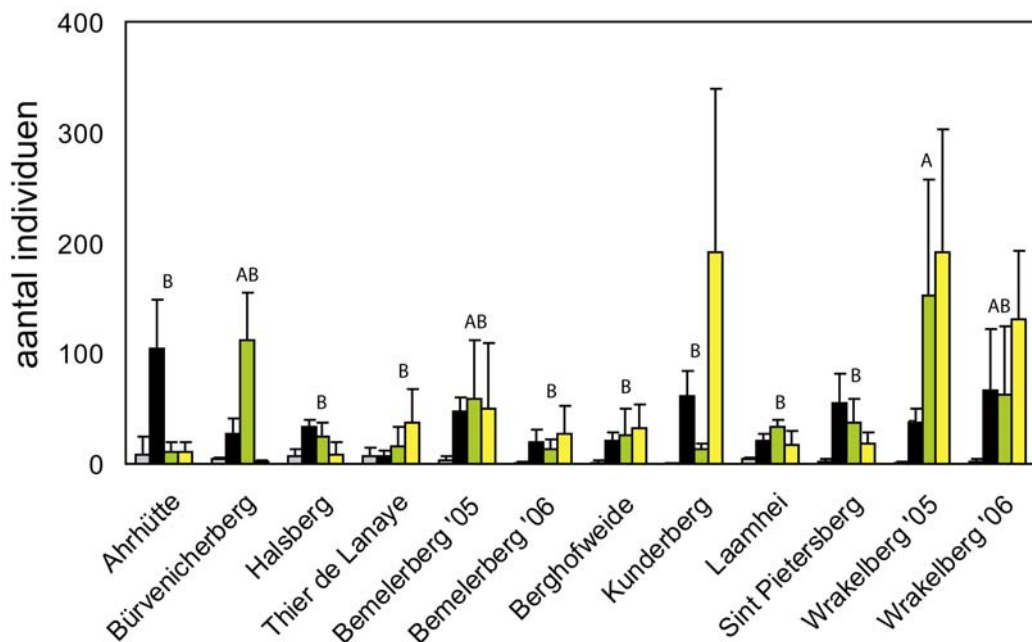
In totaal zijn in de tien onderzochte hellingschraallanden 18.088 loopkevers gevangen behorende tot 96 verschillende soorten (zie Bijlage 10). Tweeënvijftig soorten zijn in meer of mindere mate karakteristiek voor schrale vegetaties en kalkgraslanden (Tab 4.10). Tien van de gevonden soorten zijn karakteristieke bossoorten en negen soorten kunnen geclassificeerd worden als pioniersoorten; mobiele soorten die gebonden zijn aan zeer open milieus. De overige 26 soorten zijn eurytoop en komen in allerlei biotopen voor (indeling in deze vier groepen op basis van Turin (2000) en H. Siepel mond. meded.). Zowel het aantal bossoorten als het aantal individuen behorende tot de bossoorten verschilt niet significant tussen de terreinen (ANOVA, $F < 2,1$, $df_{1,2} = 11, 36$, $p > 0,05$). Deze soorten kunnen beschouwd worden als zwervers die bij toeval zo nu en dan gevangen worden. Het aantal individuen en soorten behorende tot de karakteristieke soorten, pioniersoorten en eurytope soorten verschilt wel significant tussen de terreinen (ANOVA, $F > 2,9$, $df_{1,2} = 11, 36$, $p < 0,01$) (Fig. 4.8. en 4.9.).

Tabel 4.10 Gevangen loopkever- en wantsensoorten die in enige mate karakteristiek zijn voor schrale vegetaties en kalkgraslanden (keuze van de loopkevers op basis van Turin, (2000) en H. Siepel mond. meded., keuze van de wantsen op basis van Alexander, (2003) en B. Aukema mond. meded.).

Loopkevers		Wantsen	
<i>Agonum muelleri</i>	<i>Harpalus distinguendus</i>	<i>Acalypta carinata</i>	<i>Kalama tricornis</i>
<i>Agonum viduum</i>	<i>Harpalus pumilus</i>	<i>Acalypta parvula</i>	<i>Lasiacantha capucina</i>
<i>Amara anthobia</i>	<i>Harpalus rubripes</i>	<i>Adelphocoris seticornis</i>	<i>Legnotus limbosus</i>
<i>Amara aulica</i>	<i>Harpalus signaticornis</i>	<i>Aellopus atratus</i>	<i>Macrotylus paykullii</i>
<i>Amara bifrons</i>	<i>Leistus ferrugineus</i>	<i>Agramma laetum</i>	<i>Megalonotus antennatus</i>
<i>Amara convexior</i>	<i>Leistus spinibarbis</i>	<i>Bathysolen nubilus</i>	<i>Megalonotus chiragra</i>
<i>Amara convexiuscula</i>	<i>Microlestes maurus</i>	<i>Beosus maritimus</i>	<i>Megalonotus praetextatus</i>
<i>Amara curta</i>	<i>Microlestes minutulus</i>	<i>Berytinus hirticornis</i>	<i>Megalonotus sabulicola</i>
<i>Amara equestris</i>	<i>Notiophilus substriatus</i>	<i>Berytinus minor</i>	<i>Odontoscelis fuliginosa</i>
<i>Amara eurynota</i>	<i>Ophonus ardosiacus</i>	<i>Berytinus signoreti</i>	<i>Orthocephalus coriaceus</i>
<i>Amara montivaga</i>	<i>Ophonus azureus</i>	<i>Campylosteira verna</i>	<i>Orthocephalus saltator</i>
<i>Amara nitida</i>	<i>Ophonus nitidulus</i>	<i>Catoplatus fabricii</i>	<i>Ortholomus punctipennis</i>
<i>Amara ovata</i>	<i>Ophonus puncticeps</i>	<i>Ceraleptus lividus</i>	<i>Podops inuncta</i>
<i>Amara similata</i>	<i>Ophonus puncticollis</i>	<i>Chlamydatus saltitans</i>	<i>Prostemma guttula</i>
<i>Badister bullatus</i>	<i>Ophonus rufibarbis</i>	<i>Coriomeris denticulatus</i>	<i>Rhyparochromus phoeniceus</i>
<i>Badister sodalis</i>	<i>Panagaeus bipustulatus</i>	<i>Dicyphus annulatus</i>	<i>Rhyparochromus pini</i>
<i>Brachinus crepitans</i>	<i>Panagaeus cruxmajor</i>	<i>Drymus latus</i>	<i>Sciocoris cursitans</i>
<i>Bradycellus verbasci</i>	<i>Parophonus maculicornis</i>	<i>Emblethis verbasci</i>	<i>Scolopostethus puberulus</i>
<i>Carabus cancellatus</i>	<i>Pterostichus nigrata</i>	<i>Eremocoris podagricus</i>	<i>Sehirus luctuosus</i>
<i>Carabus convexus</i>	<i>Pterostichus ovoideus</i>	<i>Europiella alpina</i>	<i>Stygnocoris rusticus</i>
<i>Carabus monilis</i>	<i>Pterostichus strenuus</i>	<i>Eurygaster maura</i>	<i>Syromastus rhombeus</i>
<i>Demetrias atricapillus</i>	<i>Stenolophus teutonius</i>	<i>Gampsocoris punctipes</i>	<i>Tropistethus holosericus</i>
<i>Harpalus affinis</i>	<i>Synuchus vivalis</i>	<i>Geocoris grylloides</i>	
<i>Harpalus anxius</i>	<i>Trechus obtusus</i>	<i>Graptopeltus lynceus</i>	
<i>Harpalus attenuatus</i>	<i>Trechus quadristriatus</i>	<i>Halticus apterus</i>	
<i>Harpalus dimidiatus</i>	<i>Trechus rubens</i>	<i>Heterocordylus genistae</i>	



Figuur 4.8 Gemiddeld aantal loopkeversoorten per 4 potvalseries per terrein (+ standaard deviatie) voor karakteristieke kalkgrasland soorten (groen), eurytope soorten (zwart), pioniersoorten (geel) en bossoorten (grijs). Verschillende letters geven significante verschillen aan in het aantal karakteristieke soorten tussen de terreinen (Tukey post-hoc toets).



Figuur 4.9 Gemiddeld aantal loopkevers per 4 potvalseries per terrein (+ standaard deviatie) behorende tot de karakteristieke kalkgrasland soorten (groen), eurytope soorten (zwart), pioniersoorten (geel) en bossoorten (grijs). Verschillende letters geven significante verschillen aan in het aantal individuen van de karakteristieke soorten tussen de terreinen (Tukey post-hoc toets).

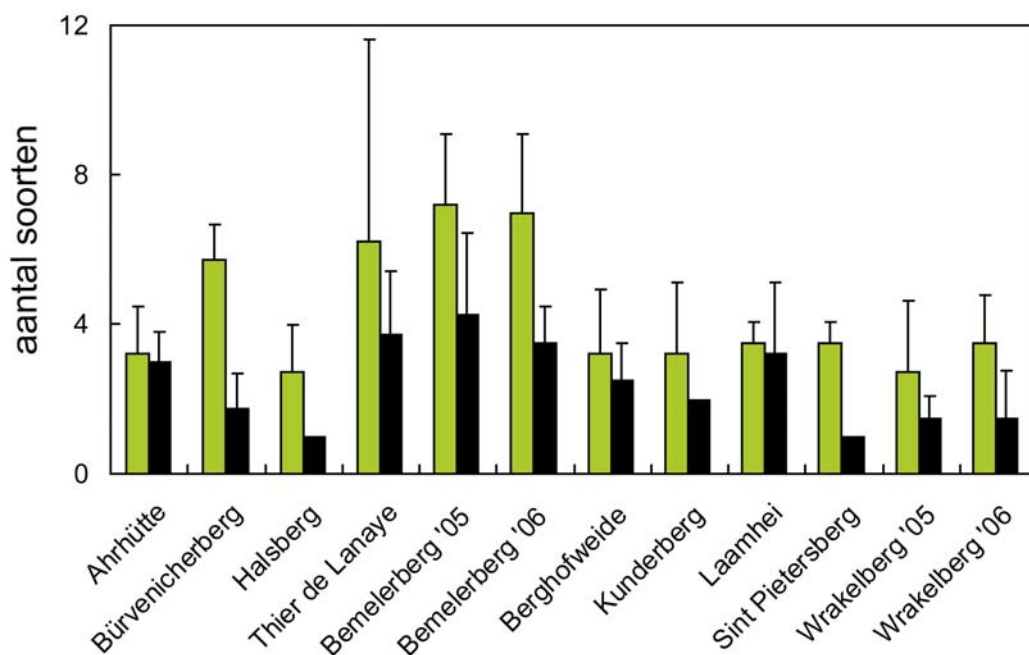
Het aantal karakteristieke loopkeversoorten is op de Bemelerberg bemonstering 2005 en op de Bürvenicherberg significant hoger dan op Ahrhütte, Thier de Lanaye en Bemelerberg bemonstering 2006. Het aantal individuen is alleen op de Wrakelberg bemonstering 2005 significant hoger dan in een aantal andere terreinen, maar voor Wrakelberg bemonstering 2006 geldt dit verschil niet (Tukey post-hoc toets). De verschillen in soorten- en individuen aantal tussen de verschillende bemonsteringen op dezelfde locatie zijn dus even groot of zelfs groter dan de verschillen tussen de terreinen. Dit ondanks het feit dat er geen duidelijk jaareffect is dat veroorzaakt wordt door veranderde weersomstandigheden (zie methode). De eerdergenoemde beheerveranderingen die zijn doorgevoerd in delen van de Bemelerberg en Wrakelberg kunnen debet zijn aan grote verschillen tussen de jaren, maar dat lijkt hier niet aan de hand te zijn aangezien ook de soorten- en individuen aantallen in de potvalseries met een constant beheer sterk zijn veranderd (zie Fig. 4.7).

Grote veranderingen in individuen aantal en soortensamenstelling tussen opeenvolgende jaren in een constant gebleven omgeving zijn voor loopkevers eerder beschreven door onder andere Desender (1996) en Scott & Anderson (2003). De oorzaak voor deze grote fluctuaties onder relatief stabiele omgevingscondities zijn tot nog toe onbekend. Wel is duidelijk dat deze veranderingen het bijzonder lastig maken om door middel van een vergelijkende studie het effect van diverse omgevingsfactoren (waaronder beheer) vast te stellen (Scott & Anderson, 2003). In onze studie moeten we vaststellen dat de diverse beheervormen die in de onderzochte terreinen worden toegepast geen duidelijk verschillend effect hebben op de karakteristieke loopkeverfauna als geheel. Naar verwachting zijn er wel duidelijke effecten van het gevoerde beheer voor specifieke soorten. Zo komt de zeer karakteristieke bombardeerkever (*Brachinus crepitans*) in Nederland enkel voor op de Wrakelberg, alwaar hij in zeer hoge dichtheden is gevangen (1611 exemplaren in totaal waarvan 443 exemplaren in de 4 hoofdseries in 2005 en 218 exemplaren in dezelfde potvalseries in 2006). Ook *Microlestes maurus* is in Nederland alleen op de Wrakelberg gevangen. De typische kalkgraslandsoorten *Harpalus dimidiatus*, *H. attenuatus* en *Ophonus rufibarbis* zijn enkel aangetroffen in de referentie-terreinen terwijl deze soorten in het verleden wel in Nederlandse hellingschraallanden zijn gevonden. *Ophonus nitidulus* is alleen gevonden in de terreinen die enkel in de herfst worden beheerd (Kunderberg, Laamhei en Wrakelberg). Nader onderzoek naar de manier waarop het beheer ingrijpt op de levenscyclus van deze soorten is nodig om vast te stellen of het voorkomen van deze soorten inderdaad bepaald wordt door het beheer en om na te gaan welke beheersaanpassingen eventueel nodig zijn voor deze soorten.

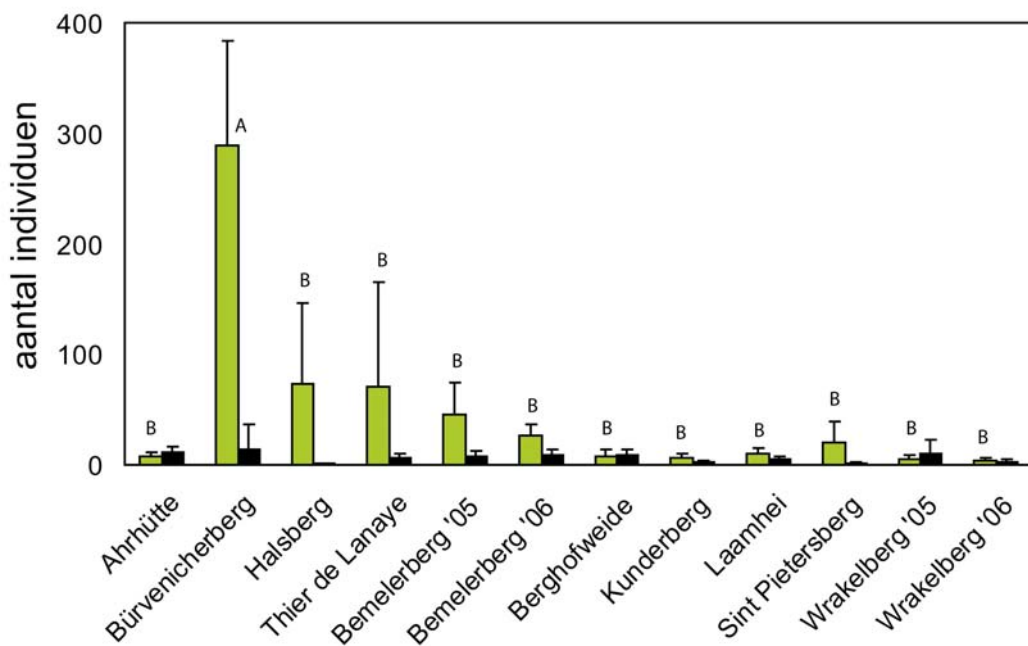
In tegenstelling tot de vlinders en de sprinkhanen is er voor de loopkevers geen verschil in het aantal karakteristieke soorten tussen de Nederlandse hellingschraallanden en de referentieterreinen ($\chi^2 = 1,6$, $df = 1$, $p = 0,21$). Het aantal eurytope soorten en het aantal pioniersoorten ligt in Nederland wel significant hoger ($\chi^2_{\text{(eurytoop)}} / \chi^2_{\text{(pionier)}} = 22,2/4,4$, $df = 1$, $p_{\text{(eurytoop)}} / p_{\text{(pionier)}} = 0,00/0,04$). Het hogere aantal eurytope soorten geeft aan dat de Nederlandse hellingschraallanden minder extreem zijn waardoor eurytope soorten hier makkelijker kunnen overleven. Het hogere aantal pioniersoorten in de Nederlandse terreinen wijst erop dat de loopkevergemeenschap hier minder stabiel is en dat er meer verstoring is in het terrein, mogelijk als gevolg van (te) intensief uitgevoerd beheer.

4.5.3 Huidige situatie wantsen

In de tien hellingschraallanden zijn in totaal 98 soorten wantsen gevangen (3634 individuen) (zie bijlage 11), waarvan 48 soorten bestempeld kunnen worden als karakteristieke soorten voor schrale vegetaties en kalkgraslanden (indeling op basis van Alexander, 2003 en B. Aukema mond. meded.). Zowel het aantal karakteristieke soorten als het aantal overige soorten verschilt tussen de terreinen (ANOVA, $F > 2,5$, $df_{1,2} = 11, 36$, $p < 0,02$) (Fig. 4.10). Het aantal karakteristieke soorten is het hoogst op Thier de Lanaye, de Bemelerberg en de Bürvenicherberg, al zijn de verschillen tussen individuele terreinparen niet significant (Tukey post-hoc toets). Het aantal individuen behorende tot de karakteristieke soorten verschilt ook tussen de terreinen (Fig. 4.11) met significant meer individuen op de Bürvenicherberg dan op elk van de andere terreinen (ANOVA, $F = 12,6$, $df_{1,2} = 11, 36$, $p < 0,001$). Het aantal individuen van de overige soorten verschilt niet tussen de terreinen (ANOVA, $F = 1,06$, $df_{1,2} = 11, 36$, $p = 0,42$). Het aantal karakteristieke soorten wantsen op de Bemelerberg en de Wrakelberg verschilt weinig tussen de twee inventarisatiejaren. Een groter verschil is zichtbaar voor het aantal individuen, met name op de Bemelerberg, maar ook dit verschil is niet significant. Er zijn geen verschillen in het aantal wantsensoorten tussen de Nederlandse hellingschraallanden en de referentieterreinen (T-toets, $F < 0,75$, $df = 16, 32$, $p > 0,5$). Het aantal individuen behorende tot de karakteristieke soorten ligt in de referentieterreinen wel duidelijk hoger dan in de Nederlandse hellingschraallanden (T-toets, $F = 2,6$, $df = 16, 32$, $p = 0,01$).



Figuur 4.10 Gemiddeld aantal soorten wantsen per 4 potvalseries per terrein (+ standaard deviatie) voor karakteristieke kalkgrasland soorten (groen) en eurytope soorten (zwart).



Figuur 4.11 Gemiddeld aantal wantsen per 4 potvalseries per terrein (+ standaard deviatie) behorende tot de karakteristieke kalkgrasland soorten (groen) en de eurytopen soorten (zwart). Verschillende letters geven significante verschillen aan in het aantal individuen van de karakteristieke soorten tussen de terreinen (Tukey post-hoc toets).

4.5.4 Historische vergelijking loopkevers en wantsen

Voor zowel de loopkevers als de wantsen zijn er voor een aantal terreinen data uit 1981 die op een vergelijkbare wijze verzameld zijn als de huidige gegevens. Deze gegevens zijn tot nu toe niet per potvalserie apart beschikbaar, maar enkel als totalen per terrein (Tab. 4.11). Voor de loopkevers zijn er nauwelijks verschillen in soortenaantal tussen 1981 en nu (ANOVA, $F = 0,139$, $df_{1,2} = 2, 6$, $p = 0,95$). De verschillen in soortenaantal tussen 2005 en 2006 zijn zelfs veel groter dan de verschillen tussen onze bemonstering en de data uit 1981. Hoewel het totaal aantal soorten loopkevers niet is veranderd zijn er wel verschillen in de daadwerkelijke soortensamenstelling per terrein. Nader onderzoek is nodig om te achterhalen of deze veranderingen het gevolg zijn van het herstelbeheer dat de afgelopen 25 jaar is uitgevoerd of dat het natuurlijke fluctuaties of areaaluitbreidingen (bijvoorbeeld als gevolg van de klimaatverandering) betreft.

Het aantal wantsen per terrein is wel enorm veranderd sinds 1981 (ANOVA, $F = 16,42$, $df_{1,2} = 2, 6$, $p = 0,005$). In alle terreinen zijn nu veel hogere soortenaantallen gevonden dan in 1981. Deze grote toename in het soortenaantal per terrein is opmerkelijk te noemen en is naar alle waarschijnlijkheid toe te schrijven aan het uitgevoerde herstelbeheer. Daarbij valt op dat de toename in het soortenaantal beduidend hoger is in de twee terreinen die zowel in voorjaar/zomer als in herfst/winter worden gemaaid of begraasd (Bemelerberg en Berghofweide, toename van respectievelijk 725% en 800%) dan in de twee terreinen waarin het beheer is beperkt tot de herfst (Wrakelberg en Kunderberg, toename respectievelijk 100% en 275 %). Op de Wrakelberg, het enige terrein dat al ruim voor 1980 een consistent beheer kende (eenmaal jaarlijks maaien), lag het aantal wantsensoorten in 1981 veel hoger dan in de andere terreinen. Ondanks deze gunstige Ausgangssituatie telt de Wrakelberg nu minder wantsensoorten en met name minder karakteristieke wantsensoorten dan de Bemelerberg (zie ook Fig. 4.10).

Tabel 4.11 Aantal loopkever- en wantsensoorten per terrein in de verschillende inventarisatiejaren (Bron data 1981: Aukema (1983); Turin (1983)).

	Loopkevers			Wantsen		
	1981	2005	2006	1981	2005	2006
Bemelerberg	44	43	37	4	33	30
Wrakelberg	44 ^a	52 ^a /37 ^b	33 ^b	14 ^a	28 ^a /20 ^b	21 ^b
Kunderberg	37	36	-	4	15	-
Berghofweide	38	-	37	2	-	18

^a Inclusief bemonstering van het naastgelegen bos (totaal 9 potvalseries).

^b Exclusief bemonstering van het naastgelegen bos (totaal 6 potvalseries).

4.5.5 Conclusies huidige en historische verspreiding loopkevers en wantsen

Het herstelbeheer dat de afgelopen 25 jaar is uitgevoerd in de Nederlandse hellingschraallanden heeft geleid tot een grote toename van het aantal karakteristieke wantsensoorten. Toch is de dichtheid aan wantsen in de Nederlandse hellingschraallanden nog duidelijk lager dan in de buitenlandse referentierreinen. De grootste aantallen wantsen (zowel soorten als individuen) komen voor op de Bemelerberg, Thier en Lanaye en Bürvenicherberg, alledrie terreinen die (onder meer) in voorjaar en zomer begraasd worden. Ook de toename in het aantal wantsensoorten over de afgelopen 25 jaar is duidelijk groter op de Bemelerberg en Berghofweide, die beiden zowel in voorjaar/zomer als in herfst/winter beheerd worden, dan in de terreinen met enkel herfst-beheer. Dit ondanks het feit dat de Wrakelberg in 1981 een betere uitgangspositie had. Dit wijst erop dat de karakteristieke wantsenfauna mogelijk nog verder te herstellen is door middel van aanpassingen in het beheer. De uitkomst dat voorjaar/zomerbeheer gunstiger lijkt te zijn dan enkel herfst/winter beheer is opvallend aangezien een studie in Engeland (Morris, 1973) precies het tegenovergestelde patroon liet zien. Bij een experiment waarin het effect van zomer-, herfst-, winter- en voorjaarsbegrazing op de wantsenfauna werd vergeleken bleek dat de diversiteit het hoogste was in de terreindelen met herfst- en winterbegrazing. Op basis van de Nederlandse terreinen valt in te brengen dat mogelijk de combinatie van herfst/winterbegrazing en voorjaar/zomer begrazing het gunstige effect veroorzaakt, maar ook op de Bürvenicherberg, die enkel in voorjaar/zomer begraasd wordt is het aantal gevonden wantsensoorten en -individuen zeer hoog. Nader onderzoek is nodig om helderheid te krijgen over deze discrepantie. Daarbij moet opgemerkt worden dat de studie van Morris niet statistisch is onderbouwd en dat de uitgangssituatie in de verschillende behandelingen niet is onderzocht. Het valt dus niet uit te sluiten dat de gevonden verschillen deels veroorzaakt zijn door een verschil in uitgangssituatie tussen de verschillende behandelingen en niet zo zeer door de behandelingen zelf.

Het aantal loopkeversoorten is in de afgelopen 25 jaar constant gebleven. Het gevoerde herstelbeheer lijkt dan ook geen effect (negatief nog positief) te hebben op de loopkeverfauna als geheel. Ook op basis van vergelijking van de inventarisatiegegevens tussen de terreinen is geen duidelijke koppeling te maken tussen het voorkomen van karakteristieke soorten en het gevoerde beheer, onder meer door de grote schommeling in soorten- en individuen aantal onder relatief constante omgevingscondities. Voor enkele specifieke karakteristieke loopkeversoorten lijkt het beheer wel een belangrijke rol te spelen. Nader onderzoek is nodig naar de manier waarop beheer ingrijpt op de levenscyclus van deze soorten om zo te achterhalen waar welke beheeraanpassingen nodig zijn.

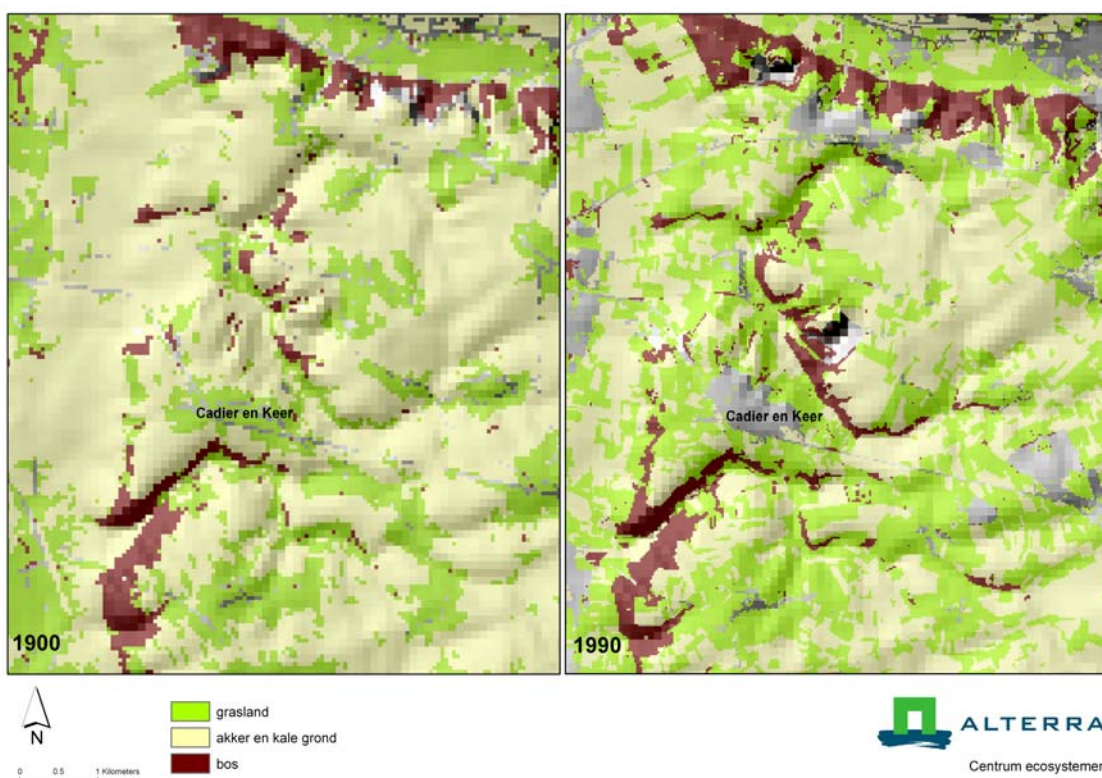
Zowel loopkevers als wantsen zijn over het algemeen relatief mobiele diergroepen. Gezien de grote uitbreiding van het aantal wantsensoorten sinds 1981 lijkt het erop dat veel wantsensoorten de versnipperde Nederlandse hellingschraallanden nog altijd kunnen vinden en dus weinig last hebben van die versnippering. Ook wat de loopkevers betreft lijkt de versnippering op het eerste gezicht geen belangrijke bottleneck gezien het feit dat het aantal loopkeversoorten in de versnipperde Nederlandse terreinen niet lager is dan in de grotere meer aaneengesloten

kalkgraslanden in de Eifel. Voor een beperkt aantal specifieke wantsen- en loopkeversoorten (brachyptere soorten en soorten met onderontwikkelde vliegspieren) kan versnippering wel een grote bottleneck zijn.

5 Integratie en conclusies deel I

5.1 Veranderingen in landgebruik

In het verleden werden de meestal steile hellingschraallanden als gemeenschappelijke weidegrond door schaapskuddes begraasd. Door het op grote schaal beschikbaar komen van kunstmest en de import van goedkope katoen in de eerste helft van de 20^e eeuw waren de schaapskuddes en de weidegronden niet langer rendabel. Bovendien werden grote delen hellinggrasland, vooral op de minder steile hellingen, geschikt gemaakt voor de landbouw. Andere delen werden met bomen beplant of ze werden verlaten, waardoor de grasmat op deze hellingen ‘vervilte’ en dichtgroeide met houtige soorten. Hierdoor is het oppervlak aan hellingschraalland ten opzichte van het begin van de vorige eeuw drastisch afgenomen. Wanneer de kaart met reliëf in Zuid-Limburg wordt vergeleken met de historische en huidige gegevens wat betreft hellingschraallanden, wordt duidelijk dat slechts de steilste hellingen op dit moment nog buiten agrarisch gebruik zijn gehouden en dat deze ten opzichte van het begin van de vorige eeuw veel meer met bos zijn begroeid (Fig. 2.1, Fig. 5.1).



Figuur 5.1 Grondgebruik omgeving Cadier en Keer rond 1900 en 1990 (basis Actueel hoogte bestand en de historisch grondgebruikkaart).

5.2 Huidige floristische en faunistische waarden

In het verleden is reeds veel onderzoek gedaan naar vegetatieherstel van het kalkgraslandgedeelte in hellingschraallanden (o.a. door Willems, Bobbink en Hillegers). Mede dankzij de inzichten uit dit onderzoek werd rond 1980 in een aantal terreinen opnieuw beweiding met schapen ingevoerd en werden struiken en bomen verwijderd. Op terreinen die lange tijd verwaarloosd waren en die omstreeks 1980 opnieuw in herstelbeheer zijn genomen, leidden de uitgevoerde beheersmaatregelen alleen in de eerste jaren tot een kwaliteitsverbetering van de karakteristieke kalkgraslandvegetatie. Op de langere termijn is de algemene floristische kwaliteit van deze kalkgraslanden wel verbeterd, maar er heeft geen volledig herstel plaatsgevonden (Paragraaf 3.2).

Voor het heischrale grasland, dat in 1982 voor het eerst in Nederland als een eigen vegetatietype is beschreven, is in het verleden veel minder (wetenschappelijke) belangstelling geweest. Uit historische gegevens (floristisch/vegetatiekundig) is bekend dat dit graslandtype, evenals het kalkgrasland, tot halverwege de 20^e eeuw zeer soortenrijk was, maar veel van de oorspronkelijke locaties zijn geheel verdwenen door intensief landbouwkundig gebruik en de soortenrijkdom van de overgebleven terreinen is sindsdien sterk afgenomen (Paragraaf 3.1). Vergelijkingen met goed ontwikkeld heischraal grasland in buitenlandse referenties laten duidelijk zien dat er minder hogere plantensoorten aanwezig zijn in de Nederlandse terreinen en dat er meer nitraat in de bodem aanwezig is. Wanneer de vegetatie samen met de bodemparameters worden geanalyseerd komen de pH-buffercapaciteit (via de parameters Al en pH_{KCl}) en nutriëntenbeschikbaarheid (via nitraat en ammonium) naar voren als relevante parameters.

Wat betreft de fauna heeft het huidige inventariserende onderzoek aangetoond dat met name de karakteristieke loopkevers nog redelijk goed vertegenwoordigd zijn in de Nederlandse hellingschraallanden. Het aantal loopkeversoorten ligt hier in ieder geval niet lager dan in referentieterreinen in België en Duitsland, al is door gebrek aan gegevens van voor 1950 niet vast te stellen of de huidige situatie werkelijk vergelijkbaar is met de toestand vóór de grote veranderingen in landgebruik begin 20^e eeuw. Ook wat betreft het aantal soorten karakteristieke mieren en wantsen doen de Nederlandse hellingschraallanden in het algemeen niet onder voor referentieterreinen in België en Duitsland. Wel is voor alle drie deze groepen duidelijk dat er grote verschillen zijn tussen de Nederlandse hellingschraallanden onderling (Tab. 5.1). Voor de mieren is de situatie in sommige terreinen wel degelijk kritiek te noemen. Met name op de Wrakelberg, Berghofweide, Kunderberg en Laamhei is het gemiddelde aantal karakteristieke soorten per potvalserie laag.

Tabel 5.1 Aantal karakteristieke insectensoorten per terrein.

Insectengroep	Bemelerberg	Berghofweide	Kunderberg	Laamhei	Sint Pietersberg	Wrakelberg
Vlinders	0	0	0	0	3	1
Mieren	11	6	6	7	9	11
Sprinkhanen	5	0	2	1	1	2
Loopkevers	16	12	13	12	11	32
Wantsen	21	8	7	6	8	18
Totaal	53	26	28	26	32	64

De karakteristieke dagvlinders en sprinkhanen staan er niet goed voor. De aantallen soorten zijn in Nederlandse terreinen duidelijk lager dan in de onderzochte referentiegebieden en voor de dagvlinders, waarvoor veel historische data beschikbaar zijn, is in alle Nederlandse hellingschraallanden een zeer grote afname in het aantal karakteristieke soorten te zien. Op de Bemelerberg, Kunderberg, Laamhei en Berghofweide komen zelfs helemaal geen karakteristieke dagvlinders meer voor en op de Berghofweide zijn ook geen karakteristieke sprinkhanen aangetroffen.

Populaties die nog wel aanwezig zijn, zijn over het algemeen zeer klein en daardoor uiterst kwetsbaar.

Het inventariserende faunaonderzoek heeft ook aangetoond dat alle Nederlandse hellingschraallanden uniek zijn en een eigen mix van karakteristieke soorten herbergen. In alle terreinen zijn soorten gevonden die slechts in één gebied voorkomen (Tab. 5.2). Daarnaast is duidelijk dat de verschillende soortgroepen verschillende eisen stellen aan hun omgeving en daardoor in verschillende terreinen de hoogste soortenrijkdom behalen. Bij de uitvoer van beheermaatregelen zal daarom goed rekening gehouden moeten worden met de unieke Ausgangssituatie van elk terrein.

Tabel 5.2 Aantal unieke insectensoorten (karakteristieke hellingschraallandsoorten die slechts in één van de onderzochte Nederlandse hellingschraallanden zijn gevonden) per terrein.

Insectengroep	Bemelerberg	Berghofweide	Kunderberg	Laamhei	Sint Pietersberg	Wrakelberg
Vlinders	0	0	0	0	2	0
Mieren	1	0	0	0	2	0
Sprinkhanen	3	0	0	0	0	0
Bijen	11	0	2	1	6	2
Loopkevers	2	1	1	0	2	15
Wantsen	11	0	0	1	2	7
Totaal	28	1	3	2	14	24

5.3 Effecten van 25 jaar herstelbeheer

De botanische kwaliteit in de hellingschraallandreservaten lijkt niet erg te zijn veranderd ten opzichte van inventarisaties in de jaren '80 van de vorige eeuw, toen in veel terreinen herstelbeheer werd ingevoerd (Paragraaf 3.2.1). Het aantal soorten is niet af- of toegenomen, op de Kunderberg na, en ook voor de afgeleide Ellenberg indicatiewaarden gelden geen algemene trends over de terreinen heen. De kalkgraslanden vertonen tegenwoordig minder variatie in soortensamenstelling, maar zijn over het algemeen genomen niet minder soortenrijk. Wel vertonen een aantal soorten opvallende trends: zo is *Calamagrostis epigejos* significant toegenomen op Kunderberg, Wrakelberg, Schiepersberg en Laamhei. Op de Kunderberg, Wrakelberg en Laamhei zijn beide *Rhinanthus*-soorten toegenomen. Opvallend dat alleen op de Wrakelberg *Brachypodium pinnatum* is toegenomen in deze uitgebreide vergelijkende studie. In de overige terreinen kwam deze soort niet als significant veranderd naar voren.

Een gedetailleerde vergelijking van de Bemelerberg (metingen aan een transect met zowel heischraal als kalkgrasland) tussen 1977 (net voor het opnieuw instellen van de schapenbegrazing) en 2005 laat goed zien dat de vegetatiestructuur weliswaar is verbeterd, maar dat de soortenrijkdom weinig is veranderd. Er zijn zelfs drie karakteristieke kalkgraslandsoorten verdwenen. De voedselrijkdom is toegenomen, terwijl een afname werd beoogd met het instellen van het traditionele beheer.

Binnen de insectenfauna zijn wisselende responsen te zien op het instellen van herstelbeheer. De wantsen zijn in de afgelopen 25 jaar sterk vooruit gegaan (Paragraaf 4.5.4), waarschijnlijk als gevolg van de verbeterde vegetatiestructuur. De dagvlinders laten juist een sterke achteruitgang zien na instellen van herstelbeheer (Paragraaf 4.2.3), wat erop wijst dat het herstelbeheer voor deze groep mogelijk nieuwe knelpunten heeft veroorzaakt. De loopkevers, mieren en sprinkhanen zijn relatief stabiel gebleven (Paragraaf 4.3.3, 4.4.3 & 4.5.3). Mogelijk is het instellen van herstelbeheer voor met name mieren en sprinkhanen wel gunstig geweest, maar is een toename van de soortenrijkdom uitgebleven door de versnipperde ligging van de Nederlandse hellingschraallanden. Daarnaast lijkt het erop dat ook voor deze groepen het beheer verder geoptimaliseerd kan worden.

Deel II

Oorzaken van stagnatie en achteruitgang

6 Vegetatie & bodem

6.1 Toename voedselrijkdom

Onderzoek aan de huidige bodemgesteldheid in relatie tot een historische, dan wel ruimtelijke referentie (Hoofdstuk 3) laat zien dat de voedselrijkdom van de bodem is toegenomen. Dit is zowel direct in de bodem gemeten, evenals afgeleid aan de vegetatie door middel van de zogenaamde indicatiewaarden. Het opnieuw instellen van schapenbegrazing (Bemelerberg, Paragraaf 3.3) heeft hieraan geen positieve bijdrage geleverd. In de reservaten, waarvan al lange tijd het beheer nauwkeurig in de gaten wordt gehouden, zijn geen duidelijke algemene conclusies te trekken over de plaatsgevonden veranderingen in kalkgraslanden over de afgelopen 35 jaar wat de voedselrijkdom betreft. Voor de afgeleide Ellenberg indicatiewaarde voor stikstof geldt geen algemene trend over de terreinen heen. Op de Schiepersberg en in het Popelmondedal is het gemiddelde stikstofgetal toegenomen, terwijl dit op de Laamhei en Kannerhei is afgenomen. Een duidelijke relatie met het gevoerde beheer is niet te trekken.

De afgelopen decennia heeft het gevoerde beheer in Nederland niet geleid tot verschraving van de hellingschraallanden, maar eerder tot verrijking. Als oorzaken hiervan kan de verhoogde atmosferische stikstofdepositie worden genoemd en inspoeling van voedingsstoffen vanuit agrarische landbouwgronden. Ook het huidige beheer is anders dan het traditionele beheer. In het verleden werden schapen 's nachts van de terreinen afgehaald om mest te verzamelen. Hierdoor werd netto meer afgevoerd dan in het huidige beheer, waarbij de schapen 24 uur per dag in de terreinen verblijven.

6.2 Dispersie van soorten

Tot het begin van de 20^e eeuw werden de Zuid-Limburgse hellingen begraasd door rondtrekkende schaapskudden. Tegenwoordig zijn de hellingschraallanden klein en versnipperd. Op basis van de resultaten in hoofdstuk 4, waarbij diverse historische gegevens en goed ontwikkelde referentiesituaties zijn vergeleken met de huidige situatie in heischraal grasland, valt meteen op dat geen enkele karakteristieke soort is teruggekeerd. Wanneer wordt gekeken naar de bronpopulatie van dergelijke soorten, wordt duidelijk dat deze soorten in de nabijheid van de reservaten al lang niet meer voorkomen (Paragraaf 3.1). Dispersie van soorten is een duidelijk knelpunt in het huidige Zuid-Limburgse landschap. Ditzelfde geldt voor de kalkgraslandsoorten. Hoewel er meer terreinen met kalkgrasland zijn dan met heischraal grasland, zijn er nauwelijks voorbeelden van terugkerende soorten. Vorm en tijdstip van beheer spelen een cruciale rol. Alleen als het rijpe zaad wordt getransporteerd naar een geschikte nieuwe standplaats, kunnen soorten verspreid worden.

6.3 Kieming en hervestiging kenmerkende plantensoorten

In 2004 en 2005 zijn zaden verzameld van soorten die karakteristiek zijn voor het heischrale grasland en kalkgrasland. Omdat deze soorten onder de huidige omstandigheden hoogstwaarschijnlijk niet op eigen kracht kunnen terugkeren als gevolg van versnippering en door afwezigheid van restpopulaties in nabije omgeving, zijn kiemings- en vestigingsexperimenten gestart om inzicht te geven of het abiotisch milieu (al) geschikt is voor deze soorten. Met een drietal relatief gewone heischrale soorten (Blauwe knoop (*Succisa pratensis*), Betonie (*Stachys officinalis*) en Tandjesgras (*Danthonia decumbens*)) zijn in 2006 experimenten opgezet, waarbij in het voorjaar en najaar van 2006 zaad is uitgelegd (voor methode bijlage 12). Na het zaaien is ongeveer eens per drie/vier weken de kieming gescoord.

Alle soorten zijn in twee terreinen gezaaid, met 5 replica's per terrein en 100 zaden per replica. Dit is zowel in het voorjaar, als najaar van 2006 gedaan. In totaal zijn per soort 3000 zaden gezaaid. In Tabel 6.1 worden de kiemings- en vestigingspercentages tot en met 2008 weergegeven, waarbij de resultaten van de voorjaars- en najaarskiemronde zijn opgesplitst. Van Blauwe knoop zijn 4 kiemplanten gescoord die later niet zijn teruggevonden, van Tandjesgras en Betonie zijn dit respectievelijk 1 en 5 exemplaren.

Tabel 6.1 Kiemingspercentage van Betonie, Tandjesgras en Blauwe knoop onder laboratorium omstandigheden en percentages vestiging in het veld. Tussen haakjes is de standaard deviatie weergegeven.

	Laboratorium		Verlengde Bemelerberg (n=5)		Keerderberg (n=5)	
	gewoon	na stratif.	voorjaar	najaar	voorjaar	najaar
Blauwe knoop	54%	85%	0 % (0)	21.2 % (18.4)	0 % (0)	27.6 % (24.3)
Tandjesgras	89%	82%	0.2 % (0.4)	0 % (0)	6.4 % (5.2)	0.4 % (0.9)
Betonie	39%	53%	0 % (0)	9.8 % (8.4)	1 % (0.9)	4.6 % (4.5)

Het is duidelijk dat van alle soorten veel meer kieming heeft plaatsgevonden onder laboratorium omstandigheden dan in het veld. Verder kiemden zaden van Blauwe knoop en Betonie die in het najaar zijn gezaaid beter dan de zaden die in het voorjaar zijn gezaaid, waarbij bij Blauwe knoop een kanttekening moet worden geplaatst. Het zaad van de voorjaarskiemronde is namelijk verzameld van de hellingschraallanden, terwijl het zaad van de najaarsronde is verzameld van exemplaren die zijn opgekweekt uit een populatie van natuurreservaat de Bruuk (Blauwgrasland). Tandjesgras kiemde vrijwel alleen op de Keerderberg.

Op een of andere manier lijken de omstandigheden buiten minder/niet geschikt voor deze soorten. Hierbij zijn nog wel een tweetal nuanceringen te plaatsen. Aangezien er eens per drie/vier weken kieming is gescoord, kunnen jonge kiemplanten die tussendoor zijn gekiemd en gelijk zijn afgestorven, over het hoofd zijn gezien. Daarnaast kunnen zaden eventueel zijn verplaatst (bijvoorbeeld door mieren of vogels).

Daarnaast zijn in het najaar van 2006 en het voorjaar van 2007 kiemings- en vestigingsexperimenten opgezet met twee karakteristieke, maar thans uit Zuid-Limburg verdwenen plantensoorten (Valkruid (*Arnica montana*) en Rozenkransje (*Antennaria dioica*, zie Fig. 6.1)). Deze soorten zijn gezaaid op plekken waarvan bleek uit historische data dat ze daar ooit hebben gestaan. Voor Valkruid was dit de Strooberg, Winkelberg en Hoefijzer, voor Rozenkransje en was dit de Strooberg, Hoefijzer en Kunderberg. In het najaar van 2007 is een derde soort toegevoegd: Parnassia. Zaad hiervan is in 2007 geoogst in Staverden en met groot succes opgekweekt in het laboratorium (88% kieming). Van elke soort zijn 100 zaden per replica gebruikt en 5 replica's per terrein. In totaal zijn 3000 zaden gezaaid van Valkruid en Rozenkransje en 1500 zaden Parnassia. Na zaaien is elk zaaivlak afgedekt met gaas om vraat van schapen aan de jonge plantjes tegen te gaan.

In tabel 6.2 zijn de kiemingspercentages van deze soorten weergegeven. Van de zeldzame soorten is duidelijk dat er geen kieming in het veld is opgetreden, hoewel mogelijk tijdelijk één kiemplant van Valkruid op de Strooberg heeft gestaan. Een ongeschikt milieu zou hiervan de oorzaak kunnen zijn, naast de eerder genoemde verklaring van tussentijds afsterven of predatie. Vooralsnog lijkt het erop dat deze soorten zich in ieder geval niet kunnen vestigen in het huidige heischrale grasland, terwijl ze er in het verleden wel voorkwamen.



Figuur 6.1 Rozenkransje (Antennaria dioica), gefotografeerd in de Eifel (foto: R. Bobbink). Van de laatste groeiplaats in Zuid-Limburg (de Kunderberg) is deze soort begin jaren '80 van de vorige eeuw verdwenen.

Tabel 6.2 Kiemingspercentage van Valkruid, Rozenkransje en Parnassia. Van elke soort zijn 100 zaden in petrieschaaltje gelegd, op filtreerpapier en met gedestilleerd water), al of niet gestratificeerd. Stratificatie heeft 3 weken plaatsgevonden bij 4 graden. Kieming in het veld is nergens geconstateerd.

	Laboratorium		Strooberg	Hoefijzer	Winkelberg/Kunderberg
	gewoon	na stratif.	voorjaar/najaar	voorjaar/najaar	voorjaar/najaar
Valkruid	1 %	7 %	0 % / 0 %	0 % / 0 %	0 % / 0 %
Rozenkransje	28 %	34 %	0 % / 0 %	0 % / 0 %	0 % / 0 %
Parnassia	88 %	82 %	/ 0 %	/ 0 %	/ 0 %

6.4 Stikstofprocessen in de bodem

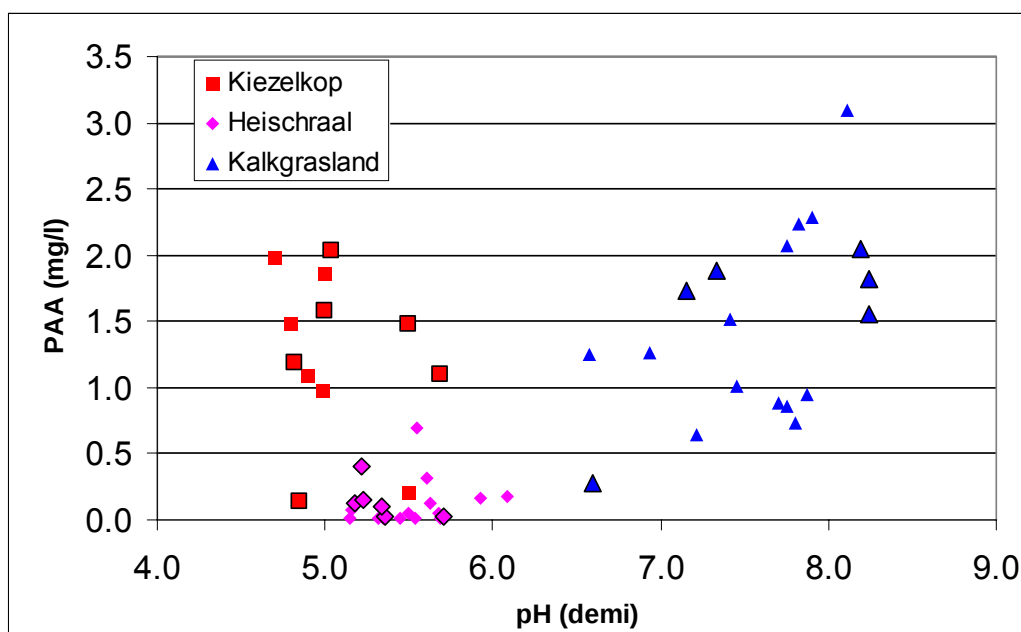
6.4.1 Analyse verschillende onderdelen gradiënt

In hoofdstuk 3 (Paragraaf 3.6) zijn duidelijke verschillen in beschikbaarheid van verschillende vormen van stikstof geconstateerd in de onderzoeksgradiënt: er bleek minder nitraat aanwezig is in de middelste zone, ammonium is het laagst in het kalkgrasland, en de NH_4/NO_3 -ratio het hoogst is in de middelste zone (heischraal grasland).

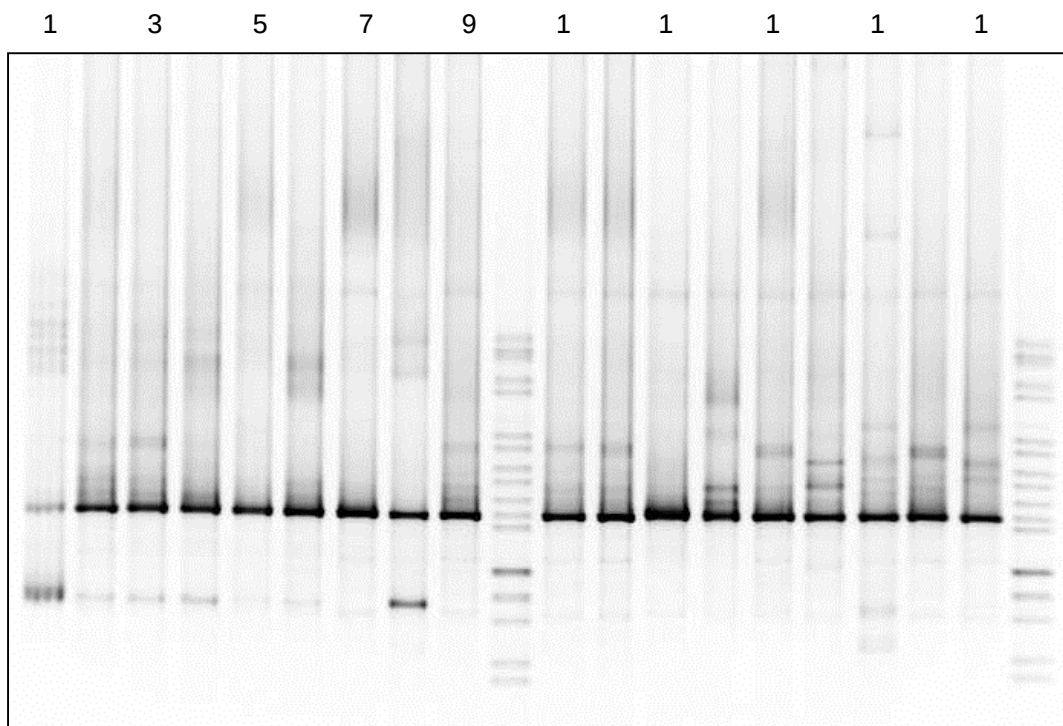
Uit onderzoek in heischraal grasland op de hogere zandgronden is gebleken dat (ophoping van) ammonium negatieve invloed kan hebben op de doelsoorten en bovendien tonen studies van Dorland *et al.* (2004) in heischraal grasland op de hogere zandgronden en Stienstra *et al.* (2000) in kalkgrasland aan dat nitrificatie (de omzetting van ammonium naar nitraat) een belangrijke rol kan spelen in deze milieus. Om die redenen zijn meerdere metingen uitgevoerd naar de nitrificatieactiviteit (omzetting van ammonium naar nitraat) in verschillende onderdelen van de onderzoeksgradiënt (kiezelkopgrasland, heischraal grasland en kalkgrasland).

Hiervoor zijn bodemonsters van de bovenste 10 cm verzameld in winter/voorjaar 2005 en 2008 in de drie vegetatiezones in vier natuurreservaten (Bemelerberg, Hoefijzer, Zure Dries, Tiendeberg). Potentiële ammoniumoxiderende activiteit (PAA) is bepaald in 15 g verse, gezeefde bodem in 100 ml 2mM fosfaatbuffer met 2mM $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$. Deze mix werd permanent geschud in het donker op 27°C. Deelmonsters van 3 ml zijn op t = 0, 2, 4, 6, 21, 27, 51, 74, 98, 122 en 146 uur genomen en gecentrifugeerd, afgeschonken en ingevroren (-18 °C) tot verdere analyse. De PAA is berekend door de concentraties van NO_2^- plus NO_3^- in de tijd met behulp van een lineaire regressie te benaderen (r^2 gem. 0,97, standaard deviatie 0,08). De helling van de regressielijn is vervolgens gebruikt als een maat voor de PAA. Tenslotte is van één terrein (Bemelerberg) DNA uit gevriesdroogde bodemmateriaal uit de drie zones (3x n=6) geëxtraheerd en door middel van DGGE-analyses voor identificatie klaargemaakt.

In vergelijking met de zure kiezelkopgraslanden en de kalkgraslanden bleek de potentiële ammonia-oxiderende activiteit duidelijk lager in de middelste, heischrale zone (Fig. 6.2). In tegenstelling tot de gevonden verschillen in de bacteriële activiteit, bleken er geen verschillen in dominante ammonia-oxiderende bacterie soorten (β -Proteobacteria) aanwezig (Fig. 6.3). Alle bodemtypen werden gedomineerd door een band welke het meest verwant is aan *Nitrosospira* sp. Nsp2 (Bbband 9, Fig. 6.3). Bbband 2 bleek het meest verwant aan *Nitrosospira briensis* en kwam voor in de meeste monsters en was subdominant in de heischrale zone. De tweede onduidelijkere band kwam slechts in enkele monsters voor, maar wederom onafhankelijk van de vegetatie-eenheid. Deze band is het meest verwant aan *Nitrosospira* sp. Nsp17 (Bbband 17) Alle andere bandjes werden niet versterkt na bewerking.



Figuur 6.2 PAA (Potentiële ammoniumoxiderende activiteit) van de verschillende vegetatie typen. De monsters van de Bemelerberg die zijn gebruikt voor een DNA analyse zijn omkaderd.



Figuur 6.3 DGGE-band patroon van de ammonia-oxiderende bacterie soorten van de β -subklasse van de Proteobacteria verkregen door geneste PCR van DNA geïsoleerd uit bodem. Kolom 1-6 zijn de 6 monsters van de kiezelskop standplaats; kolommen 7-9 en 11-13 monsters van de heischrale zone; kolommen 14-19 monsters van kalkgrasland; kolommen 10 en 20 zijn kolommen met identificatie materiaal. Met pijlen zijn de echte banden die behoren tot de β -subklasse van de ammonia-oxiderende Proteobacteria aangegeven. De twee bandjes boven Bband 9 in kolommen 14 en 16 migreerden naar de hoogte van Bband 9 na bewerking.

6.4.2 Nitrificatie: het effect van de vegetatie

Om te onderzoeken in hoeverre de vegetatie direct een invloed heeft op de nitrificatieactiviteit van de bodem, is er in de winter 2007/2008 een vier maanden durend kasexperiment uitgevoerd. Er zijn hiervoor karakteristieke plantensoorten van zowel heischraal grasland als kalkgrasland vanuit zaad in de kassen van de botanische tuin (Universiteit Utrecht) opgekweekt in oktober 2007. De gebruikte heischrale soorten zijn Schermhavikskruid (*Hieracium umbellatum*), Tandjesgras (*Danthonia decumbens*), Betonie (*Stachys officinalis*) en Blauwe knoop (*Succisa pratensis*) en de kalkgraslandsoorten Ruige leeuwentand (*Leontodon hispidus*), Bevertjes (*Briza media*), Grote tijm (*Thymus pulegioides*) en Kleine pimpernel (*Sanguisorba minor*). Bij de selectie is geprobeerd voor beide bodemsoorten zoveel mogelijk dezelfde families te gebruiken. In beide groepen zitten vertegenwoordigers van de Asteraceae, Poaceae, Lamiaceae. Alleen de families van de vierde soort zijn verschillend: Blauwe knoop behoort tot de Caprifoliaceae, terwijl Kleine bevernel tot de Rosaceae behoort.

Vervolgens is bodem verzameld onder heischrale vegetatie en kalkgraslandvegetatie van de Bemelerberg eind oktober 2007. De jonge zaailingen zijn uitgeplant (4 per pot) in zowel heischrale bodem (n=4) als kalkbodem (n=5). Daarnaast zijn voor elk bodemtype ook 5 blanco's meegenomen (bodem zonder planten). De nitrificatieactiviteit is gemeten (conform de methode in 7.4.1) zowel aan het begin als aan het einde van het experiment dat vier maanden heeft geduurd (oktober 2007-februari 2008, Fig. 6.4). Daarnaast zijn zowel aan het begin als aan het einde van het experiment de plantgroei (zowel bovengrondse als ondergrondse productie) en bodemgeochemische eigenschappen van de bodem gemeten door middel van bodemextracties (demi en KCl, zie bijlage 1).

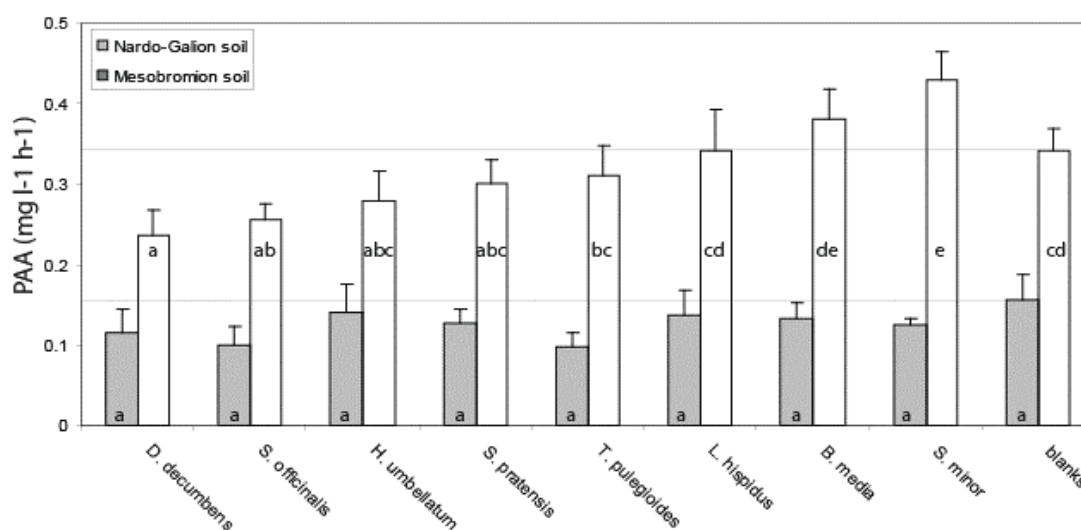


Figuur 6.4 Het experiment in de kassen van de botanische tuin in Utrecht (oktober 2007 – februari 2008).

Gedurende het experiment kregen de potten 4 keer per week water (regenwater). Om uit te sluiten dat in de potten een tekort aan ammonium optrad tijdens het experiment, werd om de week in één pot van elke soort, elke bodem en elke blanco (totaal 22 potten) met behulp van een rhizon bodemvocht gehaald dat op de auto-analyser is geanalyseerd. Eind november trad bij een aantal soorten (zowel kalk als heischrale soorten) chlorose op. Deze chlorose leek een indicatie dat de planten een ijzer- dan wel magnesiumtekort opbouwen en om dit te stoppen, zijn alle planten besproeid met 0.05M ijzer (in de vorm van Fe-EDDHA) en 0.02M magnesium (in de vorm van Mn-DTPA) op 5-12-2007, 10-12-2007, 8-01-2008, 25-01-2008 (Brinkman Agro B.V., 's-Gravenzande). Verdere problemen met de plantengroei zijn niet waargenomen.

De Potentiële ammonia-oxiderende activiteit (PAA) is wederom berekend door de concentraties van NO_2^- plus NO_3^- in de tijd met behulp van een lineaire regressie te benaderen (r^2 was overal boven de 0,97). De helling van de regressielijn is vervolgens gebruikt als een maat voor de PAA.

Al na vier maanden bleken de soorten van het heischrale grasland in kalkbodems een negatief effect te hebben op de nitrificatieactiviteit (ANOVA & Bonferroni post hoc) vergeleken met de kalksoorten ($p = 0.000$) en de blanco's ($p = 0.021$, Fig. 6.5). In heischrale bodems vertoonden deze soorten een trend richting een negatief effect wanneer ze werden vergeleken met de blanco's (ANOVA & Bonferroni post hoc, $p = 0.074$, Fig. 6.5). Wanneer de soorten afzonderlijk worden bekeken, kan er in heischrale bodem geen significante verschillen tussen de soorten (inclusief blanco's) worden aangetoond (ANOVA, Tukey-b, $P=0.052$). In kalkbodems werd een duidelijke gradiënt van heischrale soorten met een onderdrukte nitrificatieactiviteit in de bodem, naar kalksoorten met een PAA meer vergelijkbaar of zelfs meer dan de (Fig. 6.5).



Figuur 6.5 PAA (Potentiële ammoniumoxiderende activiteit) van de verschillende bodem (rood = kalkbodem, blauw = heischrale bodem) en verschillende soorten.

Er kon geen systematisch effect worden aangetoond in plantengroei tussen de verschillende bodemtypen (Tab. 6.3). Schermhavikskruid, Grote tijm en Kleine bevernel hebben een significant grotere bovengrondse biomassa op kalkbodems, terwijl Schermhavikskruid, Grote tijm en Ruige leeuwentand een significant grotere ondergrondse, en totale biomassa op kalkgrasland hebben. Dit is opmerkelijk, omdat Schermhavikskruid bekend staat als een soort van het heischrale grasland. Andere plantensoorten groeiden niet duidelijk verschillend op beide bodemsoorten.

Tabel 6.3 De gemiddelde bovengrondse, ondergrondse en totale biomassa van de verschillende soorten op zowel kalkbodem, als bodem van heischrale graslanden. Tussen haakjes staat steeds de standaard deviatie vermeld. Onderaan staan de P-waarden van de uitgevoerde T-testen, waarbij de productie van beide bodemtypen met elkaar is vergeleken. Significante verschillen zijn als volgt aangegeven: $P < 0.001$: ***; $0.001 > P > 0.01$: **; $0.01 > P > 0.05$: *; $P > 0.05$, n.s.

Soorten	H. umb.	S. off.	D. dec.	S. pra.	L. his.	S. minor	B. med.	T. pul.
<i>Mesobromion</i>								
Bovengrondse biomassa	0.92 (0.26)	1.30 (0.19)	1.99 (0.64)	1.46 (0.43)	1.50 (0.14)	2.58 (0.34)	1.82 (0.35)	2.96 (0.89)
Ondergrondse biomassa	0.78 (0.25)	0.82 (0.08)	0.80 (0.22)	0.39 (0.30)	0.68 (0.19)	1.38 (0.25)	0.60 (0.13)	0.76 (0.24)
Totale biomassa	1.70 (0.37)	2.13 (0.25)	2.79 (0.85)	1.86 (0.71)	2.18 (0.30)	3.96 (0.47)	2.42 (0.47)	3.72 (0.94)
<i>Nardo-Galion</i>								
Bovengrondse biomassa	0.43 (0.17)	1.32 (0.10)	1.98 (0.41)	1.22 (0.15)	1.35 (0.29)	1.61 (0.57)	1.31 (0.59)	1.14 (0.36)
Ondergrondse biomassa	0.19 (0.53)	0.80 (0.32)	1.28 (0.57)	0.33 (0.06)	0.27 (0.04)	1.22 (0.34)	0.66 (0.22)	0.35 (0.15)
Totale biomassa	0.63 (0.17)	2.12 (0.40)	3.25 (0.96)	1.55 (0.13)	1.62 (0.32)	2.83 (0.86)	1.97 (0.80)	1.49 (0.49)
P (bovengronds)	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*	n.s.	**
P (ondergronds)	**	n.s.	n.s.	n.s.	**	n.s.	n.s.	*
P (totaal)	**	n.s.	n.s.	n.s.	*	n.s.	n.s.	*

7 Knelpunten in de levenscyclus van karakteristieke fauna

7.1 Inleiding

Uit de inventarisatiegegevens van 2005/2006 en de historische vergelijking (Hoofdstuk 4) komt naar voren dat er voor vlinders, mieren en sprinkhanen nog steeds belangrijke knelpunten zijn binnen de Nederlandse hellingschraallanden die herstel van de karakteristieke fauna verhinderen. Door het geringe aantal hellingschraallanden in Nederland en door het feit dat een groot aantal factoren tegelijkertijd invloed hebben op de soortensamenstelling binnen deze terreinen is het onmogelijk zicht te krijgen op de belangrijkste knelpunten door middel van simpele terreinvergelijkingen. Er zijn simpelweg niet meerdere terreinen voorhanden die verschillen met betrekking tot één factor (bijvoorbeeld beheer) maar gelijk zijn wat betreft alle andere factoren waarvan bekend is dat zij een invloed op de fauna kunnen hebben (bijvoorbeeld terreingrootte, isolatie beheergeschiedenis etc.). Om deze reden is ervoor gekozen om levensstrategieanalyses te gebruiken om te achterhalen wat de belangrijkste knelpunten in de hellingschraallanden zijn voor diverse faunagroepen. Door verschillen in bouwplan, fysiologie en levenscyclus stellen verschillende soorten verschillende eisen aan hun omgeving. Door de levenscyclus per soort nauwkeurig in kaart te brengen en soorten met een vergelijkbare cyclus te groeperen ontstaat een beperkt aantal levensstrategieën. Van elk van deze strategieën kan op basis van literatuur beredeneerd worden voor welke omgevingsfactoren elke strategie in het bijzonder gevoelig is. Analyse van het voorkomen van de verschillende strategieën in relatie tot de relevante omgevingsfactoren geeft vervolgens inzicht in welke factoren in de hellingschraallanden momenteel beperkend zijn. Nadeel van deze aanpak is dat zij zeer tijdrovend is, aangezien een omvangrijke literatuurstudie nodig is om voor elke soort de levenscyclus in kaart te brengen. Om deze reden was het binnen het huidige project niet mogelijk voor elke geïnventariseerde soortgroep een levensstrategieanalyse uit te voeren. Voor de dagvlinders en mieren is wel een volledige levensstrategieanalyse uitgevoerd. De resultaten van deze analyse zijn vervolgens experimenteel getoetst in het veld. Voor bijen, wantsen, loopkevers en sprinkhanen is vervolgens een verkorte literatuurstudie uitgevoerd om na te gaan in hoeverre de data voor de vlinders en mieren naar verwachting ook de behoeften van deze groepen dekken. Hieruit komt naar voren dat er zeker nog andere knelpunten spelen voor loopkevers, wantsen, bijen en sprinkhanen, maar dat op het eerste gezicht geen tegenstrijdigheden optreden ten opzichte van de reeds uitgevoerde analyses. In tegendeel, de knelpunten die aan het licht zijn gekomen voor vlinders en mieren lijken deels ook te gelden voor wantsen, bijen en sprinkhanen.

7.2 Dagvlinders (Lepidoptera)

7.2.1 Levensstrategie analyse

De vlindersoorten die tijdens de inventarisaties van 2005 en 2006 zijn gevonden zijn ingedeeld in levensstrategieën aan de hand van eigenschappen betreffende hun reproductie, ontwikkeling, synchronisatie en migratie/dispersie op basis van gegevens uit

Bink (1992). De trekvlinders zijn hierbij buiten beschouwing gelaten omdat het aantreffen van deze soorten in de verschillende hellingschraallanden met name afhangt van het weer en omgevingsfactoren op een grotere ruimtelijke schaal en dus weinig zegt over de toestand in het betreffende terrein. Dit leverde 8 verschillende levensstrategieën op die verschillen in de wijze van overwintering, het aantal generaties per jaar, het dispersievermogen, de volwassen levensduur en de reproductiecapaciteit, waarbij deze kenmerken onderling sterke samenhang vertonen. Zo bepaalt de volwassen levensduur bijvoorbeeld mede de dispersiecapaciteit van de soort (langer levende soorten kunnen zich vaak verder verspreiden). Twee van de acht levensstrategieën kunnen daarnaast worden opgedeeld in verschillende ecologische typen op grond van verschillen in de waardplant specificiteit en/of de overwinteringslocatie.

Tabel 7.1 De levensstrategie (LS) en de belangrijkste bijbehorende eigenschappen van de karakteristieke Nederlandse kalkgrasland dagvlinders. De kolom Locatie vermeldt de overwinteringslocatie en in de kolom Gen. staat het aantal generaties per jaar waarbij gedeeltelijke 2^e en 3^e generaties tussen haakjes zijn vermeld. In de kolom Disp. staat het trekgedrag van de soort vermeld (vhv = vrij honkvast, hv = honkvast en zhv = zeer honkvast). In de kolom verdwenen staat het jaartal waarin de soort voor het eerst uit een van de onderzochte hellingschraallanden is verdwenen en het jaar dat de soort uit het laatste onderzochte hellingschraalland verdween. In de kolom Terug staat vermeld sinds wanneer de soort weer een populatie heeft op de Sint Pietersberg. (Bron verspreidingsgegevens: Vlinderstichting, 2009)

Nederlandse naam	LS	Stadium winter	Locatie	Gen.	Disp.	Waardplant	Verdwenen	Terug
Aardbeivlinder	1	pop	strooisel	1	hv	ganzerik en Wilde aardbei	1943-1969	
Bruin dikkopje	1	rups volgroeid	strooisel	1(-2)	hv	vlinderbloemen	1965-1981*	2002
Dwergblauwtje	1	rups volgroeid	strooisel	1(-2)	zhv	Wondklaver	1967-1984	
Kalkgraslanddikkopje	1	rups volgroeid	strooisel	1(-2)	zhv	Kleine pimperl	1933-1976	
Veldparelmoervlinder	3b	rups halfvolgroeid	strooisel	1	hv	Smalle weegbree	1905-1952	2004
Dambordje	5	rups nuchter	vegetatie	1	hv	wintergroene grassen	1917-1957	
Dwergdikkopje	5	rups nuchter	vegetatie	1	hv	grassen	1941-1981	
Bruin blauwtje	8b	rups halfvolgroeid	strooisel	2-3	vhv	reigersbek en zonneroosje	1950-1990*	
Klaverblauwtje	8b	rups halfvolgroeid	strooisel	1(-3)	vhv	klaver	1945-1974	2001

* Het Bruin dikkopje is nog altijd aanwezig op de Wrakelberg en het Bruin blauwtje heeft nog altijd een populatie op de Sint Pietersberg.

De 9 karakteristieke vlindersoorten die in de Nederlandse hellingschraallanden voorkwamen behoren tot 4 verschillende levensstrategieën (Tab. 7.1). Al deze soorten zijn vrij honkvast tot zeer honkvast en dus gevoelig voor versnippering. Alleen op de Sint Pietersberg, dat zeer gunstig ligt ten opzichte van Belgische bronpopulaties, heeft opnieuw kolonisatie door karakteristieke soorten plaatsgevonden. Ook het aantal zwervers en tijdelijke waarnemingen is in de overige terreinen zeer laag (zie ook tabel 4.4). De huidige mate van versnippering van de Nederlandse hellingschraallanden vormt dan ook een grote bottleneck voor deze vlindersoorten. De kans dat de andere Nederlandse hellingschraallanden spontaan gekoloniseerd worden door karakteristieke vlindersoorten is hierdoor klein. Mogelijk kunnen het Klaverblauwtje en het Bruin blauwtje in de toekomst de sprong naar enkele andere terreinen wel maken doordat zij minder honkvast zijn en daarnaast sneller in populatiegrootte kunnen groeien doordat zij meerdere generaties per jaar hebben. Voor alle andere karakteristieke soorten zijn echter na het oplossen van eventuele knelpunten binnen de hellingschraallanden zeker aanvullende maatregelen nodig die de versnippering opheffen om de karakteristieke dagvlinders terug te krijgen.

Alle karakteristieke hellingschraallandvlinders gingen reeds voor 1980 sterk achteruit. In deze periode werden de meeste hellingschraallanden niet of nauwelijks beheerd en trad sterke verruiging van de vegetatie op. Gezien het warmteminnende karakter van alle karakteristieke hellingschraalland dagvlinders (zie o.a. Bink, 1992) is het aannemelijk dat het koelere microklimaat als gevolg van de verruiging een belangrijke rol heeft gespeeld in de achteruitgang van deze soorten. Dit mechanisme is voor dagvlinders reeds

veelvuldig beschreven (Thomas et al., 2001; Bourn & Thomas, 2002; Wallis de Vries & van Swaay, 2006). Na het instellen van herstelbeheer rond 1980 trad echter geen herstel van de dagvlinders op, ondanks het feit dat de vegetatiestructuur verbeterde. Veel soorten gingen in deze periode juist verder achteruit (zie ook Fig. 4.3), wat erop wijst dat er nog andere knelpunten spelen, mogelijk veroorzaakt door het herstelbeheer zelf.

De karakteristieke kalkgraslandvlinders zijn afhankelijk van een breed scala aan waardplanten (zie tabel 7.1). Voor een groot deel van de soorten geldt nu, evenals begin jaren tachtig (van der Made, 1983), dat de waardplanten in alle onderzochte hellingschraallanden in voldoende mate aanwezig zijn (zie ook Hoofdstuk 3). Alleen voor het Dwergblauwtje (waardplant Wondklaver) zou een gebrek aan waardplanten een rol kunnen spelen.



Figuur 7.1 De meeste Nederlandse hellingschraallanden worden relatief intensief beheerd in de herfst of winter. Door maaien of begrazing worden grote hoeveelheden vegetatie afgevoerd waardoor de vegetatie in de winter zeer kort en homogeen is zoals hier op de Laamhei (linksboven), Wrakelberg (rechtsboven) en Berghofweide (linksonder). De referentieterreinen in België en Duitsland worden niet of nauwelijks beheerd in het winterhalfjaar waardoor de vegetatie in deze terreinen in de herfst veel hoger is en meer schuilmogelijkheden biedt zoals hier op Thier de Lanaye (rechtsonder). Alle foto's zijn genomen op 21 februari 2007 (Toos van Noordwijk).

Een opvallende overeenkomst tussen alle karakteristieke soorten dagvlinders die sinds invoering van het herstelbeheer verder zijn achteruitgegaan is dat zij overwinteren in het relatief kwetsbare rups- of pop-stadium in de vegetatie of in de strooisellaag van het hellingschraalland. Dit terwijl het beheer in de Nederlandse hellingschraallanden, waarbij grote hoeveelheden vegetatie en strooisel worden afgevoerd (Fig. 7.1), zich juist met name in deze overwinteringsperiode (herfst en winter) afspeelt. In de Belgische en Duitse referentieterreinen worden de hellingschraallanden niet of nauwelijks in de winter beheerd. Dit doet vermoeden dat een belangrijk knelpunt voor de karakteristieke dagvlindersoorten in de overwinteringsfase ligt. Daarbij is het

opvallend dat de enige twee populaties die niet zijn verdwenen uit Nederland (het Bruin dikkopje op de Wrakelberg en het Bruin blauwtje op de Sint Pietersberg) zich in terreinen bevinden die wat beheer betreft een uitzondering vormen. De Wrakelberg is het enige kalkgrasland dat niet wordt begraasd, maar gemaaid. De Sint Pietersberg wordt wel begraasd, maar binnen dit grote terrein bevinden zich wel onbegraasde delen (met name delen van de groeve). Dit wijst er op dat begrazing met schapen in herfst of winter mogelijk een onoverbrugbare bottleneck vormt voor de karakteristieke vlinders van hellingschraallandcomplexen. Mogelijk worden rupsen en poppen door de schapen vertrapt of opgegeten waardoor zeer hoge sterfte optreedt. Deze hypothese, dat herfst- en winterbegrazing een bottleneck vormt voor overwinterende rupsen en poppen is middels een veldexperiment verder onderzocht.

7.2.2 Veldexperiment rupsensterfte door herfstbegrazing

Opzet begrazingsexperiment

Om vast te stellen of de (intensieve) begrazing in de herfst inderdaad een bottleneck vormt voor overwinterende rupsen is in 2007 een veldexperiment opgezet in samenwerking met de Vlinderstichting. Aangezien momenteel geen voldoende grote populaties van karakteristieke, als rups overwinterende vlindersoorten voorkomen in begraasde Nederlandse kalkgraslanden moest voor dit onderzoek gewerkt worden met rupsen die elders verzameld werden. Aangezien het onmogelijk is individuele rupsen gedurende de winter in het veld te volgen is ervoor gekozen dit onderzoek uit te voeren met een soort waarvan de rupsen met enkele tientallen bij elkaar in rupsennesten leven. Deze nesten verplaatsen zich minder dan individuele rupsen en zijn aanzienlijk groter, waardoor ze beter terug te vinden zijn. De enige soort die hiervoor in aanmerking komt is de Veldparelmoervlinder die een gezonde populatie heeft op het nabij de Nederlandse grens gelegen Thier de Lanaye. Met toestemming van de beheerder van Thier de Lanaye en de Belgische overheid zijn eind augustus 14 rupsennesten overgebracht van Thier de Lanaye naar de Bemelerberg. De helft van deze nesten zijn uitgezet in een uitgerasterd deel dat niet begraasd werd (controle behandeling) terwijl de andere helft in het regulier begraasde terreindeel zijn gezet (zwaar begraasd). Zeven andere nesten zijn op Thier de Lanaye, dat eveneens begraasd wordt maar met een veel lager aantal schapen, achtergelaten als derde behandeling (licht begraasd).

Rupsennesten van de Veldparelmoervlinder kunnen sterk in grootte verschillen met 10 tot 150 rupsen per nest. Hoewel bekend is dat het aantal rupsen per nest effect heeft op de overlevingskansen van de rupsen hebben we ervoor gekozen niet het aantal rupsen in de gevonden rupsennesten te tellen en de rupsen ook niet her te verdelen omdat hiervoor het spinsel kapot gemaakt moest worden wat de overleving van de rupsen negatief zou kunnen beïnvloeden. Om toch een eerlijke vergelijking tussen de behandelingen mogelijk te maken zijn de nesten van tevoren op globale nestomvang in groepen van drie geplaatst die vervolgens willekeurig over de drie behandelingen verdeeld werden.

De rupsennesten in alle drie de terreindelen zijn vóór de begrazing en na elke begrazingsronde bezocht. Daarbij werd gekeken of de rupsennesten nog aanwezig waren en of ze nog in goede staat verkeerden (spinsel niet kapot, nestgrootte gelijk aan vorige controle). Sporen van begrazing en andere verstoringen werden genoteerd en gefotografeerd. Op verschillende momenten is de vegetatiehoogte rond elk nest bepaald met behulp van een "drop-disc" (een schijf van 10 cm diameter en een gewicht van 8g die langs een stok naar beneden glijdt, waarna wordt afgelezen op welke hoogte de schijf door de vegetatie gedragen wordt) als objectieve maat van de grasintensiteit.

Resultaten begrazingsexperiment

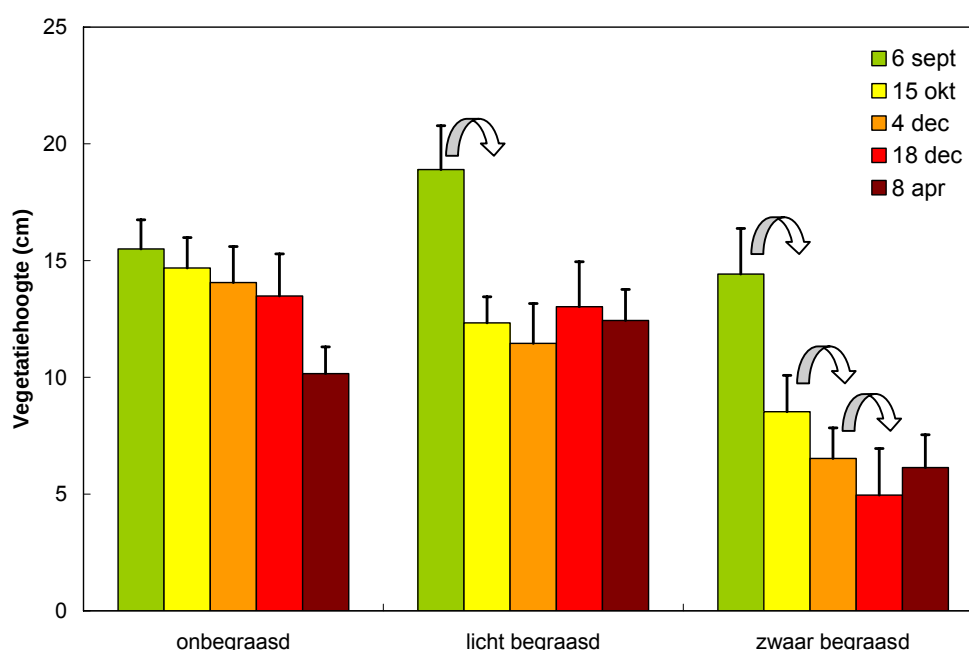
Voor aanvang van de begrazing verschilde de gemiddelde vegetatiehoogte rond elk nest niet tussen de drie behandelingen ($\chi^2 = 4,127$, $df = 2$, $p = 0,127$). Dit bevestigt dat de twee delen van de Bemelerberg en het deel van Thier de Lanaye waar de rupsennesten zich bevonden een zeer vergelijkbare uitgangssituatie boden voor wat

betreft de vegetatiehoogte. Het begraasde deel van de Bemelerberg is tussen begin september en eind december in drie rondes beweide (Tab. 7.2).

Tabel 7.2 Duur en intensiteit van de verschillende begrazingsrondes op de Bemelerberg en Thier de Lanaye.

Begrazingsronde	Start begrazing	Eind begrazing	Aantal schapen	Graasdagen per ha.
Bemelerberg regulier	6-sep	25-sep	119	868
Bemelerberg dekkudde	1-okt	30-nov	16	369
Bemelerberg extra	5-dec	11-dec	108	249
Thier de Lanaye regulier	1-okt	12-okt	10	238

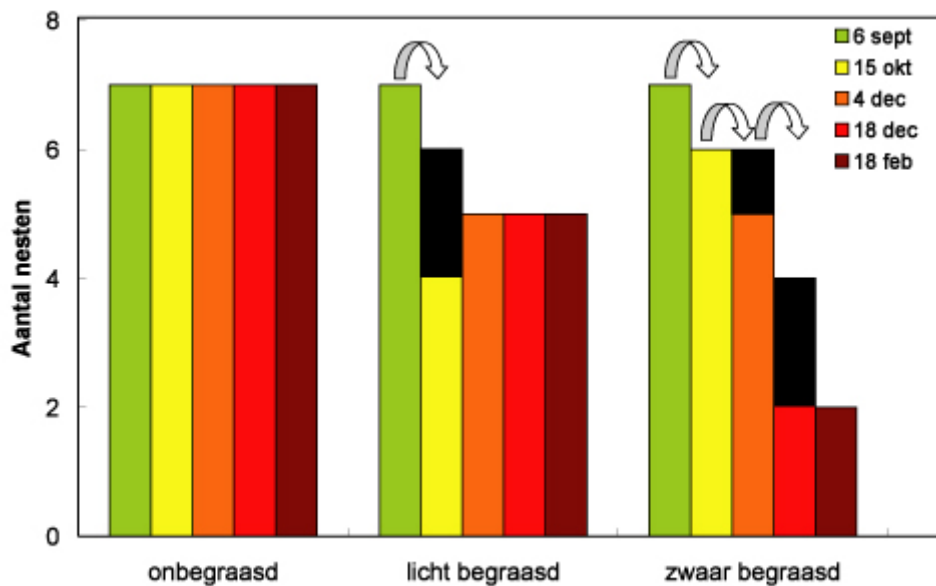
Door het groeizame weer in de zomer van 2007 en de overmatige aanwezigheid van eikels hielden de schapen zich gedurende de eerste begrazingsronde op de Bemelerberg veelvuldig op rond de eikenbomen en de brandnetelvegetaties in het westelijke deel van het terrein. Rond de rupsennesten werden met name de hogere plantendelen (bloeistengels en struikjes) gegeten waardoor de gemiddelde vegetatiehoogte wel sterk daalde (Fig. 7.2), terwijl op de hoogte waar de rupsennesten zich bevonden relatief weinig vegetatie werd verwijderd. Omdat met deze begrazing niet het gewenste effect werd bereikt wat betreft geringe hoogte en openheid van de kalkgraslandvegetatie heeft het Limburgs Landschap besloten in december een extra begrazingsronde in te stellen (evenals bijvoorbeeld in 2006). Op Thier de Lanaye heeft één begrazingsronde plaatsgevonden die 11 dagen duurde in plaats van de geplande 7 dagen. Ook deze uitbreiding van het begrazingsschema werd ingesteld om de overmatige vegetatiegroei in de zomer van 2007 te compenseren.



Figuur 7.2 Gemiddelde vegetatiehoogte (+ standaardfout) rond elk rupsennest vóór de begrazing en na elke begrazingsronde op de Bemelerberg (onbegraasd en zwaar begraasd) en op Thier Lanaye (licht begraasd). Begrazingsrondes zijn aangegeven met een pijl.

Alle begrazingsrondes hadden een duidelijk merkbaar effect op de rupsennesten (Fig. 7.3). In het niet begraasde deel van de Bemelerberg bleven alle rupsennesten ongedoerd, terwijl op het begraasde deel van de Bemelerberg bij elke begrazingsronde enkele nesten verdwenen of zwaar beschadigd raakten. De beschadigde nesten waren hier steeds bij de volgende controle alsnog verdwenen. Uiteindelijk hebben slechts twee van de zeven nesten (27%) de winter overleefd. Een van deze twee nesten is daarbij maar ternauwernood aan de schapentanden ontsnapt

(Fig. 7.4). Dit begrazingseffect is zeer significant (Repeated measures ANOVA, Greenhouse-Geisser bewerking) met een duidelijk effect van tijd ($F = 7,58$, $df = 2,74$, $p = 0,000$) en een significante interactie tussen tijd en behandeling ($F = 3,28$, $df = 5,49$, $p = 0,010$).



Figuur 7.3 Aantal rupsennesten in goede staat (gevulde balken) en in zwaar beschadigde staat (zwart) vóór de begrazing en na elke begrazingsronde op de Bemelerberg (onbegraasd en zwaar begraasd) en op Thier Lanaye (licht begraasd). Begrazingsrondes zijn aangegeven met een pijl.



Figuur 7.4 Door begrazing beschadigde rupsennesten. A) half rupsennest op Thier de Lanaye na de begrazing. De plantendelen waarin het rupsennest zich bevond zijn halverwege het nest afgebeten. Hierdoor is het nest losgeraakt en later geheel verdwenen. B) Rupsennest op de Bemelerberg (in ovaal) in een pol die vlak naast het nest is afgegrasd (zie pijl).

Op Thier de Lanaye was na de begrazing één nest geheel verdwenen, terwijl twee nesten ernstig beschadigd waren. Een van deze twee beschadigde nesten was duidelijk doormidden gebeten (Fig. 7.4) en daardoor losgeraakt van de grond. Dit nest is later alsnog verdwenen. Het andere beschadigde nest heeft zich weer enigszins hersteld (de rupsen hebben een nieuw spinsel gemaakt), maar bleef wel duidelijk kleiner dan voor de begrazing. De totale overleving van rupsennesten bedroeg hiermee in het licht begraasde deel 71%.

In februari 2008 is van alle nesten op de Bemelerberg het aantal rupsen geteld. Met gemiddeld respectievelijk 15,4 ($\pm 18,0$) en 15,5 ($\pm 0,7$) rupsen per nest in het onbegraasde en het begraasde deel was hierin geen verschil te zien tussen de behandelingen. Op Thier de Lanaye kon door weersomstandigheden het aantal rupsen in februari niet vastgesteld worden. Bij de volgende controle begin april bleken de rupsen in beide terreinen zich al deels verspreid te hebben waardoor geen betrouwbare tellingen meer uitgevoerd konden worden. Temperatuurmetingen op de Bemelerberg op een zonnige dag in februari lieten geen verschil zien in het microklimaat tussen de nestlocaties in het begraasde en het onbegraasde deel. In beide behandelingen zaten de rupsen met name op plekken waar de bodemtemperatuur 15°C tot 20 °C warmer was dan de luchttemperatuur. Ook de vegetatie in het niet begraasde deel was dus nog open genoeg om te voorzien in plekken met een zeer warm microklimaat.

Conclusies veldexperiment

Met een ruim drie keer zo lage overleving van rupsennesten in de begraasde delen ten opzichte van de onbegraasde delen van de Bemelerberg is duidelijk dat de relatief intensieve herfstbegrazing zoals die op de Bemelerberg wordt uitgevoerd een belangrijke bottleneck kan vormen voor overwinterende rupsen. Het verdwijnen van hele rupsennesten inclusief de pol vegetatie waarop zij zaten en vraatsporen zoals te zien in figuur 7.4 laten zien dat de rupsen onder de begrazing lijden doordat zij samen met de vegetatie opgegeten worden. De begrazingsintensiteit speelt hierbij een belangrijke rol voor de mate van sterfte die onder rupsen optreedt. Op het licht begraasde Thier de Lanaye was de overleving ruim twee keer zo hoog als op de Bemelerberg (71% tegen 27%). De begrazingsintensiteit zoals die door de rupsen ervaren wordt, komt overigens niet noodzakelijkerwijs overeen met het aantal graasdagen per hectare, aangezien dit berekend wordt aan de hand van de begrazingstijd in het hele gebied zonder differentiatie van de graasintensiteit in verschillende delen. Hoewel de graasdruk op de Bemelerberg gedurende de eerste begrazingsronde het hoogst was, werd zowel de algehele vegetatiestructuur (Fig. 7.5) als de schade aan de rupsen (Fig. 7.3) het sterkst beïnvloed door de laatste begrazingsronde.

Gezien de aard van de schade aan de rupsennesten is het waarschijnlijk dat de gevonden resultaten voor rupsennesten ook gelden voor individueel overwinterende rupsen. Dit geldt zowel voor soorten die in de vegetatie overwinteren als voor soorten die in de strooisellaag zitten, aangezien schapen zowel staande vegetatie als strooisel (hooi) eten. Het valt zelfs te verwachten dat schapen een voorkeur hebben voor blaadjes en bloemhoofdjes, structuren waarin juist veel rupsen overwinteren, waardoor de schade voor sommige soorten nog groter kan zijn.

De begrazingsintensiteit op de Bemelerberg is zeer vergelijkbaar met de begrazingsintensiteit in de andere Nederlandse hellingschraallanden die in de herfst worden begraasd. Hoge rupsensterfte door herfstbegrazing is dus mogelijk een belangrijk knelpunt voor karakteristieke vlindersoorten in al deze terreinen. Het is goed mogelijk dat dit ook in belangrijke mate heeft bijgedragen aan de verdere achteruitgang van de karakteristieke soorten na invoering van het herstelbeheer. Om de karakteristieke kalkgrasland dagvlinders weer een kans te bieden dient begrazing in het winterhalfjaar in de toekomst beperkt te worden. Begrazing in voorjaar en zomer verdient de voorkeur, maar moet wel gespreid uitgevoerd worden om de beschikbaarheid van voldoende nectarplanten voor vlinders en andere bloembezoekers te garanderen. Aanvullende lichte begrazing in herfst of winter zoals

uitgevoerd wordt op Thier de Lanaye lijkt gezien de resultaten van dit experiment wel acceptabel. Populaties van de Veldparelmoervlinder en een aantal andere karakteristieke als rups overwinterende vlindersoorten zijn hier al jaren stabiel ondanks de (beperkte) rupsensterfte die door de lichte herfstbegrazing optreedt.

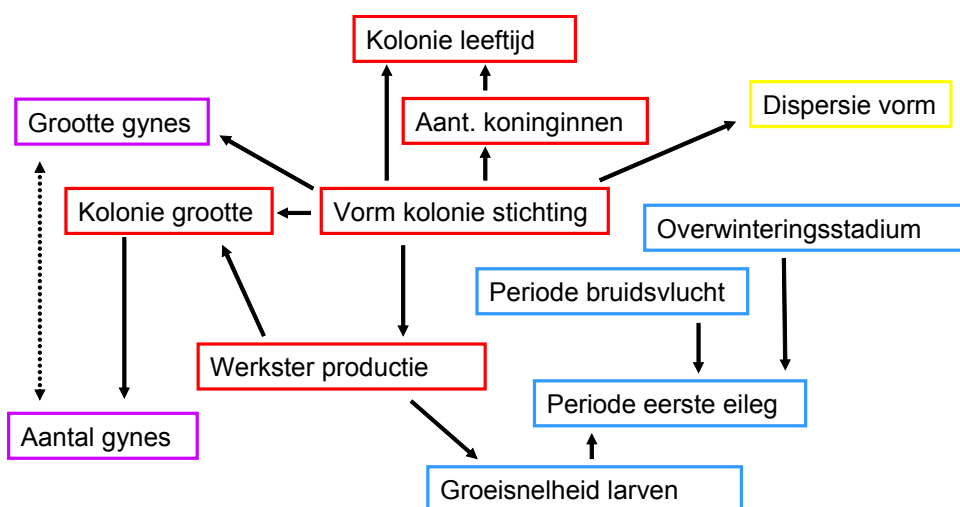


Figuur 7.5 Vegetatie in het begraasde deel van de Bemelerberg waar de rupsen nesten zich bevinden vóór de begrazing (boven), na de reguliere begrazingsronde (midden) en na de extra begrazingsronde (onder). Twee paaltjes waarboven zich alle nesten bevonden zijn als herkenningspunt in alle foto's rood gemarkeerd. Hoewel de graasdruk (uitgedrukt in graasdagen per hectare) tijdens de eerste begrazingsronde het hoogst lag, zijn de gevolgen van de begrazing op de vegetatiestructuur op het eerste gezicht groter in de laatste begrazingsronde. Ook de rupsensterfte was in de laatste ronde hoger.

7.3 Mieren (Formicidae)

7.3.1 Levensstrategie analyse

Van alle 37 mierensoorten die tijdens de inventarisaties van 2005 en 2006 zijn gevonden is de levenscyclus onderzocht middels een literatuurstudie (Stitz, 1939; Eidmann, 1943; Andrasfalvy, 1961; Keller & Passera, 1989; Kipyatkov, 1993; 2001; Schoeters & Vankerkhoven, 2001; Seifert, 2007). Alle eigenschappen met betrekking tot reproductie, dispersie, ontwikkeling en synchronisatie waarin de soorten onderling kunnen verschillen zijn op een rijtje gezet. Veel van deze eigenschappen houden onderling verband en met name de vorm van koloniestichting bleek bepalend voor een groot aantal andere eigenschappen (Fig. 7.6). In totaal konden de 37 soorten mieren gegroepeerd worden in zeven verschillende levensstrategieën (Tab 7.3).



Figuur 7.6 Belangrijkste eigenschappen met betrekking tot reproductie (paars), ontwikkeling (rood), dispersie (geel) en synchronisatie (blauw) op kolonieniveau waarin de 37 gevonden mierensoorten van elkaar verschillen. Relaties tussen de verschillende eigenschappen zijn aangegeven met pijlen.

Tabel 7.3 De zeven functioneel verschillende levensstrategieën waartoe de 37 gevonden mierensoorten behoren met de belangrijkste bijbehorende eigenschappen of afgeleiden van combinaties van eigenschappen. De tijd die beschikbaar is voor de ontwikkeling van het eerste broed wordt bepaald door verschillende synchronisatie-eigenschappen. Is deze tijd beperkt dan is een hoge nesttemperatuur nodig om de ontwikkeling op tijd te voltooien. In de laatste kolom is het aantal soorten per strategie weergegeven.

Strategie	Nest stichting	Dispersie	Nest grootte	Tijd ontw. 1 ^e broed	Aantal soorten
1	Fouragerend	Vliegend	10 ¹ -10 ³	Ruim	11
2	Vanuit vetreserves	Vliegend	10 ⁴	Beperkt	4
3	Vanuit vetreserves	Vliegend	10 ³ -10 ⁴	Ruim	8
4	Parasitair	Vliegend	0	Beperkt + regulatie	2
5	Parasitair	Vliegend	10 ⁴ -10 ⁵	Ruim	7
6	Nest-splitsing & parasitair	Lopend	10 ⁴ -10 ⁵	Ruim	3
7	Nest-splitsing	Lopend	10 ⁴	Ruim	2

Als tweede stap in de analyse is nagegaan wat de ecologische consequenties van de verschillende combinaties van eigenschappen zijn. Bijvoorbeeld, soorten die nieuwe nesten stichten door nest-splitsing (strategie 6 en 7), waarbij een aantal werksters en een koningin zich lopend naar een nieuwe nestlocatie verplaatsen, kunnen zich slechts over een beperkte afstand verplaatsen. Hierdoor zijn zij gevoeliger voor versnippering en isolatie dan soorten waarbij neststichting geschiedt door individuele vliegende koninginnen (strategie 1 t/m 5). Een deel van de soorten die zich vliegend

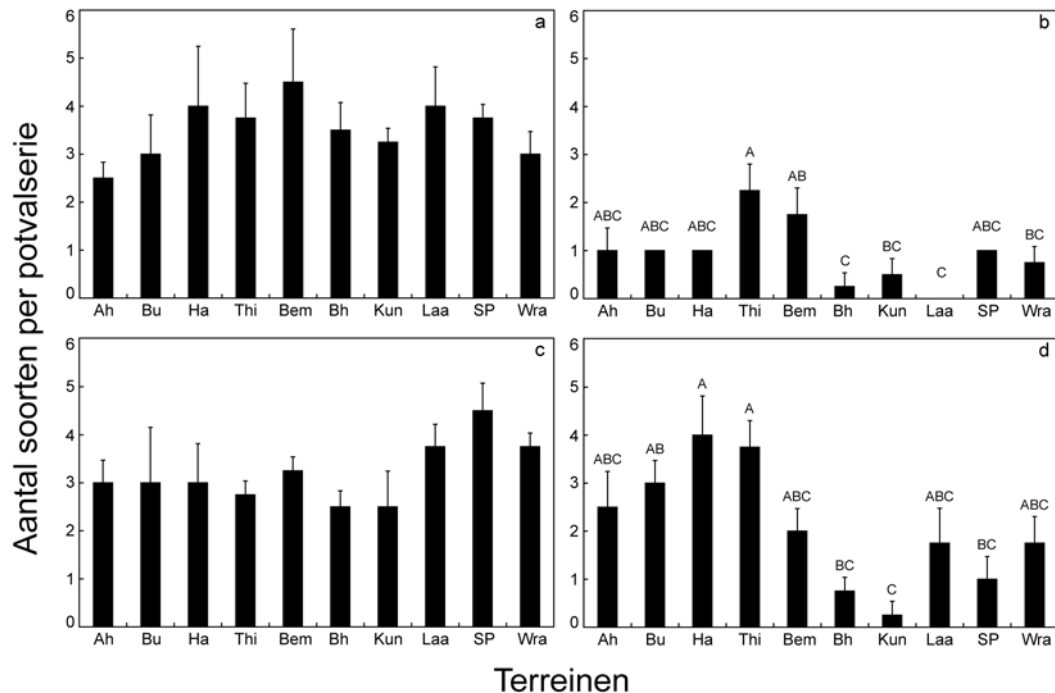
verspreidt leeft parasitair en sticht nieuwe nesten door het nest van een gastheersoort binnen te dringen, de koningin doden en de werksters van die gastheer te gebruiken voor het opkweken van de eerste generatie eigen werksters. Deze soorten kunnen dus enkel een levensvatbare populatie opbouwen in terreinen met een voldoende grote gastheerpopulatie, waardoor zij alsnog gevoelig zijn voor versnippering en isolatie (Holt et al., 1999; Cronin, 2004; Mabelis & Chardon, 2005). Deze soorten kunnen bijvoorbeeld geen gebruik maken van wegbermen en andere kleine landschapselementen als stepping-stones tussen reservaten. Dit geldt nog sterker voor de permanent parasitaire soorten (strategie 4), die geen eigen werksters hebben en daardoor een veel kortere omlooptijd hebben. Zij produceren elke een tot twee jaar nieuwe koninginnen die een nieuw gastheernest nodig hebben. Naast de parasitaire en nest-splitsende soorten zijn er soorten die onafhankelijk nieuwe kolonies stichten. Bij een deel van deze soorten voedt de koningin de eerste werksters door zelf te fourageren (strategie 1), wat alleen een haalbare strategie is in habitats met een voldoende groot voedselaanbod. Bij de overige soorten voedt de koningin de eerste werksters vanuit haar eigen vetreserves. De tijd die beschikbaar is voor de ontwikkeling van het eerste broed wordt bepaald door verschillende synchronisatie-eigenschappen. Is deze tijd beperkt zoals bij strategie 2 en 4 dan is een hoge nesttemperatuur nodig om de ontwikkeling op tijd te voltooien. Soorten van strategie 4 brengen hun neststichtingsfase in een groot gastheernest door waarin de nesttemperatuur door de werksters (van de gastheer) gereguleerd kan worden. Soorten van strategie 2 zijn in de neststichtingsfase aangewezen op nestlocaties met een voldoende hoge bodemtemperatuur. Samenvattend reageren de zeven levensstrategieën met name verschillend op de hoeveelheid voedsel gedurende de neststichtingsfase, de bodemtemperatuur gedurende de neststichtingsfase en de mate van versnippering en isolatie van de terreinen (Tab. 7.4).

Tabel 7.4 Theoretische voorspellingen (op basis van literatuur) over de gevoeligheid van de zeven levensstrategieën voor drie belangrijke omgevingsfactoren, de mate van versnippering en isolatie van het leefgebied, de bodemtemperatuur tijdens de neststichtingsfase en de voedselbeschikbaarheid tijdens de neststichtingsfase.

Strategie	Versnippering/Isolatie	Temperatuur neststichting	Voedsel beschikbaarheid
1	+	+	+++
2	+	+++	0
3	+	+	0
4	+++	+	+
5	++	+	+
6	+++	+	+
7	++	+	+

0 = geen effect, + = gevoelig voor deze factor en +++ = zeer gevoelig voor deze factor.

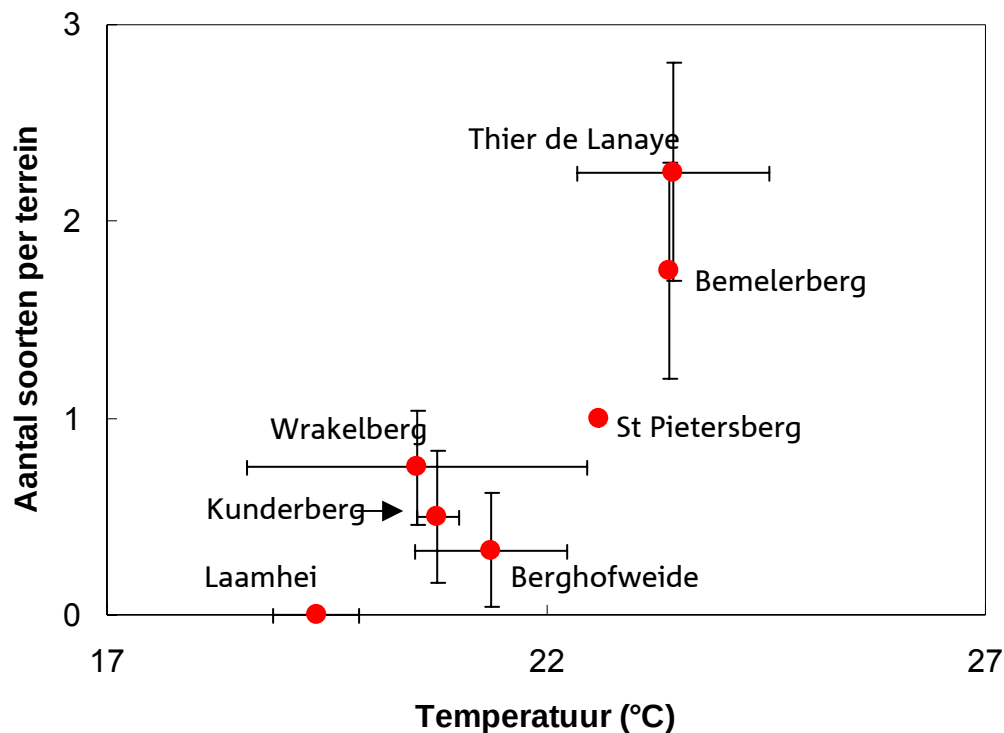
Analyse van het voorkomen van de verschillende levensstrategieën in de hellingschraallanden in relatie tot de terreineigenschappen geeft inzicht in hoeverre deze factoren beperkend zijn in de Nederlandse hellingschraallanden. Dit is gedaan met behulp van een ANOVA, waarbij voor elke levensstrategie is getoetst of het gemiddelde aantal soorten per potvalserie significant verschilt tussen de terreinen (Fig. 7.7). Voor strategie 1, die bijzonder gevoelig is voor een te lage voedselbeschikbaarheid gedurende de kolonie-stichting, bleek dit niet het geval ($F_{9,30} = 0.95$, $p = 0.50$), wat er op duidt dat voor de voedselbeschikbaarheid in de tien onderzochte terreinen geen beperkingen worden verwacht. Ook het aantal soorten van strategie 3, die voor geen van de drie factoren erg gevoelig zijn verschilde niet tussen de terreinen ($F_{9,30} = 1.42$, $p = 0.23$). Het aantal soorten van strategie 2, die gebonden zijn aan nestplaatsen met een voldoende hoge bodemtemperatuur gedurende de neststichtingsfase verschilt wel significant tussen de terreinen ($F_{9,30} = 5.51$, $p < 0.01$), evenals het aantal soorten van strategie 4, 5, 6 en 7 samen, die allen gevoelig zijn voor isolatie en versnippering ($F_{9,30} = 6.47$, $p < 0.01$).



Figuur 7.7 Gemiddeld aantal mieren per potvalserie per terrein behorende tot strategie 1 (a), strategie 2 (b), strategie 3 (c) en strategie 4, 5, 6 en 7 (d). Verschillende letters geven significante verschillen tussen de terreinen weer. Ah = Ahrhütte, Bü = Bürvenicherberg, Ha = Halsberg, Thi = Thier de Lanaye, Bem = Bemelerberg, Bh = Berghofweide, Kun = Kunderberg, Laa = Laamheide, SP = Sint Pietersberg en Wra = Wrakelberg.

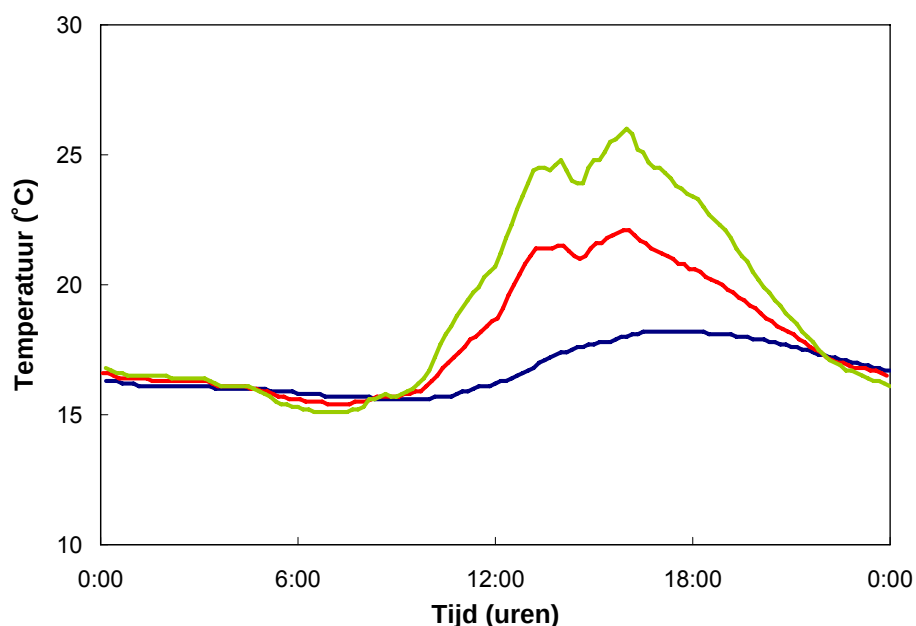
7.3.2 Mierenstrategie 2 - Bodemtemperatuur

Alle soorten die behoren tot levensstrategie 2 behoren door hun grote warmtebehoefte tot de karakteristieke soorten van hellingschraallanden. Deze soorten hebben slechts beperkte tijd beschikbaar voor de ontwikkeling van hun eerste broed werksters, terwijl ze tijdens het stichten van een nest nog niet beschikken over een groot aantal werksters (zoals bijvoorbeeld wel het geval is bij nestsplitsende soorten). Door het ontbreken van werksters ontbreekt ook de mogelijkheid om actief de nesttemperatuur te verhogen om zo de ontwikkeling van de larven te bespoedigen. Om toch op tijd vóór de winter hun ontwikkeling te kunnen voltooien zijn deze soorten gebonden aan nestplaatsen met een zeer warm microklimaat in zomer en nazomer. Het gevonden verschil in het aantal soorten van strategie 2 tussen de geïnventariseerde hellingschraallanden duidt erop dat er een cruciaal verschil in bodemtemperatuur is tussen deze terreinen. Bodemtemperatuur-metingen laten inderdaad een sterk positief verband zien tussen de bodemtemperatuur (gemiddelde temperatuur op 5 cm diepte op een warme dag in juli met een maximum luchttemperatuur in Maastricht van 29,4°C) en het gemiddelde aantal mierensoorten van strategie 2 per terrein ($R^2 = 0,81$, $p = 0,006$; Fig. 7.8).



Figuur 7.8 Gemiddeld aantal mierensoorten van strategie 2 per potvalserie per terrein ($\pm$ standaard fout) uitgezet tegen de gemiddelde dagtemperatuur tijdens een warme zomerdag (25-7-2008) ($\pm$ standaard fout). De temperatuurmetingen zijn verricht met één tot vier loggers per terrein met een meetinterval van 30 minuten. In de Duitse terreinen zijn uit logistieke overwegingen geen temperatuurmetingen verricht.

De bodemtemperatuur in hellingschraallanden wordt beïnvloed door intrinsieke terreineigenschappen zoals expositie, inclinatie (hellingshoek) en klimaat, maar ook door de vegetatiestructuur, die op haar beurt sterk afhangt van het gevoerde beheer. (Stoutjesdijk & Barkman, 1987). Hogere, dichtere vegetatie zorgt voor een veel koelere bodemtemperatuur dan korte open vegetatie. Een pilotstudie op de Wrakelberg waarbij bodemtemperatuur-metingen op 5 cm diepte werden uitgevoerd op een kaal geknipte locatie en een in oktober gemaaide locatie liet op een warme dag in mei een verschil in maximumtemperatuur zien van 4° C (Fig. 7.9). Vergeleken met de bodemtemperatuur onder één jaar niet gemaaide vegetatie is het op de kale plek zelfs 8° C warmer. De gemiddelde temperatuur scheelt 1,0° C graad tussen de kale plek en de in oktober gemaaide locatie en 2,3° C tussen de kale plek en de één jaar niet beheerde plek. Dit verschil zal zonder beheeringrepen gedurende het groeiseizoen verder oplopen aangezien de vegetatie steeds hoger en dichter wordt. Dergelijke temperatuurverschillen van één of enkele graden hebben een zeer groot effect op de ontwikkelingsduur van mierenlarven. Zo is bijvoorbeeld bij de Zwarte wegmier vastgesteld dat de totale ontwikkelingsduur van werksters van het eerste broed met 25% afneemt bij een temperatuurstijging van 22,5° C naar 25° C (Kipyatkov et al., 2004).



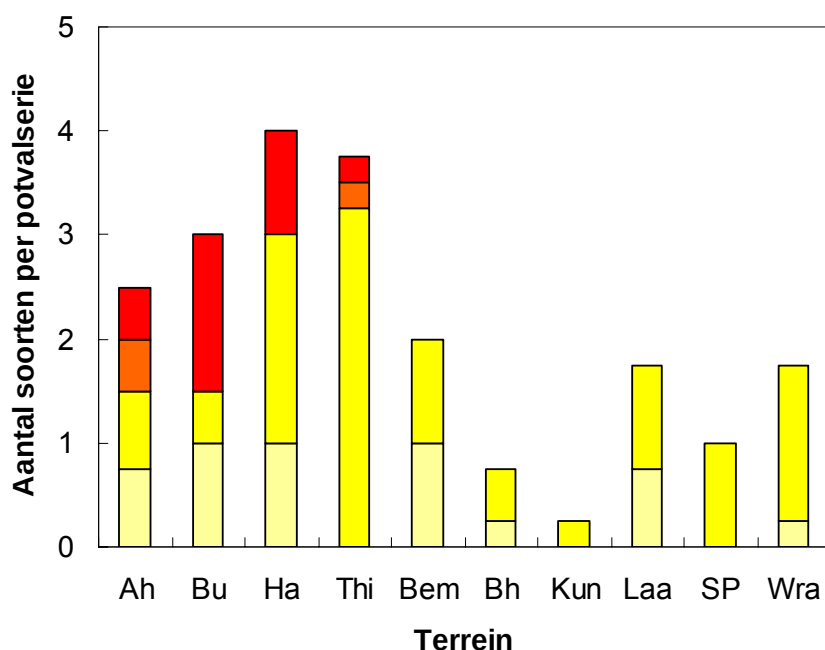
Figuur 7.9 Bodemtemperatuur op 5 cm diepte op 19 mei 2007 op de Wrakelberg op een locatie waar de vegetatie tot de bodem is afgeknipt (groen) een locatie die in de voorgaande herfst voor het laatst gemaaid werd (rood) en een die in het voorgaande jaar niet gemaaid werd (blauw).

In dit verband valt op dat de drie terreinen met het hoogste aantal soorten van strategie 2 meerdere keren per jaar begraasd worden, terwijl drie van de vier terreinen met gemiddeld minder dan één soort van strategie 2 per potvalserie slechts één keer per jaar, in de herfst worden gemaaid of begraasd. Deze laatste terreinen hebben derhalve naar verwachting in de zomer en vroege herfst een relatief hoge en dichte vegetatiestructuur met een lagere bodemtemperatuur tot gevolg. Terreinen die ook in voorjaar en zomer begraasd worden hebben naar verwachting een opener structuur gedurende de zomer en herfst waardoor de bodem hier meer opwarmt. Metingen in het kader van onderzoek naar het belang van kale plekken in de vegetatie voor karakteristieke bijensoorten tonen aan dat er inderdaad een verband is tussen het beheer en het verschil in maximale en werkelijke bodemtemperatuur onder de vegetatie. Op Thier de Lanaye, dat in meerdere rondes wordt begraasd lag de maximum temperatuur op 5 cm diepte in de bodem onder de vegetatie op een zonnige dag in juli 2,8 °C lager dan onder een kale plek. Op zowel Wrakelberg als Laamhei, die beiden enkel in de herfst beheerd worden bedroeg dit verschil respectievelijk ongeveer 4,3 °C en 5,3 °C. In deze terreinen warmt de bodem dus veel minder sterk op dan gezien de intrinsieke terreineigenschappen mogelijk is. Daarbij moet opgemerkt worden dat de Laamhei door zijn westelijke expositie en relatief lage inclinatie mogelijk ook bij een open vegetatiestructuur te koud is voor succesvolle koloniestichting voor mieren van strategie 2. Op de op het zuiden geëxponeerde terreinen zoals Wrakelberg en Kunderberg is de bodemtemperatuur op kalere plekken naar verwachting wel ruim voldoende voor succesvolle koloniestichting door deze karakteristieke soorten. Om deze soorten hier te behouden is een beheersaanpassing nodig die leidt tot een opener vegetatiestructuur in de zomer. In eerste instantie lijkt een beheer met begrazing of maaien in voorjaar of zomer de beste maatregel. Middels beheersexperimenten zal verder onderzocht moeten worden hoe deze maatregelen het meest succesvol uitgevoerd kunnen worden.

7.3.3 Mierenstrategie 4 t/m 7 - Versnippering & isolatie

De mieren die behoren tot levensstrategie 4, 5, 6 en 7 zijn allen beperkt in hun verspreidingsvermogen en gebonden aan grotere aaneengesloten terreinen. Hierdoor zijn deze soorten zeer gevoelig voor versnippering. Als zij eenmaal uit een terrein zijn verdwenen zullen zij door de versnipperde omgeving maar zeer moeizaam terugkeren. In Fig. 7.10 is het gemiddelde aantal soorten van deze strategieën per

potvalserie weergegeven voor de verschillende terreinen. Het gemiddelde aantal soorten van deze strategieën ligt in de Nederlandse hellingschraallanden significant lager dan in de referentiegebieden (ANOVA, $F = 21,51$, $df_{1,2} = 1, 8$, $p = 0,002$). De situatie is het meest zorgwekkend op de Kunderberg die ook inderdaad het meest geïsoleerd ligt. De twee meest gevoelige strategieën (totaal 5 soorten) zijn in zijn geheel uit de Nederlandse hellingschraallanden verdwenen. Dit terwijl op de Bemelerberg in de potvalbemonstering van 1981 nog vertegenwoordigers van deze strategieën zijn gevonden. Deze resultaten laten zien dat de versnippering een ernstige bedreiging vormt voor de mierenfauna van de Nederlandse hellingschraallanden. Om deze soorten te behouden is het van groot belang de huidige reservaten beter met elkaar te verbinden en het totale areaal hellingschraalland uit te breiden.



Figuur 7.10 Gemiddeld aantal soorten mieren per potvalserie per terrein van levensstrategie 4 (oranje), 5 (donker geel), 6 (rood) en 7 (licht geel). Hoe donker de kleur hoe gevoeliger de soorten zijn voor versnippering en isolatie. Ah = Ahrhütte, Bü = Bürvenicherberg, Ha = Halsberg, Thi = Thier de Lanaye, Bem = Bemelerberg, Bh = Berghofweide, Kun = Kunderberg, Laa = Laamheide, SP = Sint Pietersberg en Wra = Wrakelberg.

8 Integratie en conclusies deel II

Aan de stagnatie van herstel en gedeeltelijke achteruitgang van de diversiteit aan planten en dieren in de Nederlandse hellingschraallanden liggen een aantal knelpunten ten grondslag. Een deel van deze knelpunten is gerelateerd aan factoren binnen de hellingschraallanden en wordt beïnvloed door het interne beheer (o.a. type en tijdstip van beheer). Daarnaast zijn een aantal knelpunten aan het licht gekomen die primair buiten de reservaten liggen (o.a. stikstofdepositie en versnippering).

8.1 Toegenomen voedselrijkdom

De vegetatie en bodemcondities zijn veranderd als gevolg van de toegenomen voedselrijkdom, ook op plekken waar herstelbeheer heeft plaatsgevonden. Externe oorzaken hiervan zijn de atmosferische stikstofdepositie, die met name in het verleden heeft gezorgd voor een overschot aan stikstof in de van oorsprong schrale hellinggraslanden. Daarnaast zijn uit aangrenzende (op het plateau gelegen) percelen voedingsstoffen (P en N) ingespoeld. De huidige manier van begrazing (24 uur per dag) is structureel anders dan de traditionele manier, waarbij de schapen 's nachts uit de terreinen werden gehaald en op een klein oppervlak werden gesteld om de mest te kunnen verzamelen. Hierdoor werden in het verleden netto veel meer voedingsstoffen van de hellingschraallanden afgevoerd. Ook de gevonden verschillen in nitrificatieactiviteit op verschillende delen van de helling (Paragraaf 6.4) en het duidelijke effect van de vegetatie op deze bodemactiviteit, hebben mogelijk te maken met de toegenomen voedselrijkdom. Soorten van het oorspronkelijk voedselarme heischraal grasland hebben mogelijk een mechanisme ontwikkeld dat nitrificatie onderdrukt. Dit is in de oorspronkelijke situatie voordelig omdat omzetting van niet-oplosbaar ammonium in het makkelijk uitspoelbare nitraat wordt tegengegaan zodat stikstof in de bodem beter wordt vast gehouden. In de huidige situatie zou dit mechanisme er echter voor kunnen zorgen dat een overdosis ammonium in de bodem achterblijft, waardoor de soorten van het heischrale grasland worden 'vergiftigd'.

8.2 Suboptimaal beheer

Binnen de reservaten heeft het huidige beheer niet geleid tot compleet herstel van zowel flora als fauna. De verschillende knelpunten die zijn achterhaald grijpen duidelijk in elkaar aangezien zij allen verband houden met het tijdstip van beheer en de intensiteit en schaal waarop dit wordt uitgevoerd.

Het huidige, intensieve begrazings- en maaibeheer in herfst en/of winter leidt tot een relatief homogene vegetatie die in winter en voorjaar zeer kort is en in de zomer en nazomer juist relatief lang en gesloten. Afname van de voedselrijkdom treedt bij dit beheerregime niet op waardoor de karakteristieke vegetatie zich niet optimaal kan ontwikkelen. Met name voor laatbloeiende heischrale soorten betekent dit dat zij niet goed in staat zijn om tot zaadzetting te komen. Tegelijkertijd creëert dit beheer een ongunstige vegetatiestructuur voor veel diersoorten. Voor de karakteristieke mieren is aangetoond dat het huidige beheer leidt tot een te koud microklimaat in de zomer voor succesvolle ontwikkeling. Dit knelpunt geldt naar alle waarschijnlijkheid ook voor een deel van de karakteristieke solitaire bijen. Ook de karakteristieke wantsen en sprinkhanen zijn het best vertegenwoordigd in terreinen die niet alleen in herfst en/of

winter worden beheerd. In het algemeen zijn deze soorten voor het succesvol voltooiën van hun levenscyclus juist aangewezen op een warme, open vegetatie in de zomer en beschutting in de winter. Voor de loopkevers lijkt het huidige beheer op zich niet problematisch te zijn. Deze groep doet het in de terreinen die alleen in herfst- en winter worden beheerd niet slechter dan in de overige reservaten. Tegelijkertijd zijn er geen aanwijzingen dat loopkevers in het algemeen gebonden zijn aan terreinen die enkel in herfst- en winter worden beheerd, al kan dit voor enkele individuele soorten wel gelden.

Naast de indirecte effecten via de vegetatiestructuur zijn er ook directe effecten van begrazing en maaien. Met name in de overwinteringsfase zijn de meeste entomofaunasoorten weinig mobiel en daardoor extra kwetsbaar voor verstoring. Zo is gebleken dat karakteristieke vlindersoorten in de problemen kunnen komen doordat een deel van de overwinterende rupsen bij intensieve begrazing in de herfst samen met de vegetatie wordt opgegeten door de schapen. Het valt te verwachten dat ook bij andere diersoorten en bij maaibeheer massale sterfte kan optreden, met name onder soorten die zich hoger in de vegetatie bevinden.

8.3 Ongeschikte standplaats

Naast de duidelijk aan het beheer gerelateerde knelpunten is voor de karakteristieke heischrale vegetatie nog een knelpunt aan het licht gekomen. De standplaatscondities blijken nog altijd niet optimaal voor succesvolle vestiging van een aantal karakteristieke heischrale soorten. Soorten die inmiddels uit de Nederlandse hellingschraallanden zijn verdwenen, kiemen en vestigen zich helemaal niet na herstelmaatregelen, terwijl de wat algemenere heischrale soorten zich slechts mondjesmaat vestigen na zaaïen. Het is nog onduidelijk welke essentiële randvoorwaarden voor kieming en vestiging hier ontbreken.

8.4 Beperkte dispersie

Voor zowel planten als dieren vormt de versnipperde ligging van de reservaten en het gebrek aan verbindende elementen in het omliggende landschap een belangrijke knelpunt. Terreinen die opnieuw geschikt geworden zijn kunnen hierdoor niet opnieuw worden gekoloniseerd. Voor vlinders en mieren is dit probleem duidelijk naar voren gekomen uit de levensstrategie analyse en ook sprinkhanen lijken duidelijk last te hebben van de versnippering. Daarnaast speelt voor veel diergroepen mee dat de meeste terreinen door hun geringe afmeting slechts kleine populaties kunnen herbergen, waarin natuurlijke schommelingen in populatiegrootte snel leiden tot lokaal uitsterven van deze soorten. In hoofdstuk 10 (Dispersie via maaisel) en hoofdstuk 11 (Dispersie van plantenzaden via schapenmest) zal verder worden ingegaan op huidige dispersievectoren.

Deel III

Experimentele herstel- en beheermaatregelen

9 Herstelmechanismen voor vegetatie & bodem

In de zomer van 2005 zijn beheerexperimenten opgestart waarbij beheermaatregelen worden getoetst die gericht zijn op het afvoeren van nutriënten (plaggen van de bovenste 10 cm en tweemaal per jaar maaien en afvoeren van het maaisel) en het beïnvloeden van verspreiding van soorten (uitleggen van maaisel uit goed ontwikkelde graslanden). Dit onderdeel is op vier onderzoekslocaties uitgevoerd. Drie van de terreinen (Verlengde Bemelerberg, Keerderberg en de Doeveberg, nabij Eys) zijn voormalig intensief gebruikte agrarische graslanden die bij aanvang van het experiment al tussen de 5 en 10 jaar in beheer bij natuurbeschermingsorganisaties waren, maar waar het gevoerde beheer niet had geleid tot een verandering in de richting van hellingschraalland. Op de Verlengde Bemelerberg en Keerderberg betreft dit onderzoek aan potentiële heischrale graslanden en op de Doeveberg potentieel kalkgrasland. Op de Schiepersberg wordt het herstel van zowel heischraal grasland als kalkgrasland vanuit een beboste situatie gevolgd. Hierbij zijn op twee delen van het Schiepersbergcomplex proefvlakken uitgezet: op de Koeberg (herstel van zowel heischraal grasland als kalkgrasland vanuit een beboste situatie) als op het deel met *Orchis simia* (herstel kalkgrasland vanuit een beboste situatie).

9.1 Vanuit agrarisch grasland

In het voorjaar van 2005 is met de lokale beheerders van Staatsbosbeheer en Stichting het Limburgs Landschap meerdere keren een aantal terreinen bezocht om samen te bepalen welke terreinen het beste konden worden gebruikt voor de verschillende experimenten. Naar aanleiding van deze gezamenlijke terreinbezoeken zijn de Verlengde Bemelerberg, Keerderberg en de Doeveberg, nabij Eys, geselecteerd voor de beheerexperimenten.

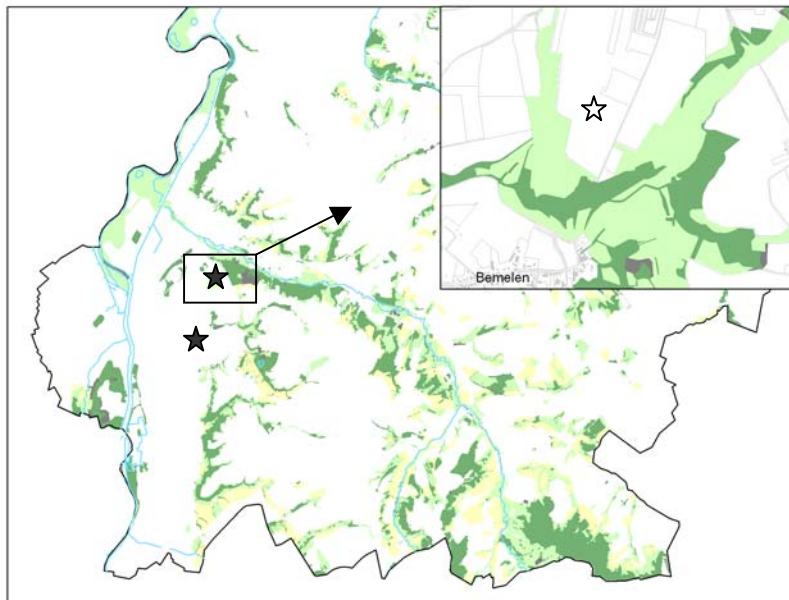
9.1.1 Ontwikkeling heischrale graslanden

Het onderzoek is uitgevoerd op een tweetal terreinen in Zuid-Limburg, te weten een hellinggrasland ten NO van de Bemelerberg (tegenover het Koelebergbos), hierna genoemd de Verlengde Bemelerberg, en de Keerderberg. Voor deze beide terreinen kwam vanuit de beheerders een duidelijke vraag over herstelmogelijkheden.

De Verlengde Bemelerberg (50°51'11"N, 5°46'20"E) betreft een perceel grasland dat grenst aan het meest oostelijke deel van het reservaat de Bemelerberg, grenzend aan de Cluysberg (Fig. 9.1). Dit perceel is in 2000 door Stichting het Limburgs Landschap vanuit intensief agrarisch beheer verworven en was door de vorige eigenaar ook al langere tijd niet meer bemest (mond. meded. Stichting Limburgs Landschap). Er wordt sinds 2000 begraasd met Mergellandschappen door middel van seizoensbegrazing. Het terrein wordt meerdere malen per jaar voor een korte periode met een variërend aantal schapen en of lammeren begraasd. Aangezien er in dit perceel geen waterpunten zijn, wordt dit deel altijd gezamenlijk met andere terreindelen begraasd. De Keerderberg (50°50'01"N, 5°44'47"E) betreft een weide die oorspronkelijk behoorde bij het jongensinternaat Huize St. Joseph (1911-1986). De flora van het terrein is beschreven door één van de broeders van het internaat rond 1940 en diverse heischrale soorten zoals Zandblauwtje (*Jasione montana*), Kruipbrem (*Genista pilosa*) en Blauwe knoop (*Succisa pratensis*). Wellicht is ook Groene nachtorchis (*Coeloglossum viride*) er in die tijd waargenomen. Geen van de hier genoemde

plantensoorten is door ons teruggevonden. Sinds ongeveer 10-15 jaar is het terrein in beheer bij Staatsbosbeheer. In het begin werd begraasd met koeien en sinds ongeveer 5-10 jaar worden in plaats van koeien schapen ingezet. De schapen grazen in de periode van half augustus tot half april voor een korte periode in het terrein, waarbij de dieren dag en nacht in het terrein blijven.

Een deel van de resultaten van deze experimenten zijn inmiddels gepubliceerd in De Levende Natuur (Smits et al. 2008. Heischraal grasland op Zuid-Limburgse hellingen: mogelijkheden voor versnelde ontwikkeling? De Levende Natuur 109: 169-175).



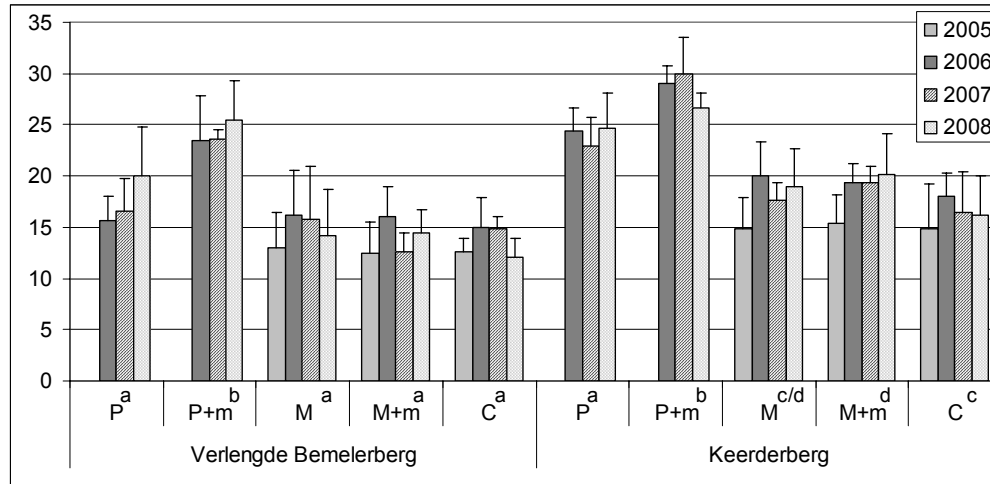
Figuur 9.1 Huidige bos en natuurgebieden (donkergroen) en nieuwe natuurgebieden (lichtgroen) in het Heuvelland, zoals beschreven in het Provinciaal Omgevingsplan Limburg 2006 (POL 2006, provincie Limburg). De beheersgebieden (geel) zijn gebieden waar landbouwers vergoedingen kunnen krijgen voor agrarisch natuurbeheer op basis van de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer. Met een sterretje zijn de onderzoekspercelen aangegeven. Inzet: detail van het natuurreservaat Bemelerberg en de aangrenzende percelen, waaronder het perceel van de Verlengde Bemelerberg (sterretje).

Soortenaantallen

Op de Verlengde Bemelerberg zijn gemiddeld ongeveer 15 soorten per proefvlak aangetroffen in vier van de vijf behandelingen. Alleen de proefvlakken waarin plaggen is gecombineerd met het opbrengen van maaisel (uit goed ontwikkeld heischraal grasland van de Bemelerberg) hebben meer soorten: hier zijn gemiddeld 24 soorten per proefvlak aanwezig. Deze verhoging van 50 % is significant ten opzichte van de andere behandelingen (Fig. 9.2). In Fig. 9.3a-h is duidelijk te zien hoe de vegetatie zich in de drie jaar na het plaggen heeft ontwikkeld met en zonder het opbrengen van hooi. Op de Keerderberg zijn er gemiddeld 18 soorten per proefvlak gevonden in de behandelingen met maaien, maaien gecombineerd met het opbrengen van hooi en in de controlevlakken. In de geplagde vlakken zijn significant meer soorten aangetroffen (gemiddeld 24; Fig.9.2). De combinatie plaggen en hooi leverde gemiddeld 29 soorten op: wederom een significante verhoging van het soortenaantal met meer dan 60 % ten opzichte van de controle. Ook voor de Keerderberg is in Fig. 9.4a-h duidelijk te zien hoe de vegetatie zich in de drie jaar na het plaggen heeft ontwikkeld met en zonder het opbrengen van maaisel.

In beide terreinen zijn dus significant meer soorten gevonden in de geplagde proefvlakken waarin hooi is opgebracht ten opzichte van alle andere proefvlakken. Verschillen tussen de behandelingen met maaien, maaien gecombineerd met het opbrengen van hooi en de controlevlakken waren niet significant op de Verlengde

Bemelerberg, terwijl op de Keerderberg in het derde jaar langzaam een verschil lijkt te ontstaan. Op de Keerderberg zijn in de geplagde proefvlakken waar geen hooi werd opgebracht significant meer soorten aangetroffen dan in de proefvlakken met maaien, maaien gecombineerd met het opbrengen van hooi en de controlevlakken, terwijl dit in de geplagde proefvlakken zonder hooi van de Verlengde Bemelerberg niet het geval is.



Figuur 9.2 Gemiddelde aantallen soorten hogere planten (2x2m) in de twee terreinen. De verschillende behandelingen (n=5) zijn: P = geplagd (eenmalig op 8 aug. 2005), m = maaisel opgebracht (eenmalig in september 2005), M = maaien (2x per jaar) inclusief afvoeren van het maaisel, C = controle (regulier begrazingsbeheer). Rechtsboven bij elke behandeling is per onderzoeksterrein met een letter aangegeven of de behandelingen in de tijdsmetingen 2006 en 2007 significant van elkaar verschillen. De significantie van verschillen is getoetst met behulp van GLM, repeated measurements analysis ($P < 0.05$).

Vegetatieontwikkeling

In Tabel 9.1 zijn de soorten, gevonden in 2007, weergegeven die hebben geprofiteerd van de verschillende behandelingen. Naast deze soorten kwamen in 2006 ook *Epilobium montanum*, *Stellaria media*, *Euphrasia helioscopia* en *Cerastium glomeratum* voor in de plagplekken, maar deze zijn in 2007 en 2008 niet meer waargenomen. Ook *Aira praecox* werd in 2006 in één van de plagplekken waargenomen en is waarschijnlijk met het hooi meegekomen. Deze eenjarige soort is in 2007 en 2008 niet waargenomen. De soorten die hebben geprofiteerd van het plaggen betreffen voornamelijk soorten van open pionierbegroeiingen en akkers. Van de middelste groep soorten in Tabel 9.1 is niet met zekerheid te zeggen of ze via het hooi zijn gekomen of dat ze via andere weg (natuurlijke verspreiding) in de proefvlakken zijn gekomen. In ieder geval waren deze algemeen voorkomende soorten binnen het terrein, zij het soms sporadisch, aanwezig. De derde groep betreffen typische heischrale soorten die via het hooi in de proefvlakken terecht zijn gekomen. Behalve deze soorten was ook *Calluna vulgaris* aanwezig in het opgebrachte hooi. Deze soort is (nog) niet aangetroffen in de bemonsterde proefvlakken, maar uit literatuur is bekend dat dit een soort met langlevende zaadbank betreft en dat het enkele jaren kan duren voordat deze soort uit zaad opkomt (Willems, 1988).

In Bijlage 13, Tabel 13.1 is de soortensamenstelling van de geplagde proefvlakken (met en zonder uitleggen van maaisel) weergegeven voor de verschillende onderzoeksjaren. Het is duidelijk dat de soorten die hebben geprofiteerd van de plagmaatregel elk jaar afnemen, terwijl de soorten die uit het maaisel zijn gekomen na drie jaar stabiel lijken, hoewel *Hieracium pilosella* iets is afgenomen.

Hoewel in de komende jaren nog meer zaden en soorten kunnen kiemen en zich kunnen vestigen uit het opgebrachte hooi, zijn de resultaten in de periode 2005-2008 al veelbelovend. Er is een sterke toename van karakteristieke heischrale soorten in de geplagde proefvlakken met maaisel (P+m). Daarentegen heeft hooi opbrengen in de gemaaide proefvlakken (M+m) (nog) niet geleid tot een toename van soorten. Plaggen

zonder het opbrengen van hooi heeft weliswaar op de Keerderberg wel geleid tot meer soorten, maar dit betreffen met name ruderale soorten, waarvan in het derde onderzoeksjaar na plaggen al te zien is dat deze door natuurlijke successie uit de proefvlakken verdwijnen.



Figuur 9.3a-h Verlengde Bemelerberg: geplagde proefvlakken. Boven zonder opbrengen hooi (proefvlak 4.2); onder met hooi (proefvlak 4.3; resp. 8 aug. 2005, 23 aug. 2006, 20 juni 2007 en 11 juni 2008; foto's: N.A.C. Smits)



Figuur 9.4a-h. Keerderberg: geplagde proefvlakken. Boven zonder opbrengen hooi (proefvlak 7.2); onder met hooi (proefvlak 7.4; resp. 9 sept. 2005, 6 juni 2006, 18 juni 2007 en 4 juni 2008; foto's: N.A.C. Smits)

Tabel 9.1 Soorten die in 2007 voorkwamen in de proefvlakken op de Keerderberg en Verlengde Bemelerberg en positief hebben gereageerd op plaggen. De verschillende behandelingen (n = 5) zijn: P = geplagd (eenmalig op 8 aug. 2005), H = hooi opgebracht (eenmalig in september 2005), M = maaien (2x per jaar) inclusief afvoeren van het maaisel, C = controle (regulier begrazingsbeheer). Weergegeven is het percentage van de opnamen waarin de soort voorkomt en de karakteristieke bedekking in die opnamen (aangepaste Braun-Blanquet schaal).

	Keeerderberg					Verlengde Bemelerberg				
	C	M	M+m	P	P+m	C	M	M+m	P	P+m
Soorten die hebben geprofiteerd van de plagmaatregel										
Veronica serpyllifolia	.	20 ⁺	40 ¹	80 ^m	80 ¹	.	.	.	.	.
Arenaria serpyllifolia	.	20 ⁺	20 ⁺	40 ¹	60 ¹	.	.	.	.	20 ⁺
Epilobium obscurum	.	.	.	100 ⁺	100 ⁺	.	.	.	.	20 ⁺
Bellis perennis	.	.	20 ⁺	.	20 ⁺	.	20 ⁺	.	.	.
Aphanes arvensis	.	.	.	20 ⁺	.	.	.	.	.	.
Polygonum aviculare	.	.	.	20 ^r	20 ⁺	.	.	.	.	40 ⁺
Poa annua	.	.	.	20 ⁺	20 ⁺	.	.	.	20 ⁺	20 ⁺
Conyza canadensis	.	.	.	40 ¹	20 ⁺	.	20 ^m	.	20 ^m	40 ¹
Geranium pusillum	.	.	20 ⁺	40 ⁺	40 ⁺	.	20 ^m	.	20 ^m	40 ⁺
Sonchus oleraceus	.	.	.	40 ⁺	60 ⁺	.	20 ^r	.	40 ⁺	20 ⁺
Rumex acetosella	.	.	.	20 ^m	20 ⁺	20 ¹	20 ¹	40 ¹	40 ^b	40 ^a

Soorten die hebben geprofiteerd van de plagmaatregel / uit het hooi komen																		
Plantago lanceolata	.		40 ¹	60 ¹		20 ^b		80 ¹	.			20 ⁺	.		20 ¹		80 ⁺	
Hypericum perforatum	.			20 ^r		40 ⁺		80 ^m	.				20 ^a		40 ⁺		80 ^m	
Cytisus scoparius	.			.		.									20 ⁺		20 ⁺	
Anthoxanthum odoratum	.					.				20 ⁺		20 ¹		20 ¹	20 ⁺		20 ⁺	
Hypochaeris radicata		40 ⁺		80 ⁺		80 ¹		100 ^m				80 ^m	.		20 ⁺	40 ⁺	40 ¹	80 ^b
Soorten die uit het hooi zijn gekomen																		
Jasione montana	.			.			20 ^r		100 ¹	.			.		.		40 ¹	
Festuca filiformis	.			.			20 ⁺		100 ^a	.			.		.		100 ^a	
Luzula campestris	.			.		.			80 ¹	.			.			40 ⁺	40 ⁺	
Campanula rotundifolia	.			.		.			100 ¹	.			.		.		80 ¹	
Hieracium pilosella	.			.		.			60 ¹	.			.		.		100 ⁺	
Stachys officinalis	.			.		.			80 ⁺	.			.		.		60 ⁺	
Hieracium umbellatum	.			.		.			40 ⁺	.			.		.		20 ⁺	
Brachypodium pinnatum	.			.		.			80 ⁺	.			.		.		40 ⁺	
Danthonia decumbens	.			.		.			20 ⁺	.			.		.			

Afvoer biomassa via maaien

De gemaaide proefvlakken zijn nu vier jaar, twee keer per jaar gemaaid (juni en sept./okt.). In het eerste jaar (2005) zijn de Verlengde Bemelerberg en de Keerderberg echter voorafgaand aan het instellen van de beheerexperimenten (en het uitrasteren) nog begraasd, wat de verlaagde opbrengst in dat jaar (deels) zou kunnen verklaren (Bijlage 13, Fig. 13.1, Fig. 13.2, Fig. 13.3). In 2007 is de totale afgevoerde biomassa lager dan in 2006, terwijl deze in 2008 weer hoger is.

Opbrengst en productie van de behandelingen

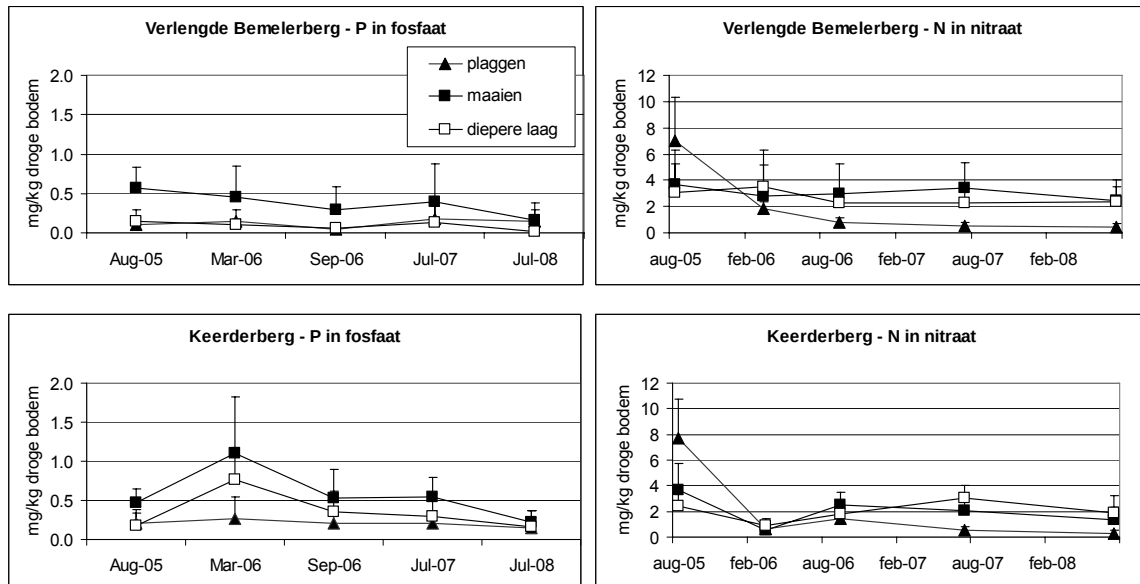
In 2008 is van alle proefvlakken de maximale productie gemeten door per proefvlak 40x40cm te oogsten, te drogen en te wegen. Wanneer deze gegevens worden vergeleken met de afgevoerde productie bij de maaibehandeling (Bijlage 13: Fig. 13.3 voor de Verlengde Bemelerberg en Fig. 13.4 voor de Keerderberg), valt op dat de opbrengst van de maaibehandelingen niet structureel is veranderd ten opzichte van de controlebehandelingen, terwijl de opbrengst van de plagbehandelingen ook drie jaar na plaggen structureel lager is. Bij de Keerderberg valt verder op dat de maximale opbrengst lager is dan de opbrengst uit de maaibehandelingen. Een mogelijke verklaring hiervoor is de tijd die tussen de eerste maaibehandeling zat en de meting van de maximale opbrengst.

Ontwikkeling nutriënten in de bodem

Uit eerder bodemonderzoek in droge en natte heischrale milieus uit het Pleistocene deel van Nederland is naar voren gekomen dat er na het plaggen een ammoniumpiek kan optreden die kieming en vestiging van karakteristieke soorten negatief kan beïnvloeden (De Graaf *et al.*, 1998; Dorland *et al.*, 2003). Om na te gaan of ook in de plagplekken van dit beheerexperiment een dergelijke verhoging van de ammoniumconcentratie optrad, is op vier tijdstippen na het plaggen de bodem bemonsterd.

De fosfaatconcentraties in de experimentele proefvlakken zijn het hoogst in de ondiepe bodemlaag (0-10 cm) van de gemaaide proefvlakken. De fosfaatconcentraties in de geplagde proefvlakken komen goed overeen met die in de diepere bodemlaag (10-20 cm) van de gemaaide proefvlakken. Door de bovenste bodemlaag te verwijderen, is het meeste fosfaat (ongeveer 70 %) dus afgevoerd. Doordat er veel variatie binnen de gemeten gegevens aanwezig was, levert analyse geen significante verschillen op als de gegevens van de vier metingen met elkaar worden vergeleken. Wel zijn er op beide terreinen in 2005 significante verschillen tussen enerzijds de bovenste bodemlaag in de maaiproefvlakken en anderzijds de diepere laag en plagplekken gevonden (ANOVA, $P < 0,05$; Fig. 9.5a, c). In het laatste meetjaar (2008) zijn de fosfaatconcentraties overal lager dan in voorgaande jaren. In geen van de terreinen is na plaggen een significante verhoging van de ammoniumconcentraties gevonden (zie ook voortgangsrapportage 2007). Ook de bodem-pH bleef constant over de drie meetpunten (niet getoond). Direct na plaggen (augustus 2005) is in de

plagplekken op de Keerderberg een significante verhoging van het nitraatgehalte gevonden (ANOVA, $P < 0,05$; Fig. 9.5b,d). Dit verschil was in augustus 2006 echter weer helemaal verdwenen, terwijl in de meting van 2007 en 2008 een significante verlaging van het nitraatgehalte in de plagplekken van de beide terreinen is gevonden (ANOVA, $P < 0,05$).



Figuur 9.5a-d Fosfaat- en nitraatconcentraties ($n=5$, demi-extractie) in de twee terreinen. Getoond zijn de gehalten in de geplagde proefvlakken (plaggen= 0-10cm bodemlaag van de geplagde proefvlakken) en gemaaide proefvlakken: maaien (0-10cm bodemlaag van de gemaaide proefvlakken) en diepere laag (10-20cm bodemlaag van de gemaaide proefvlakken).

Het opbrengen van hooi heeft geen effect gehad op de nutriëntenconcentraties in de bodem. Aangezien er slechts een dunne laag hooi is opgebracht, was dit ook niet te verwachten. Ook de maaibehandeling heeft na drie jaar (nog) geen invloed op nutriëntenconcentraties in de bodem, wanneer deze vergeleken wordt met de controle behandeling (reguliere begrazing).

9.1.2 Ontwikkeling kalkgraslanden

Op een derde voormalig agrarisch terrein (Doeveberg, nabij Eys) is mergel nabij de oppervlakte aanwezig en dit biedt kansen voor herstel van kalkgrasland aldaar. Aangezien binnen het perceel nog een ondiepe groeve met karakteristieke kalkgraslandsoorten (binnen enkele tientallen meters) aanwezig is, is ervoor gekozen om hier geen hooi op te brengen, om spontane vestiging van karakteristieke soorten uit de steilrand af te wachten (Fig. 9.6). Dit terrein is sinds 1994 in eigendom van het SLL.

Op de Doeveberg wordt het eenmalig plaggen van de bovenste 10 cm (augustus 2005) getoetst, alsmede het tweemaal jaarlijks maaien en afvoeren van het maaisel. Van deze proefvlakken is vanaf 2006 in het najaar de aanwezige vegetatie gemaaid en afgevoerd. Daarnaast worden een aantal proefvlakken tweemaal per jaar gemaaid en afgevoerd (vanaf voorjaar 2005): een keer half juni en een tweede keer in het najaar (sep./okt., afhankelijk van het groeiseizoen in het betreffende jaar). Het controlevlak wordt conform het reguliere beheer van de rest van de helling eenmaal per jaar gemaaid en afgevoerd. Op de aanwezige steilrand van de groeve zijn diverse karakteristieke kalkgraslandsoorten (Tab. 9.2) aanwezig.



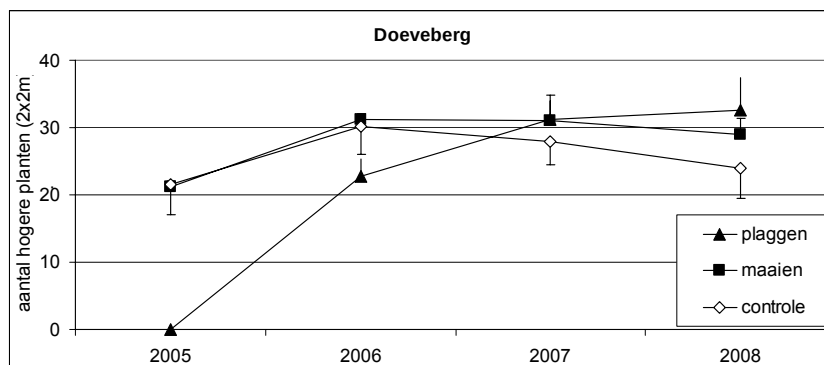
Figuur 9.6 Geplagde proefvlakken op de Doeveberg, nabij Eys (8 augustus 2005). De ondiepe groeve (met karakteristieke kalkgraslandsoorten, zie Tabel 9.3) is duidelijk te onderscheiden van de rest van het grasland (foto N.A.C. Smits).

Tabel 9.2 Lijst van gevonden karakteristieke soorten in de ondiepe groeve van de Doeveberg nabij Eys (16 juni 2007, aangevuld met waarnemingen van de streeplijst gemaakt tijdens het Genootschapsweekend, juni 2008).

Soorten van de groeve (Doeveberg)	
Aarddistel (<i>Cirsium acaule</i>)	Harige ratelaar (<i>Rhinanthus alectorolophus</i>)
Aardkastanje (<i>Bunium bulbocastanum</i>)	Kattedoorn (<i>Ononis repens s. spinosa</i>)
Beemdkroon (<i>Knautia arvensis</i>)	Kleine ratelaar (<i>Rhinanthus minor</i>)
Bvertjes (<i>Briza media</i>)	Kleine pimpernel (<i>Sanguisorba minor</i>)
Driedistel (<i>Carlina vulgaris</i>)	Marjolein (<i>Origanum vulgare</i>)
Duifkruid (<i>Scabiosa columbaria</i>)	Muizenoor (<i>Hieracium pilosella</i>)
Gevinde kortsteel (<i>Brachypodium pinnatum</i>)	Ruige weegbree (<i>Plantago media</i>)
Gewone agrimonie (<i>Agrimonia eupatoria</i>)	Stengelloze distel (<i>Cirsium acaule</i>)
Gewone tijm (<i>Thymus pulegioides</i>)	Voorjaarsganzerik (<i>Potentilla verna</i>)
Grote centaurie (<i>Centaurea scabiosa</i>)	Zeegroene zegge (<i>Carex flacca</i>)

Soortenaantallen

Ook in de proefvlakken van de Doeveberg heeft zich in de eerste twee jaar na plaggen snel een gesloten vegetatie ontwikkeld. In de niet geplagde proefvlakken bleven de aantallen soorten in 2005 achter ten opzichte van dezelfde vlakken in 2006, 2007 en 2008. In de plagvlakken was het aantal soorten in 2007 toegenomen ten opzichte van 2006, en ook in 2008 komt er gemiddeld meer dan één soort meer voor (Fig. 9.7). Het soortenaantal tussen de controle en de geplagde proefvlakken is in 2008 significant verschillend (Kruskall-Wallis, post-hoc: Tukey-b).



Figuur 9.7 Aantallen hogere planten op de Doeveberg.

Vegetatieontwikkeling

Typische pionier- of akkersoorten, zoals Windhalm (*Apera spica-venti*), Klaproos (*Papaver*) en Gewone duivenkervel (*Fumaria officinalis*) hebben geprofiteerd van de open bodem als gevolg van het plaggen (Bijlage 14, Tabel 14.1), maar deze verdwijnen uit de vegetatie als de begroeiing meer gesloten raakt. Een tweede groep van soorten is in het eerste jaar na het plaggen niet of vrijwel niet aanwezig, maar na twee jaar zijn ze voor een groot deel teruggekeerd. De derde groep betreft een viertal soorten dat lijkt te profiteren van de maaibehandeling, waarvan drie karakteristieke kalkgraslandsoorten. In Bijlage 14, Tabel 14.2 is de volledige vegetatietabel opgenomen.

Afvoer biomassa via maaien, opbrengst en productie

Ook op de Doeveberg is de opbrengst van de maaibehandelingen lager in het eerste onderzoeksjaar (2005, Bijlage 14, Fig. 14.1). Opvallend is de hergroei na de eerste maaibeurt, die hier, net als op de Keerderberg, zorgt voor een structureel aandeel in de totale opbrengst. De maximale opbrengst of productie vertoont na vier jaar grote verschillen tussen de behandelingen. Dit was ook in het veld goed zichtbaar. Zowel de plagproefvakken als de gemaaide proefvlakken hadden een lagere productie/opbrengst als de controle vlakken.

Ontwikkeling nutriënten in de bodem

Van alle jaren (2005-2008) zijn in alle proefvlakken bodemonsters genomen. De ontwikkeling op de Doeveberg laat vrijwel geen veranderingen zien in de periode 2005-2008. Het is duidelijk dat er met plaggen fosfaat is afgevoerd, maar aangezien er nogal wat variatie in de fosfaatconcentratie aanwezig is, kan dit verschil niet significant worden aangetoond. Daarnaast is er in het eerste jaar, net na plaggen, duidelijk meer nitraat en minder ammonium in de plagplekken aanwezig, maar dit verschil is in de andere onderzoeksjaren niet meer terug te vinden.

9.2 Vanuit een verruigde situatie

9.2.1 Herstel heischrale en kalkgraslanden

Het Schiepersberg complex is een helling met een tweetal graslanden: allereerst de Koeberg, een reservaat dat in 1985 na lange tijd van verwaarlozing is opgekapte en vervolgens weer in het reguliere beheer van schapenbegrazing is opgenomen, en een perceel meer naar het oosten, waar vanwege het voorkomen van de Aapjesorchis (*Orchis simia*) delen zijn ontbost om kalkgrasland te laten ontwikkelen. Beide graslanden zijn representatief voor grasland dat is ontstaan vanuit een verboste situatie. Binnen dit complex zijn drie sets van proefvlakken gevolgd om het effect van tweemaal jaarlijks maaien en afvoeren te vergelijken met het huidige beheer van schapenbegrazing. Op de Koeberg liggen opnamen binnen het heischraal grasland (hei) en in het kalkgrasland (kalk) en op het *Orchis simia*-terrein (OS) in potentieel kalkgrasland.

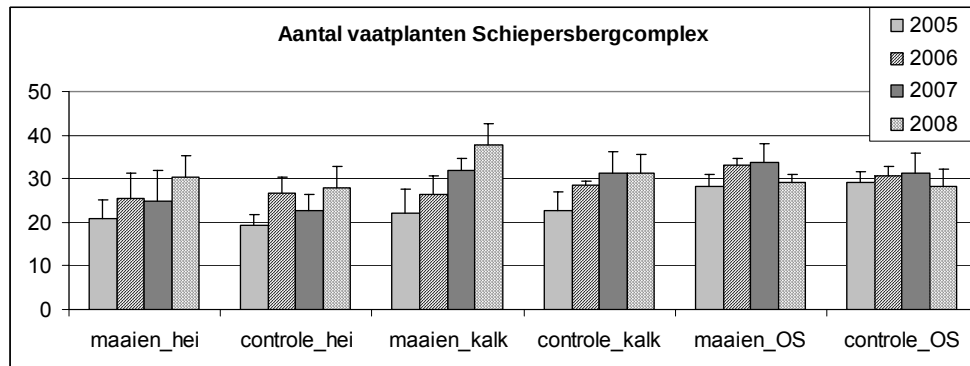
Soortenaantallen

Na vier jaar van intensief maaibeheer zijn er nog geen significante verschillen aanwezig tussen de gemaaide proefvlakken en de controlevlakken wat betreft de aantallen soorten (Fig. 9.14). Wel lijkt het aantal hogere planten overal in het kalkgrasland de afgelopen drie jaar te zijn toegenomen.

Afvoer biomassa via maaien

Ook wat betreft de opbrengst van de maaivlakken (Bijlage 15, Fig. 15.1, Fig. 15.2) of de gemeten bodemparameters (niet getoond) konden (nog) geen duidelijke verschillen worden aangetoond. De trend in de opbrengst van de maaivlakken is hetzelfde als die van de proefvlakken binnen de Verlengde Bemelerberg, Keerderberg en de Doeveberg: de opbrengst is in 2005 lager dan in 2006, terwijl de opbrengst in 2007 lager is dan die in 2006. De opbrengst van de eerste maaironde is in 2008 hoger dan in 2007, terwijl de tweede maaironde op de Schiepersberg (Koeberg, heischraal grasland

en kalkgrasland) geen opbrengst opleverde: de vegetatie was dusdanig kort, dat maaïen geen zin had. Aangezien de maaiproefvlakken op dit terrein niet van begrazing konden worden uitgesloten (praktisch onmogelijk door de steilheid van de helling en de stenige ondergrond), ook korter zijn gebleven, doordat de schapen een voorkeur voor korte vegetatie hebben.



Figuur 9.14 Aantal hogere planten binnen de Schiepersberg-complex proefvlakken. Hei = opnamen in het heischraal grasland op de Koeberg; kalk = opnamen in het kalkgrasland op de Koeberg; OS = opnamen in potentieel kalkgrasland op het *Orchis simia*-terrein.

Opbrengst en productie van de behandelingen

In 2008 is van alle proefvlakken de maximale productie gemeten door per proefvlak 40x40cm te oogsten, te drogen en te wegen. Bij de gegevens van de Schiepersberg (Bijlage 15, Fig. 15.3) valt op dat alleen bij de proefvlakken in kalkgrasland de maaibehandeling een lagere opbrengst heeft. Dit komt overeen met de afgevoerde productie bij de maaibehandelingen (Bijlage 15, Fig. 15.1 en Fig. 15.2). Alleen in het kalkgrasland lijkt de opbrengst bij maaïen na vier jaar af te nemen. Voor de overige twee habitats (heischraal grasland en kalkgrasland in het *Orchis simia*-terrein heeft vier jaar maaïen geen effect in opbrengst opgeleverd.

Ontwikkeling nutriënten in de bodem

In de eerste vier meetjaren (2005-2008) konden geen structurele verschillen tussen de behandelingen worden aangetoond voor geen van de gemeten bodemparameters.

9.3 Ontwikkeling langjarige proefvlakken Gerendal

Aanvullend is de ontwikkeling van de langjarige proefvlakken van Jo Willems, gelegen in het Gerendal, gevolgd. Tot en met 1967 werd dit grasland gebruikt voor grasproductie en werd intensief (voor die tijd) bemest. Vanaf 1967 tot 1970 werd het grasland begraasd en gemaaid, maar werd geen bemesting toegepast. De ontwikkeling van agrarisch grasland naar kalkgrasland wordt hier al sinds 1970 (dus meer dan 35 jaar) elk jaar gevolgd in tien permanente kwadraten. In deze permanente kwadraten zijn in de periode 1971-1979 bemestingsbehandelingen toegepast: twee proefvlakken met bemesting met relatief veel Stikstof (Npk; 170 kg N/ha, 50 kg P/ha, 50 kg K/ha); twee proefvlakken met bemesting met 100 g. droge koeienmest (FYM; 2 kg N/ha, 1,5 kg P/ha, 1,5 kg K/ha) en twee proefvlakken met bemesting met relatief veel fosfaat (nPk; 115 kg N/ha, 355 kg P/ha, 115 kg K/ha) en vier proefvlakken zonder bemesting. Aangezien de ontwikkeling van de proefvlakken die met koeienmest zijn behandeld geen enkel verschil in ontwikkeling vertoonden met de controlebehandelingen, zijn deze voor de analyses samengenomen. Voor meer informatie, Willems & Van Nieuwstadt (1996) of Smits et al. (2008). De vegetatie van deze proefvlakken is vrijwel jaarlijks opgenomen in augustus en verder zijn ook gegevens over biomassa en bodem verzameld.

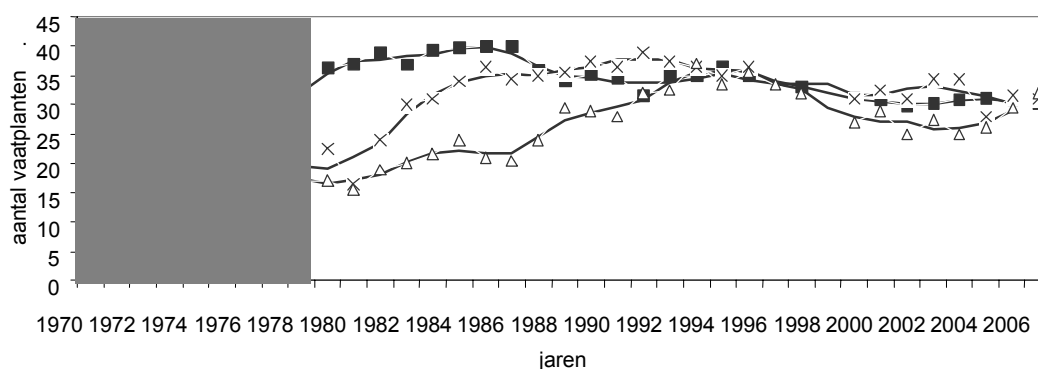
De ontwikkeling van de vegetatiesamenstelling bij verschillende behandelingen is geanalyseerd met behulp van de soortenrijkdom (het aantal soorten per 1.5 m x 1.5

m). Om het effect van jaarlijks maaien als herstelmaatregel in de controleseries te analyseren werd de data verdeeld in vier perioden op basis van soortenrijkdom. Vervolgens is de soortenrijkdom tussen de periodes met elkaar vergeleken. Om inzicht te krijgen in huidige verschillen in soortensamenstelling tussen de nPk-series en alle andere proefvlakken, zijn de gegevens uit de laatste periode (1996-2006) gebruikt. Veranderingen in soortensamenstelling zijn geanalyseerd met behulp van de chi-kwadraat test. De ecologische interpretatie van de resultaten is gebaseerd op de sociologische voorkeur van individuele soorten, volgens SynBioSys (Schaminée & Hennekens, 2001). Om trends te onderscheiden in veranderingen in soortenrijkdom en biomassa als gevolg van behandelingen, zijn de data getoetst met behulp van herhaalde metingen analyse (repeated measurement analyses in SPSS 11.5). Om het jaar te vinden waarin het effect van de Npk- en nPk-behandeling samenkomen, is een eenweg-ANOVA (post-hoc: Tukey-b test) gebruikt voor elk jaar ($P < 0.05$). Vervolgens is de ontwikkeling van de soortensamenstelling in meer dan 35 jaar onderzocht met behulp van 'detrended correspondence analysis' (DCA). Hierbij worden de opnamen op basis van de voorkomende soorten en hun bedekking gerangschikt in een ruimte, zodat gelijkende opnamen dicht bij elkaar liggen en niet-gelijkende ver van elkaar. Indirecte gradiënt analyse (DCA) is uitgevoerd met het percentage bedekking in CANOCO 4.52 (Ter Braak & Smilauer, 2002).

De resultaten van dit deel-onderzoek zijn inmiddels gepubliceerd in Smits, N.A.C., R. Bobbink & J.H. Willems 2008. Long-term after-effects of fertilisation on the restoration of calcareous grasslands. *Applied Vegetation Science* 11: 279-286.

Soortenrijkdom

In het algemeen neemt de soortenrijkdom na het stoppen van bemesting toe tot een maximum na ongeveer 10-15 jaar, gevolgd door een langzame afname (Fig. 9.15). Dit is het duidelijkst in de controle-behandelingen ($n=6$), waar het totaal aantal soorten in de periode 1980-1986 maximaal is met gemiddeld 39 soorten per proefvlak. Deze hoeveelheid neemt langzaam af tot gemiddeld 31 soorten per proefvlak in de periode 2000-2004: een afname van 20%. In de Npk-, en nPk-behandeling is dezelfde trend te onderscheiden na het stoppen van de bemesting na 1979, maar het maximum aantal soorten is lager (gemiddeld 35). De huidige soortenrijkdom van deze proefvlakken is ongeveer hetzelfde als de controle proefvlakken. Tijdens bemesting nam het aantal soorten af, terwijl deze na het stoppen van de bemesting toename tot ongeveer 1990. Nadien nam het aantal soorten ook hier af, vergelijkbaar met de controlebehandelingen. Hoewel de bemesting van de proefvlakken al stopte in 1979, duurde het tot 1987 voor de Npk-series en voor 1991 voor de nPk-series om hetzelfde aantal soorten te krijgen als de controlebehandelingen (ANOVA, $P < 0.05$).



Figuur 9.15 Gemiddeld aantal vaatplanten (1.5m x 1.5m) in de controle-series ($n=6$, gevulde vierkantjes), de Npk-series ($n=2$, kruisjes) en de nPk-series ($n=2$, driehoekjes) in de Gerendal-proefvlakken. Van 1972 tot 2005 is het gemiddelde per drie jaar als lijn per groep weergegeven. In grijs is de periode waarin bemesting heeft plaatsgevonden in de Npk- en nPk-series (1971 to 1979) aangegeven.

Soortensamenstelling

Om inzicht te verkrijgen in de belangrijkste verandering in soortensamenstelling van de controlebehandelingen (die sinds 1967 geen bemesting hebben gekregen), zijn chi-kwadraat toetsen gebruikt (Bijlage 16, Tab. 16.1). Hierbij is de totale set aan gegevens verdeeld in vier perioden, gebaseerd op veranderingen in soortenrijkdom: 1) 1970-1979 (herstel na bemesting); 2) 1980-1986 (meest soortenrijk; gemiddeld 39 soorten per proefvlak); 3) 1987-1995 (langzame afname; gemiddeld 35 soorten per proefvlak); en 4) 1996-2006 (langzame afname; gemiddeld 31 soorten per proefvlak).

Periode 1-2

In de eerste periode trad een toename van de soortenrijkdom per proefvlak op van ongeveer 28 tot 40 soorten. De tweede periode is het meest soortenrijk. Van de 23 soorten die een significant verschil vertoonden tussen de eerste twee perioden, namen er 22 toe. Alleen *Bellis perennis* (indicator van meest voedselrijke graslanden) nam af. Van de soorten die toenamen, zijn er vier karakteristiek voor Kalkgrasland, terwijl de overige 18 soorten relatief algemeen zijn in drogere graslanden in de omgeving.

Periode 2-3-4

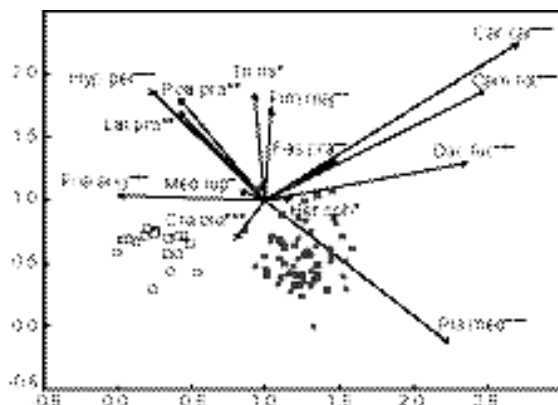
Een aanzienlijke afname in soorten trad op in de laatste drie perioden van gemiddeld 39 soorten per proefvlak in periode 2 tot 35 in periode 3 en 31 in periode 4. 25 soorten vertoonden een significante trend tussen periode 2 en 3: 15 namen af. Dit betreffen relatief algemene soorten van drogere graslanden in de omgeving, terwijl 10 soorten toenamen, waarvan *Brachypodium pinnatum* het meest indicatief is voor Kalkgrasland. In de periode 3-4 vertoonden 23 soorten een significante trend: 15 relatief algemene soorten namen af, en 8 relatief algemene soorten namen toe.

Vegetatie

Algemene veranderingen in soortensamenstelling gedurende de onderzoeksperiode laten zien dat in de eerste jaren na het stoppen van de bemesting de relatief algemene soorten zijn toegenomen, gevolgd door een afname van dezelfde soortengroep. De huidige karakteristieke soortengroep van kalkgrasland-soorten is gedurende alle jaren relatief stabiel gebleven.

De DCA-analyse laat de variatie in soortensamenstelling tussen alle proefvlakken en alle jaren zien. Tussen de behandelingen heeft een verschillende ontwikkeling plaatsgevonden (Bijlage 16, Fig. 16.1a t/m c). In 1971 liggen alle proefvlakken dicht bij elkaar in de linker onderhoek van de ordinaatruimte. In 2006 blijken alle proefvlakken naar boven te zijn verplaatst, en liggen opnieuw bijeen, met uitzondering van de nPk-behandelingen. Alle controleproefvakken vertonen deze trend, terwijl de nPk-behandelingen tot 1988 een andere richting volgen. Zij verschuiven als gevolg van de bemesting eerst naar rechts, en later terug naar de controlebehandelingen. De nPk-behandelingen vertonen dezelfde ontwikkeling als de Npk-behandelingen, maar komen rond 1990 in een ander evenwicht (van de puntenwolk in de linker onderhoek naar een puntenwolk gescheiden van de controle- en Npk-behandelingen). Tot op heden is de soortensamenstelling van de nPk-behandelingen anders gebleven dan de overige proefvlakken. Een directe analyse (CCA) vertoont dezelfde trends, waarbij lagere eigenwaarden werden behaald (resp. 0,3 and 0,03; data niet getoond).

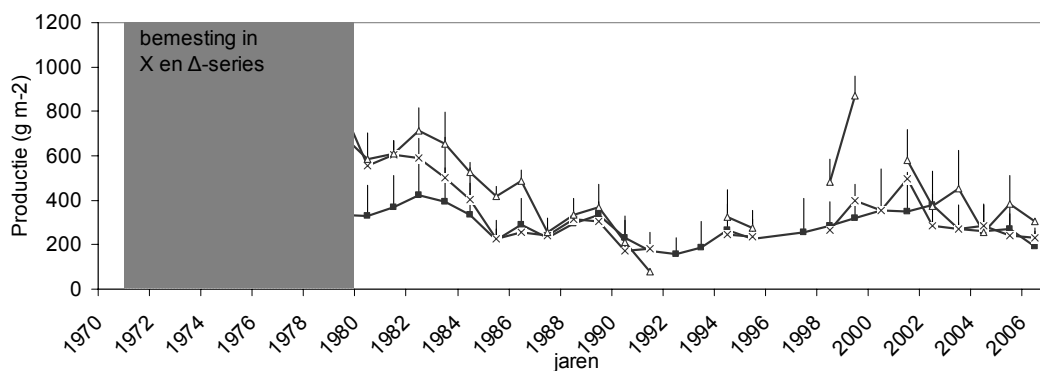
Een chi-kwadraat toets tussen de 18 opnamen van de nPk-behandeling en de 62 opnamen van alle andere proefvlakken in de laatste onderzoeksperiode (1996-2006) laat zien welke soorten verschillen tussen beide groepen. 14 soorten vertonen een significant verschil. Terwijl meer algemene soorten *Crepis biennis*, *Medicago lupulina*, *Hypericum perforatum*, en *Poa pratensis* meer aanwezig zijn in de nPk-behandelingen, zijn karakteristieke kalkgraslandsoorten zoals *Carex caryophylla*, *Campanula rotundifolia*, *Dactylorhiza fuchsii* en *Plantago media* meer aanwezig in de andere proefvlakken (Figuur 9.16).



Figuur 9.16 DCA ordinatiediaagram van 80 opnamen uit de laatste onderzoeksperiode (1997-2006): 18 proefvlakken van de nPk-behandelingen (open vierkantjes), en 62 proefvlakken van de andere series (zowel Npk-, en controles: gesloten vierkantjes). Met pijlen zijn de vaatplanten aangegeven die een significant verschil tussen de groepen aangeven. Significantie niveau: $P < 0.001$ ***, $0.001 > P < 0.01$ **, $0.01 > P < 0.05$ *. Eigenwaarde van de eerste twee assen zijn 0,2 en 0,1. Cam rot = *Campanula rotundifolia*, Car car = *Carex caryophyllaea*, Cre bie = *Crepis biennis*, Dac fuc = *Dactylorhiza fuchsii*, Fes pra = *Festuca pratensis*, Her sph = *Heracleum sphondylium*, Hyp per = *Hypericum perforatum*, Lat pra = *Lathyrus pratensis*, Med lup = *Medicago lupulina*, Pim maj = *Pimpinella major*, Pla med = *Plantago media*, Poa ang = *Poa angustifolia*, Poa pra = *Poa pratensis*, Tri fla = *Trisetum flavescens*.

Biomassa en nutriënten concentraties

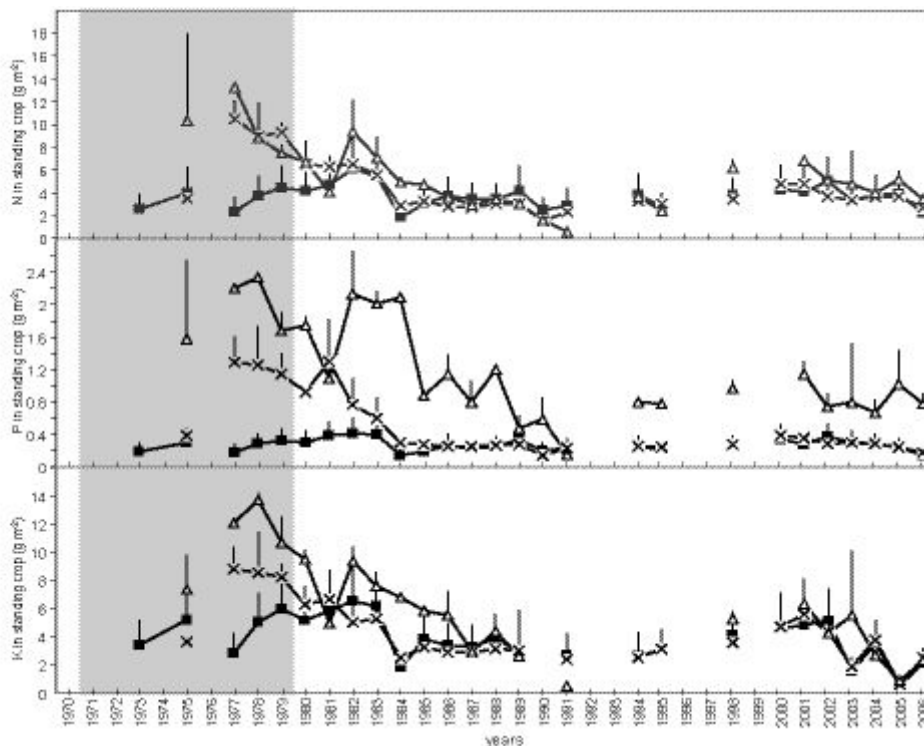
De biomassa productie in de controlebehandelingen was gemiddeld 285 g m^{-2} (Figuur 9.17). Er was significant meer productie in de bemeste proefvlakken dan in de controles tot 1984 voor de Npk-behandelingen en tot 1987 voor de nPk-behandelingen (ANOVA, $P < 0.05$). Met behulp van repeated measurements analyse (Bijlage 16, Tab. 16.2), lieten beide behandelingen een significante verhoging in de eerste jaren zien (tot 1985), terwijl de nPk-behandeling ook in de periode 1986-2006 significant meer productie heeft.



Figuur 9.17 Productie (augustus) van de controlebehandelingen ($n=6$, gesloten vierkantjes), de Npk-series ($n=2$, kruisjes) en de nPk-series ($n=2$, driehoekjes), inclusief de standaard deviatie. In grijs is de periode waarin bemesting heeft plaatsgevonden in de Npk- and nPk-series (1971 tot 1979) aangegeven.

De totale stikstof (N) in de bovengrondse biomassa is in beide bemestingsbehandelingen tot 1981 significant hoger dan in de controlebehandeling (Fig. 9.18). In 1998, was de nPk-behandeling opnieuw hoger. Wanneer de gegevens worden geanalyseerd met repeated measurements analyse (Bijlage 16, Tab. 16.2), is er alleen in de eerste jaren een effect voor de nPk-behandeling. De totale hoeveelheid fosfaat (P) in de bovengrondse biomassa (Fig. 9.18) vertoont ondanks de grote standaard deviaties, toch een significante verhoging voor bijna elk jaar, terwijl de Npk-behandelingen vanaf 1982 geen verschil meer met de controles vertonen. Ook hier laten de repeated measurements analyses effecten van behandelingen in beide perioden zien (Bijlage 16, Tab. 16.2). De totale

hoeveelheid kalium (K) in de bovengrondse biomassa (Fig. 9.18) laat significante verhoging in de bemestingbehandelingen zien in 1978, en voor de nPk-behandeling ook in 1979 en 1980. Alleen in de eerste jaren (1978-1981) was er een significant positief effect van de nPk-behandeling op de totale hoeveelheid kalium in de bovengrondse biomassa (Bijlage 16, Tab. 16.2).



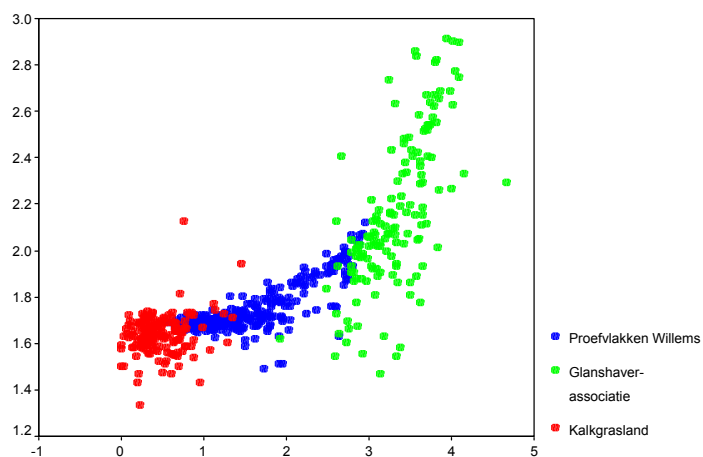
Figuur 9.18 Totale N, P, and K in de bovengrondse biomassa van de controlebehandelingen ($n=6$, gesloten vierkantjes), de Npk-series ($n=2$, kruisjes) en de nPk-series ($n=2$, driehoekjes), inclusief de standaard deviatie. In grijs is de periode waarin bemesting heeft plaatsgevonden in de Npk- and nPk-series (1971 to 1979) aangegeven.

Bodemdata

Bodemdata uit 2006 laten een significante (ANOVA, $P < 0.05$) verhoging van alleen $P-PO_4$ -concentraties in de nPk-behandeling zien (controle-series: $9.57 \cdot 10^{-3} \pm 2.34 \cdot 10^{-2} \text{ mg kg}^{-1}$ droge bodem; Npk-series: $4.91 \cdot 10^{-3} \pm 6.95 \cdot 10^{-3} \text{ mg kg}^{-1}$ droge bodem; nPk-series: $1.43 \pm 0.65 \text{ mg kg}^{-1}$ droge bodem).

Ontwikkeling proefvlakken in relatie tot kalkgrasland en glanshaverhooiland

Een DCA-analyse van de proefvlakken samen met de uitgangssituatie (Glanshaverhooiland) en de te ontwikkelen begroeiing (Kalkgrasland), wordt duidelijk dat de plantengroei van alle proefvlakken in de afgelopen decennia steeds meer in de richting van het kalkgrasland opschuift (Fig. 9.19). Opvallend is hierbij het onderscheid tussen de verschillende behandelingen: terwijl de controle (niet meer bemest sinds het stoppen van het agrarisch beheer in 1968) met kleine stapjes richting het Kalkgrasland opschuift, laten de van 1971 tot 1979 bemeste plots veel grotere veranderingen in de vegetatie zien. Beide bemeste plots schuiven eerst nog verder op richting de Glanshaver-associatie, terwijl zij rond 1987 opeens in een ander evenwicht terecht lijken te komen, meer in de richting van kalkgrasland (Bijlage 16, Fig. 16.2abc).



Figuur 9.19 DCA-analyse van de proefvlakken van Willems, geïdentificeerde opnamen van het kalkgrasland en de Glanshaver-associatie. De pijl geeft de richting aan waarin de permanente kwadraten zich vanaf 1970 hebben verplaatst.

10 Dispersie via maaisel

10.1 Inleiding

Om inzicht te krijgen in de effectiviteit van maaisel als dispersievector is een experiment opgezet in samenwerking met Staatsbosbeheer. Aan de bovenkant van de orchideeëntuin in het Gerendal (op de plek van de voormalige perenboomgaard) wil Staatsbosbeheer graag heischraal grasland herstellen. Om de ontwikkeling ervan te versnellen zijn in het najaar van 2006 twee stukken afgeplagd. Daarnaast zijn enkele naaldbomen in deze voormalige boomgaard gekapt, om meer licht te krijgen en herstel van grasland te stimuleren. Om heischrale soorten versneld terug te laten keren, is op 13 september 2007 de vegetatie gemaaid van het referentieterrein in België (Tiendeberg, Fig. 10.1) en is het maaisel verspreid over het te herstellen grasland. Van de gemaaide vegetatie zijn ten behoeve van onderzoek 8 monsters van 50x50cm meegenomen om de aanwezigheid van zaden te bepalen. Op dezelfde 8 locaties is een tweede set monsters genomen om een indruk te krijgen van de diersoorten die in hooi aanwezig kunnen zijn.



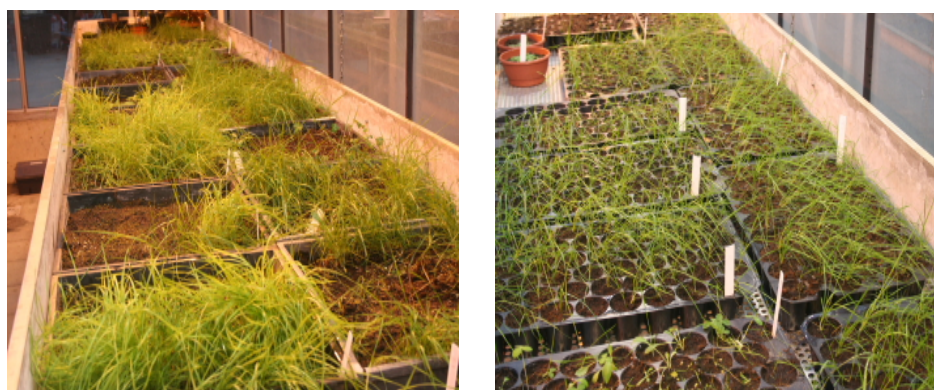
Figuur 10.1 Maaien en het afvoeren van het maaisel van de Tiendeberg op 13 september 2007 (Foto N.A.C. Smits).

10.2 Flora

Het maaisel is direct na de oogst twee weken op bakken met potgrond gedroogd. Vervolgens is het maaisel uitgezocht, waarbij het grofste plantmateriaal is verwijderd.

Het resterende materiaal is vervolgens verspreid over twee bakken van 50 x 50 cm en vanaf dat moment elke dag gesproeid (Fig. 10.2 en 10.3). Aangezien er zeer veel grassen zijn gekiemd, en deze pas na enkel weken konden worden gedetermineerd vanwege de (soms) zeer uniforme vorm van de kiemplanten, zijn de kiemplanten van de grassen uitgeplant. Hierbij is 1 van de 10 kiemplantjes opgepot. De uiteindelijke uitkomsten zijn geëxtrapoleerd naar de totale hoeveelheid kiemplanten van grassen die zijn gevonden. In het voorjaar van 2008 zijn de bakken 8 weken bij 4°C bewaard, om een koude behandeling na te bootsen. Nadat de kieming na de koude behandeling was gestopt hebben de bakken nog drie weken geen water gehad om droogte na te bootsen. Hierna is de kieming tot 15 juli 2008 wekelijks gevolgd.

In totaal zijn 15.684 gekiemde zaden tenminste tot op geslachtsnaam gedetermineerd (Tabel 10.1). In totaal betreft het 3.302 kruiden en 12.382 grasachtigen.



Figuur 10.2 en 10.3 Kiemplanten uit het maaisel, verzameld op de Tiendeberg op 13 september 2007. Links de bakken waarin het maaisel is uitgelegd, rechts de bakken waarin de grassen zijn uitgeplant (foto's N.A.C. Smits).

Tabel 10.1 Soorten met aangetroffen aantallen in de maaiselmonsters. Naast de gemiddelde aantallen (50x50cm) met tussen haakjes de standaard deviatie, zijn ook de totale aantallen (som van de 8 monsters) weergegeven. Van de volgende soorten zijn minder dan 5 exemplaren gevonden: *Trifolium repens*, ***Trifolium medium*** en ***Avenula pubescens*** (elk 2 exemplaren); *Rumex acetosella*, *Sonchus* species, *Senecio vulgaris*, *Epilobium* species, ***Luzula campestris***, ***Carex caryophylllea*** en *Phleum pratense* (elk 1 exemplaar). Vetgedrukt zijn soorten die gerekend kunnen worden tot de karakteristieke soorten van hellingschraallanden.

	Gem. per monster	stdev	totaal
<i>Agrostis capillaris</i>	1433	924	11467
<i>Hypericum perforatum</i>	116	109	924
<i>Centaurea jacea</i>	73	70	584
<i>Festuca rubra</i>	76	71	611
<i>Leontodon hispidus</i>	57	25	458
<i>Campanula rotundifolia</i>	49	53	395
<i>Hieracium umbellatum</i>	29	39	229
<i>Agrostis stolonifera</i>	21	40	165
<i>Plantago lanceolata</i>	32	41	257
<i>Holcus lanatus</i>	12	11	99
<i>Ranunculus polyanthemos</i>	8	14	62
<i>Lotus corniculatus</i>	7	8	52
<i>Pimpinella saxifraga</i>	8	19	67
<i>Cerastium fontanum</i>	5	8	38
<i>Arabidopsis thaliana</i> *	4	6	33
<i>Trifolium pratense</i>	15	20	119

	Gem. per monster	stdev	totaal
<i>Dactylis glomerata</i>	3	8	23
<i>Rumex acetosa</i>	3	4	21
<i>Briza media</i>	2	5	13
<i>Succisa pratensis</i>	1	3	11
<i>Hypochaeris radicata</i>	1	2	10
<i>Potentilla erecta</i>	2	3	13
<i>Viola canina</i>	1	2	9
<i>Erigeron canadense</i>	1	1	6
<i>Hieracium vulgatum</i>	1	2	6
Totaal aantal kiemplanten			15684
Kruiden			3302
Grasachtigen			12382

* Deze soort is waarschijnlijk in de kassen ingewaaid uit andere experimenten aldaar.

Wanneer de gevonden soortenlijst wordt vergeleken met de soorten die zijn gevonden in de tien gemaakt opnamen (Bijlage 17), valt op de een groot deel van de aanwezige soorten op de helling daadwerkelijk via het maaisel zijn getransporteerd. Dit geldt niet voor alle karakteristieke soorten, maar dit is ook logisch, aangezien slechts een kleine steekproef (in totaal 8 x 0.25m maaisel: dus 2m² in totaal) van de helling op soorten is onderzocht.

Deze steekproef laat zien dat er veel zaden mee kunnen komen met transport van maaisel. Van de 35 soorten, zijn er tenminste 19 die gerekend kunnen worden tot de karakteristieke soorten van hellingschraallanden. Deze zijn in Tabel 10.1 vetgedrukt weergegeven. De overige soorten zijn meer algemeen, en komen ook in hellingschraallanden veelal voor.

10.3 Fauna

Diverse diergroepen zijn in het hooi aangetroffen zoals spinnen, bladkevers, slakken, rupsen, boorvliegen, wantsen, cicaden, sluipwespen, bladluizen, tripsen, mijten en springstaarten. Veel andere insectengroepen zijn opvallend afwezig. Met name grotere bodembewoners als loopkevers, mieren, duizendpoten, miljoenpoten, pissebedden en oorwormen komen niet voor in de hooimonsters en dit geldt ook voor goede vliegers als zweefvliegen en bijen.

11 Dispersie van plantenzaden via de mest van schaapskuddes

11.1 Inleiding

In hoofdstuk 6 is naar voren gekomen dat dispersie van plantenzaden een belangrijk knelpunt is bij de terugkeer van karakteristieke soorten in de huidige, versnipperde en geïsoleerd van elkaar voorkomende Limburgse hellingschraallanden. Opbrengen van hooi op geplagde plekken is een effectieve maatregel om kenmerkende plantensoorten weer terug te brengen in te herstellen terreinen, zeker in combinatie met plaggen (hoofdstuk 10). Maar ook schapen zouden daarbij een rol kunnen spelen. Van schapen is bekend dat ze een belangrijke bijdrage kunnen leveren aan de dispersie van plantenzaden (Pakeman et al., 2002). Vooral naar exozoochore zaadverspreiding (vacht, hoeven) is veel onderzoek gedaan (Fischer et al., 1996, Poschlod et al., 1998, Wessels et al., 2008). Over de omvang van endozoochore verspreiding (mest) is beduidend minder bekend. In dit onderdeel is nagegaan in welke mate schapenbeweiding via de mest effectief kan bijdragen aan het opheffen van dispersiebarrières tussen terreinen voor heischrale en kalkgraslandsoorten.

11.2 Methode

11.2.1 Kiemexperimenten met mestmonsters

Tussen september 2005 en november 2007 zijn een 25-tal verse mestmonsters verzameld van schaapskuddes die werden geweid op hellingschraallanden of parkeerweides (Tab. 11.1). Ieder terrein werd bemonsterd op het moment dat de schapen daar tenminste 72 uur hadden verbleven, zodat er vanuit kon worden gegaan dat de verse mest zaden bevatten van het betreffende terrein. Ieder monster bestond uit ca. twee kg verse schapenmest. De mestmonsters werden eerst tenminste vier weken opgeslagen bij 5°C om eventuele kiemrust te doorbreken (stratificatie). Er werd een suspensie gemaakt in kraanwater en deze werd uitgegoten op bakken gevuld met een mengsel van gesteriliseerde tuinaarde en gesteriliseerd zand (1:1; v/v). Van ieder mestmonster werden 3-4 kiembakken ingezet, waarbij per bak ca. 184 ($\pm$ 61) gram mest (droge stof) werd opgebracht. Bij iedere serie werden ook controlebakken zonder mest meegenomen. De kiembakken werden onder kasomstandigheden (70% luchtvochtigheid, 16-18°C) te kiemen gezet gedurende een periode van ca. vijf maanden. Wekelijks werden kiemplanten geteld en na identificatie verwijderd. Na vijf maanden lieten we de bakken ca. twee weken uitdrogen om daarna opnieuw te worden bevochtigd om na te gaan of dit nog verdere kieming tot gevolg had. De totale kiemperiode bedroeg 6-7 maanden per mestmonster.

Tabel 11.1 Locaties waar mestmonsters zijn verzameld, met aantal monsters per locatie.

Schraallandcomplex	Terreinonderdeel	2005	2006	2007	Totaal
Bemelerberg	Winkelberg, Strooberg, Hoefijzer	1	3	6	10
Gerendal	Wijlre-akkers, Laamhei	1		2	3
St. Pietersberg	Popelmondedal, Kannerhei		3		3
Schiepersberg	Koeberg		2	1	3
Tiendeberg (B)	Natuurterrein en natuurherstelterrein			2	2
Parkeerweides	Verlengde Bemelerberg, Strooberg, Wrakelberg	2	2		4
Totaal		4	10	11	25

11.2.2 Mineralenanalyse

Beweiding met schapen kan ook een bemestingseffect tot gevolg hebben, vooral wanneer 's nachts niet wordt opgekraaid en alle mest in het terrein achterblijft. In 2006 is een pilot studie uitgevoerd naar de nutriëntgehalten van mest van verschillende schaapskuddes. Van een 12-tal verse mestmonsters zijn de gehalten aan N, P en K bepaald. De monsters zijn gedroogd bij 80°C gedurende 48 uur, waarna ze in een vijzel zijn fijngemalen. Van ieder monster werd 150 mg (droge stof) gedestruerd in 5 ml geconcentreerd H₂SO₄ (30 M) met salicylzuur. Het destruaat is geanalyseerd met een autoanalyser (Skalar 40) door de Universiteit Utrecht.

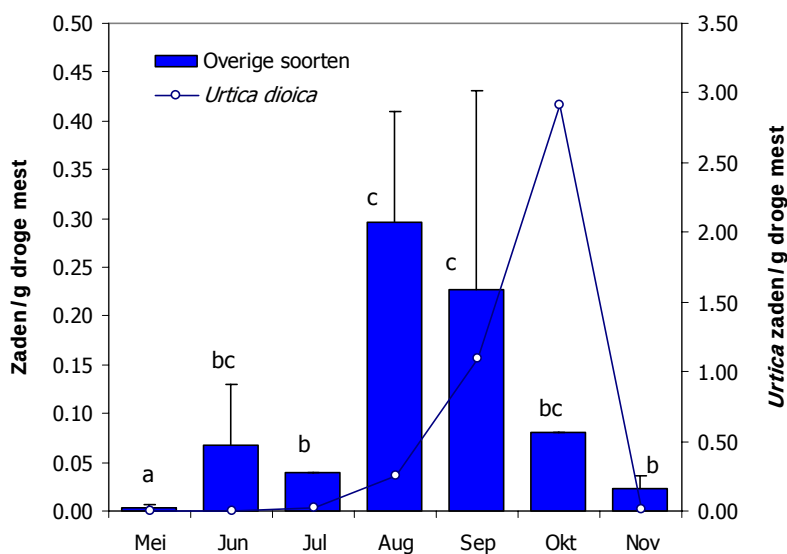
11.2.3 Selectie op planteneigenschappen

Er is nagegaan in hoeverre de in mest aangetroffen plantensoorten een aselechte steekproef vormden van het totaal aanwezige soorten in de terreinen (species pool), dan wel dat er selectie plaats had gevonden op bepaalde eigenschappen. De species pool is vastgesteld aan de hand van recente vegetatieopnames (n=276) in heischraal (19AA) en kalkgrasland (15AA), uitgevoerd door de Universiteit Utrecht in de periode 1998-2006. De lijst bestond uit 170 soorten vaatplanten. Er is een vergelijking gemaakt wat betreft familie, zaadgewicht, levensduur zaadbank en N-Ellenberg indicatiewaarde.

11.3 Resultaten

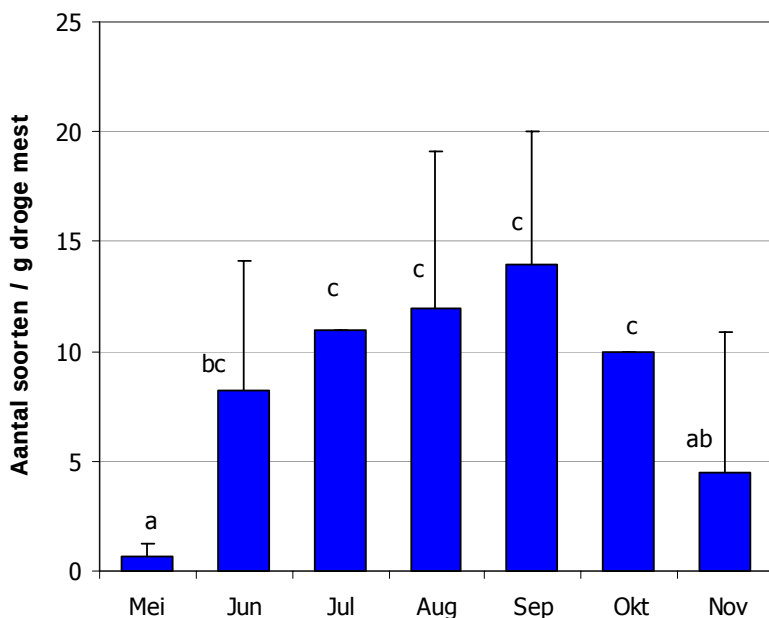
11.3.1 Zaaddichtheid en soorten

De zaaddichtheid in schapenmest varieerde sterk, met waarden van <0,1-5,6 zaden per g droge mest (Fig. 11.1), met een mediane waarde van 0,15. Een belangrijk deel van de variatie kon worden toegeschreven aan het wel of niet voorkomen van *Urtica dioica* in de monsters, de soort met de meeste zaden in de mest (81%). Vooral de monsters verzameld tussen 10 september en 10 oktober bevatten soms hoge aantallen zaden van de Grote brandnetel (*Urtica dioica*). Andere veel voorkomende soorten waren Fioringras (*Agrostis stolonifera*), Grote weegbree (*Plantago major*), Gewoon struisgras (*Agrostis capillaris*) en Sint Janskruid (*Hypericum perforatum*). De mestmonsters verzameld op de Tiendeberg (B) bevatte de hoogste dichtheid aan zaden (excl. *Urtica*). Op parkeerweides was het aantal soorten in de mest gering. Een parkeerweide is een cultuurweide die meegeweid wordt in een begrazingsronde van natuurgebieden. Er was een duidelijke seizoensvariatie aanwezig, met de hoogste dichtheid aan zaden in de maanden augustus en september (Fig. 11.1).



Figuur 11.1 Seizoensvariatie in het voorkomen van zaden in schapenmest. Verschillende letters indiceren significante verschillen tussen maanden ($P < 0,05$).

Het aantal soorten met kiemkrachtige zaden in de mest nam toe in de loop van het vegetatie seizoen, tot een maximum van 14 in de maand september, om daarna weer af te nemen (Fig. 11.2). Bijna de helft van de soorten werd maar in één mestmonster aangetroffen (Tab. 11.2). In totaal werden er 74 plantensoorten aangetroffen, waarvan een derde deel ($n=23$) bestond uit soorten karakteristiek voor schraalgraslanden. Het overige deel bestond vooral uit triviale soorten. Er kwamen in de vegetatie in totaal 50 plantenfamilies voor, waarvan 22 in de mest werden teruggevonden. Er was een positieve selectie op *Gramineae* en *Caryophyllaceae*, terwijl de familie van de *Orchidaceae* geheel ontbrak (Tabel 11.3).



Figuur 11.2 Seizoensvariatie in het aantal soorten met kiemkrachtige zaden in schapenmest. Verschillende letters indiceren significante verschillen tussen maanden ($P < 0,05$).

11.3.2 Selectie op planteigenschappen

Zaadgewicht: in vergelijking met de soorten pool, had er in de mest een selectie plaatsgevonden op soorten met een relatief laag zaadgewicht (Fig. 11.3). Soorten met een zaadgewicht >2,0 mg werden in de mest nauwelijks aangetroffen. De categorie <0,01 mg ontbrak geheel en betrof in de soorten pool voornamelijk orchideeënsoorten.

Levensduur zaden in zaadbank (*seed longevity index*): in vergelijking met de soorten pool kwamen er in de mest relatief veel soorten voor met een lange levensduur in de zaadbank (Fig. 11.4). Er bleek een negatieve correlatie tussen zaadgewicht en levensduur in de zaadbank, zoals ook elders gevonden (Pakeman et al., 2002).

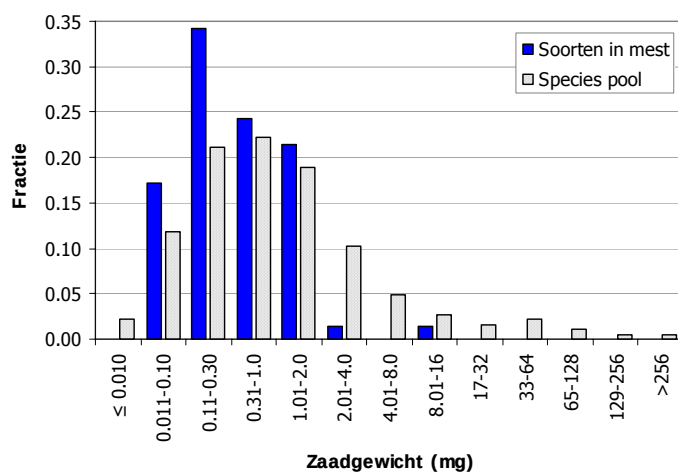
Ellenberg indicatiewaarden: De soorten in de mest hadden een wat hogere Ellenberg indicatiewaarde voor stikstof ($4,5 \pm 2,2$ versus $3,9 \pm 2,0$ in de species pool), een indicatie dat de schapen ook selecteren op soorten van wat voedselrijkere standplaatsen.

Tabel 11.2 Lijst van kiemkrachtige plantensoorten in schapenmest in de periode sep'05 – nov'07 verzameld in verschillende natuurterreinen (kenmerkende soorten voor heischrale en kalkgraslanden zijn gemerkt met*). Per soort is weergegeven het totale aantal zaailingen in alle mestmonsters, en het aantal monsters waarin deze is waargenomen (25 monsters, 15.267 g droge mest).

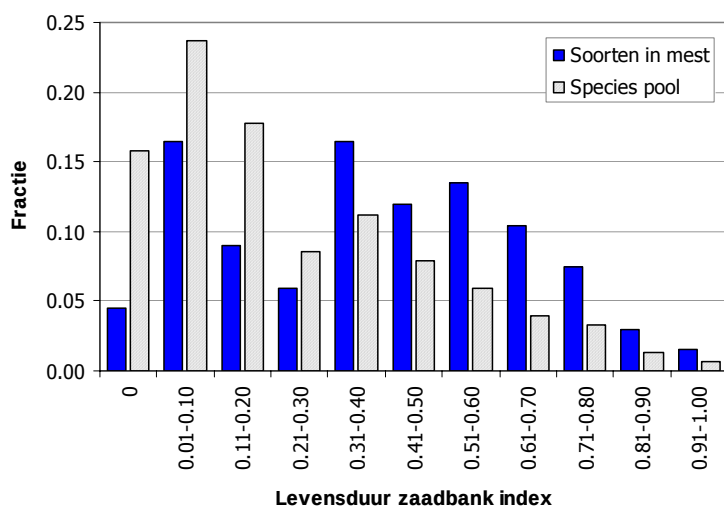
Plantensoort	Aantal zaailingen	Aantal monsters	Plantensoort	Aantal zaailingen	Aantal monsters
<i>Urtica dioica</i>	9053	17	<i>Hypericum x desetangsii</i>	4	2
<i>Agrostis stolonifera</i>	565	11	<i>Trisetum flavescens</i> *	4	1
<i>Agrostis capillaris</i> *	236	7	<i>Arabis hirsuta</i> *	3	2
<i>Plantago major</i>	257	9	<i>Daucus carota</i>	3	3
<i>Hypericum perforatum</i>	122	8	<i>Poa compressa</i> *	3	2
<i>Lolium perenne</i>	103	14	<i>Silene latifolia</i> *	3	1
<i>Agrostis gigantea</i>	101	7	<i>Aira caryophyllea</i>	2	1
<i>Trifolium repens</i>	81	9	<i>Campanula trachelium</i>	2	1
<i>Plantago lanceolata</i>	75	11	<i>Centaurea jacea</i> *	2	1
<i>Chenopodium album</i>	67	8	<i>Elytrigia repens</i>	2	1
<i>Luzula campestris</i> *	67	10	<i>Epilobium montanum</i>	2	2
<i>Poa annua</i>	32	9	<i>Galium verum</i> *	2	1
<i>Mentha suaveolens</i> *	30	2	<i>Geranium molle</i>	2	1
<i>Stellaria media</i>	25	11	<i>Medicago lupulina</i>	2	1
<i>Poa trivialis</i>	23	2	<i>Pimpinella saxifraga</i> *	2	1
<i>Cerastium glomeratum</i>	22	6	<i>Succisa pratensis</i> *	2	2
<i>Plantago media</i> *	22	3	<i>Verbascum thapsus</i>	2	1
<i>Trifolium pratense</i>	21	7	<i>Artemisia vulgaris</i>	1	1
<i>Rumex obtusifolius</i>	19	5	<i>Carex otrubae</i>	1	1
<i>Leucanthemum vulgare</i>	13	1	<i>Verbascum thapsus</i>	1	1
<i>Lotus corniculatus</i>	12	5	<i>Chenopodium polyspermum</i>	1	1
<i>Festuca filiformis</i> *	11	3	<i>Crepis capillaris</i> *	1	1
<i>Achillea millefolium</i>	10	5	<i>Cytisus scoparius</i> *	1	1
<i>Galium saxatile</i> *	10	1	<i>Dactylis glomerata</i>	1	1
<i>Tanacetum vulgare</i>	10	3	<i>Epilobium parviflorum</i>	1	1
<i>Veronica chamaedrys</i>	10	5	<i>Hieracium umbellatum</i>	1	1
<i>Cerastium pumilum</i>	9	4	<i>Hieracium laevigatum</i>	1	1
<i>Poa pratensis</i>	9	4	<i>Juncus effusus</i>	1	1
<i>Origanum vulgare</i> *	8	3	<i>Leontodon hispidus</i> *	1	1
<i>Holcus lanatus</i>	8	5	<i>Malva neglecta</i>	1	1
<i>Campanula rotundifolia</i> *	7	4	<i>Rubus sp.</i>	1	1
<i>Cerastium fontanum</i>	7	4	<i>Rumex acetosella</i>	1	1
<i>Clinopodium acinos</i> *	7	1	<i>Sonchus oleraceus</i>	1	1
<i>Potentilla erecta</i> *	6	1	<i>Stellaria nemorum</i>	1	1
<i>Cardamine hirsuta</i>	6	3	<i>Verbena officinalis</i> *	1	1
<i>Carex flacca</i> *	6	2	<i>Veronica beccapunga</i>	1	1
<i>Bellis perennis</i>	4	2	<i>Chenopodium polyspermum</i>	1	1

Tabel 11.3 De meest voorkomende plantenfamilies in de species pool en hun voorkomen in de schapenmest.

Familie	Species pool	Mest
<i>Gramineae</i>	0.15	0.19
<i>Compositae</i>	0.13	0.15
<i>Leguminosae</i>	0.11	0.07
<i>Rosaceae</i>	0.06	0.03
<i>Labiatae</i>	0.06	0.04
<i>Orchidaceae</i>	0.06	0.00
<i>Scrophulariaceae</i>	0.04	0.04
<i>Caryophyllaceae</i>	0.03	0.08
<i>Cyperaceae</i>	0.03	0.04
<i>Rubiaceae</i>	0.03	0.03
<i>Umbelliferae</i>	0.02	0.03
<i>Cruciferae</i>	0.02	0.03
<i>Euphorbiaceae</i>	0.02	0.00
<i>Ranunculaceae</i>	0.02	0.00
<i>Campanulaceae</i>	0.01	0.03



Figuur 11.3 Frequentieverdeling van het zaadgewicht van soorten aangetroffen in de mest en in de totale species pool.



Figuur 11.4 Frequentieverdeling van de levensduur van zaden in de zaadbank van soorten aangetroffen in de mest en in de totale species pool.

Door middel van multiple stapsgewijze regressieanalyse is gekeken in hoeverre het wel of niet verspreid kunnen worden van soorten via zaad in de mest kan worden verklaard door het zaadgewicht, levensduur van de zaadbank en de Ellenberg N-indicatiewaarde. De resultaten staan in Tabel 11.4. Uit de analyse komt naar voren dat de potentie van zaden om via de mest van schapen te worden verspreid in belangrijke mate samenhangt met het zaadgewicht en met de N indicatiewaarde. Hoe lichter het zaad, hoe groter de kans dat een soort endozoochoor kan worden verspreid. Tevens geldt dat soorten van rijkere groeiplaatsen en grotere kans hebben via de mest te worden verspreid. Zaadgewicht en zaadbank index waren negatief aan elkaar gecorreleerd. Er werd echter geen significante relatie met zaadbank index gevonden, omdat alle variatie al was verklaard door het zaadgewicht. Wanneer zaadbank index als eerste variabele in het regressiemodel werd gebruikt, dan was de regressie significant.

Tabel 11.4 Multipele (stapsgewijze) regressieanalyse van het vermogen van zaden om al of niet via de mest van schapen te kunnen worden verspreid en zaadgewicht, levensduur zaadbank en Ellenberg N-indicatiewaarde (NS: niet significant).

Geaccumuleerde analyse van afwijkingen	df	Afwijking	Gem. afwijking	Afwijkingratio	Approx. F pr.	Sign. niveau
Verandering						
+Zaadgewicht (SM)	1	22.05	22.05	38.15	<0.001	***
+Zaadbank index (SLI)	1	1.27	1.27	2.20	0.140	NS
+Ellenberg N (N)	1	4.19	4.19	7.25	0.008	**
+SM x SLI	1	0.02	0.02	0.03	0.872	NS
+SM x N	1	0.19	0.19	0.03	0.567	NS
+SLI x N	1	0.16	0.16	0.28	0.599	NS
+SW x SLI x N	1	0.53	0.53	0.92	0.339	NS
Residue	143	82.66	0.58			
Totaal	150	111.07	0.74			

11.3.3 Mineraalgehalten in schapenmest

Het stikstofgehalte in de schapenmest bemonsterd op natuurterreinen bedroeg gemiddeld 21 ± 5 mg/g (Tabel 11.5). De stikstofwaarde van mest van cultuurweiden was met 38 ± 1 mg/g significant hoger. Dit gold ook voor fosfaat en kalium.

Tabel 11.5 Mineraalgehalten in verse schapenmest, verzameld op een aantal natuurterreinen en parkeerweides.

Terrein	Datum	N mg/g	P mg/g	K mg/g
Koeberg	1 aug 06	17.9	4.3	6.7
Koeberg	7 aug 06	14.7	2.8	9.3
St. Pietersberg	1 jun 06	21.9	5.8	7.7
St. Pietersberg	20 sep 06	19.0	4.9	8.1
At. Pietersberg	27 sep 06	20.7	5.8	11.6
Wijlre akkers	29 sep 05	21.7	2.9	5.7
Hoefijzer	20 sep 06	19.7	4.9	10.5
Winkelberg	22 sep 05	19.9	3.3	8.6
Winkelberg	20 sep 06	28.1	4.3	10.9
Winkelberg	11 okt 06	30.1	4.6	8.9
Natuurterreinen	gemiddeld	21.4	4.4	8.8
	Stand.devatie	4.59	1.08	1.87
parkeerweide Winkelberg	15 mei 06	38.8	11.4	19.3
parkeerweide Winkelberg	29 mei 06	36.8	10.0	7.4
Parkeerweides	gemiddeld	37.8	10.7	13.3
	stand.devatie	1.41	1.04	8.41

Uitgaande van een gemiddelde graasdruk in hellingschraallanden van 1-2 schaaap per ha per jaar en een dagelijkse mestproductie van 675 g droge stof, komt de hoeveelheid stikstof die via de mest in een terrein terechtkomt overeen met 5-10 kg N per ha/jr. Daarbij wordt er vanuit gegaan dat de schapen zowel overdag als 's nachts in het terrein verblijven. Voor fosfaat is dat 1-2 kg P per ha/jr.

11.4 Conclusies en discussie

Het onderzoek naar de aanwezigheid van kiemkrachtige zaden in schapenmest laat zien dat veel soorten van schrale hellinggraslanden in potentie via de mest van schapen kunnen worden verspreid. Onder de soorten die in de mest zijn aangetroffen bevonden zich ook een groot aantal soorten die karakteristiek zijn voor schraalgraslanden. Op basis van de resultaten wordt geschat dat tenminste 40% van alle soorten die in hellingschraallanden voorkomen ook kiemkrachtig via de mest kan worden verspreid. Zeldzame soorten zijn met deze methode moeilijk terug te vinden. De meest algemene soorten met veel bloeiwijzen hebben de grootste kans in de mest te worden teruggevonden. Om ook de meer zeldzame soorten in de mest te kunnen aantreffen zou een groot volume mest per bemonstering nodig zijn, hetgeen gezien de beperkingen aan de beschikbare hoeveelheid kasruimte, ten koste zou zijn gegaan van het aantal monsters dat kon worden onderzocht.

De gemiddelde dichtheid aan zaden (0,8 zaden per g droge mest) was relatief gering, maar overeenkomstig wat ook in andere studies voor schapen wordt gevonden (Cosyns, 2004; Mouissie, 2004). Dichtheden in mest van rund en paard zijn doorgaans veel hoger (Eycott et al., 2007).

Verder lijkt er een bepaalde selectie plaats te vinden. Het aantal soorten behorend tot de familie van de *Gramineae* en *Caryophyllaceae* was in de mest hoger in vergelijking tot het voorkomen daarvan in de species pool. Tegelijkertijd ontbraken de *Orchidaceae* geheel, samenhangend met de late beweidingsschema's in de meeste natuurterreinen (lang nadat de meeste orchideeënsoorten hebben gefructificeerd). Opvallend is verder het hoge aantal zaden van Grote brandnetel in veel monsters, vooral in de periode september-oktober. Kennelijk hebben de schapen een grote voorkeur voor de bloeiwijzen van deze soort, mogelijk samenhangend met een hoog eiwitgehalte. Dit is ook in diverse andere studies gevonden (Pakeman et al. 1999; Cosyns & Hoffmann, 2005; Von Oheimb et al. 2005; Eycott et al. 2007).

Opvallend was verder dat vooral soorten met lichte zaden (<2,5 mg) in de mest voorkomen. Zwaardere zaden hebben mogelijk een grotere kans tijdens herkauwen te worden kapot vernalen en hebben ook een langere verblijftijd in het spijsverteringsstelsel. Ook kan niet worden uitgesloten dat het gewoon een kwestie is van trefkans, waarbij soorten met een gering zaadgewicht doorgaans meer zaden produceren, waardoor er een grotere kans is in de mest terecht te komen (Bruun & Poschlod, 2006). Verder waren soorten van rijkere standplaatsen enigszins oververtegenwoordigd in de mest.

We hebben *niet* onderzocht in welke mate er in het veld ook daadwerkelijk zaden kiemen uit schapenmest en welke soorten dit zijn. We kunnen echter aannemen dat de factor vocht daarbij van groot belang zal zijn. Schapenkeutels zijn klein en veel gevoeliger voor uitdroging dan bijvoorbeeld de mest van paard of rund, hetgeen maakt dat de kans op kieming en succesvol vestigen als kiemplant niet al te groot zal zijn (Eichberg et al., 2007). Dit kan betekenen dat de verspreiding van karakteristieke schraalgraslandsoorten via de mest van schapen een proces is dat slechts onder specifieke omstandigheden kansrijk is. Vanwege de lage dichtheden waarin veel bijzondere soorten voorkomen, is het een langetermijnproces. Het is een vermenigvuldiging van geringe kansen, de kans te worden gegeten x de kans dat de vochtomstandigheden goed zijn op het juiste moment van het jaar x de kans terecht te komen op een open plek in de vegetatie.

Er wordt aanbevolen bij de rotatieschema's van schaapskuddes rekening te houden met de mogelijkheden van zaadverspreiding via schapen. Voorafgaand aan het beweiden van een te herstellen terrein is het zinvol de schaapskudde gedurende een aantal dagen een soortenrijk terrein te laten beweiden. Daarbij moet worden voorkomen dat voornamelijk triviale soorten zoals Grote brandnetel worden geconsumeerd om zo te voorkomen dat zaadverspreiding via de mest alleen maar leidt tot ruderalisatie van het te herstellen terrein (Wessels et al., 2008). Daarbij moet mede in beschouwing worden genomen dat er ook veel zaden via de vacht van schapen kunnen verspreid, vooral van soorten die beschikken over speciale aanpassingen zoals haakjes aan de zaden (Poschlod et al., 1998).

12 Integratie en conclusies deel III

Experimenteel herstel van een aantal aspecten van hellingschraallanden is binnen het huidige project getoetst door middel van veldexperimenten in de periode 2005-2008. Om onderbouwde uitspraken te kunnen doen over de mate waarin volledig en duurzaam herstel is bereikt, is een langere periode van onderzoek nodig. Desalniettemin leveren de eerste resultaten van de uitgevoerde experimenten reeds nieuwe inzichten op met betrekking tot herstel en beheer van hellingschraallanden.

12.1 Ontwikkeling vanuit agrarisch grasland

De uitgevoerde experimenten laten zien dat een snelle ontwikkeling van heischrale graslanden vanuit een agrarische situatie mogelijk is indien de abiotische condities worden aangepakt (afvoeren nutriënten in combinatie met het maken van open bodem) samen met de aanvoer van doelsoorten door middel van het gebruik van maaisel uit goed ontwikkelde, soortenrijke graslanden. Om de diepte van het plaggen te bepalen en er zo zeker van te zijn dat voldoende voedingsstoffen worden afgevoerd is nauwkeurig bodemonderzoek vooraf essentieel. Op de Doeveberg, waar kalk zeer oppervlakkig aanwezig is, is de ontwikkeling van kalkgrasland onderzocht. In dit terrein is een populatie van doelsoorten binnen enkele tientallen meters aanwezig. Het is opvallend te noemen dat al na drie jaar met name in de gemaaide proefvlakken enkele karakteristieke kalkgrasland soorten uit de nabij gelegen steilrand voorkomen. Na vier jaar intensief maaibeheer (2x per jaar maaien en afvoeren) was de vegetatie van de gemaaide proefvlakken lager en opener dan de controle vakken. Dit kwam ook duidelijk naar voren in de productiebepalingen die in 2008 plaatsvonden.

12.2 Herstel na verruiging vanuit een bossituatie

Onderzoek naar de effecten van extra maaien in een voormalig verruigde situatie in het Schiepersbergcomplex heeft laten zien dat gedurende vier jaar, twee keer per jaar extra maaien geen invloed heeft op de soortenrijkdom en nutriëntenrijkdom van de bodem. Om te komen tot afvoer van extra voedingsstoffen moet deze maatregel dus langer of intensiever worden uitgevoerd. Wel laten de gemaaide proefvlakken op de Koeberg (zowel heischraal als kalkgrasland) na vier jaar een duidelijk verschil in structuur zien (lager, minder houtige gewassen). In 2008 was het bovendien niet mogelijk om deze proefvlakken een tweede keer te maaien, aangezien de vegetatie erg kort was. Dit is mogelijk het gevolg van vraat door schapen, aangezien de gemaaide proefvlakken om praktische redenen (steilheid en aanwezigheid stenige ondergrond) niet konden worden uitgesloten voor begrazing. Op het deel met *Orchis simia* kon er voor geen van de gemeten parameters effect van de maaibehandeling worden geconstateerd na vier jaar.

12.3 Effecten van bemesting

Meer dan 25 jaar na bemesting blijkt fosfaat nog steeds meer aanwezig in de Gerendal proefvlakken die van 1971-1979 met fosfaat zijn bemest. Deze effecten zijn terug te zien in zowel soortensamenstelling, biomassa als bodemchemie. De effecten

van bemesting met veel stikstof daarentegen zijn na tien jaar niet meer terug te zien. Het huidige onderzoek maakt verder duidelijk dat bij het huidige beheer (jaarlijks maaien en afvoeren van het maaisel) de effecten van bemesting met fosfaat veel langer dan 25 jaar na bemesting zichtbaar blijven. Hoewel het aantal soorten daarna vergelijkbaar is met een niet-bemeste situatie, zal de soortensamenstelling duidelijk anders zijn met meer algemene, en minder karakteristieke kalkgraslandsoorten.

12.4 Evaluatie van het gevoerde beheer in kalkgraslandreservaten

Er zijn geen duidelijke algemene conclusies te trekken over de plaatsgevonden veranderingen in kalkgraslanden over de afgelopen 20-35 jaar. Het aantal soorten is niet af- of toegenomen, op de Kunderberg na, en ook voor de andere afgeleide Ellenberg indicatiewaarden gelden geen algemene trends over de terreinen heen. Op de Schiepersberg en in het Popelmondedal is het gemiddelde stikstofgetal toegenomen, terwijl dit op de Laamhei en Kannerhei is afgenomen. Huidige kalkgraslanden vertonen minder variatie in soortensamenstelling, maar zijn over het algemeen genomen niet minder soortenrijk. Wel vertonen een aantal soorten opvallende trends: zo is *Calamagrostis epigejos* significant toegenomen op Kunderberg, Wrakelberg, Schiepersberg en Laamhei. Op de Kunderberg, Wrakelberg en Laamhei zijn beide *Rhinanthus*-soorten toegenomen. Opvallend dat alleen op de Wrakelberg *Brachypodium pinnatum* is toegenomen in deze uitgebreide vergelijkende studie. In de overige terreinen kwam deze soort niet als significant veranderd naar voren. In hoeverre deze toename verband houdt met het gevoerde maaibeheer op de Wrakelberg, is onduidelijk.

12.5 Maaisel als transportmiddel voor flora en fauna

De uitgevoerde steekproef laat zien dat er veel kiemkrachtige zaden mee kunnen komen met transport van maaisel van goed ontwikkelde hellingschraallanden. Van de 35 soorten, zijn er tenminste 19 die gerekend kunnen worden tot de karakteristieke soorten van hellingschraallanden. In totaal werden van veel soorten kiemkrachtige zaden getransporteerd, waaruit een hoge effectiviteit blijkt van maaisel als transportmiddel. Het overbrengen van maaisel zou ook een geschikte methode kunnen zijn voor het overbrengen van enkele specifieke diergroepen, waaronder diverse soorten spinnen, bladkevers, slakken, rupsen, boorvliegen, wantsen, cicaden en sluipwespen. Het huidige onderzoek geeft echter geen inzicht in hoeverre deze soorten in voldoende hoge aantallen in maaisel aanwezig zijn om daadwerkelijk tot nieuwe populaties te kunnen leiden. Veel andere insectengroepen, waaronder grotere bodembewoners als loopkevers, mieren, duizendpoten en oorwormen en goede vliegers als zweefvliegen en bijen kunnen duidelijk niet met maaisel worden overgebracht.

Tenslotte zijn de gevonden resultaten vergeleken met vergelijkbare maaisel experimenten van andere tijdstippen en andere terreinen (Wrakelberg, Berghofweide). Hieruit komt duidelijk naar voren dat voor zowel flora als fauna het tijdstip en de manier waarop het overbrengen van maaisel wordt uitgevoerd (gebruikt materieel, tijd tussen maaien en rapen etc.) van zeer groot belang is voor de effectiviteit.

12.6 Effectiviteit van mest als transportmiddel voor flora

Een aanzienlijk deel van de karakteristieke flora van schrale graslanden blijkt via de mest van schapen te kunnen worden verspreid, al zijn de dichtheden van de zaden betrekkelijk laag. Dit houdt waarschijnlijk verband met het relatief geringe aanbod van zaden in het veld. De meest algemene soorten, waaronder veel triviale gasland- en ruigtesoorten komen ook in de hoogste dichtheden voor in de mest. Enerzijds kan

door een uitgekiend rotatieschema van de schaapskuddes worden bevorderd dat gewenste soorten zich verspreiden tussen natuurterreinen. Anderzijds moet ervoor worden gewaakt dat ruderaal soorten bevoordeeld worden door verspreiding van met name triviale soorten, zoals Grote brandnetel, een soort waarvan een grote hoeveelheid zaden werd aangetroffen in schapenmest. Verder is gebleken dat soorten met zwaardere zaden (> 2 mg) nauwelijks in de mest voorkomen.

13 Perspectief voor herstel van helling-schraallanden

Het herstelbeheer dat sinds omstreeks 1980 is opgestart in de hellingschraallanden heeft nog niet geleid tot een volledig herstel van de biodiversiteit in deze graslanden. Daarnaast is de huidige situatie binnen de reservaten die permanent beheerd zijn geweest niet veel beter. Om tot een optimaal herstel van de flora en fauna te komen, moet het beheer binnen de reservaten verder geoptimaliseerd worden. Daarnaast is het verminderen/opheffen van isolatie tussen de overgebleven hellingschraallanden van groot belang. Hoe de optimalisatie van het beheer en het tot stand brengen van ecologische verbindingen tussen hellingschraallanden in de praktijk precies tot stand zou moeten komen, moet verder worden onderzocht.

13.1 Optimalisatie van het beheer

Het onderhavige onderzoek heeft duidelijk gemaakt dat er de laatste decennia, ondanks een intensivering van het beheer vanaf omstreeks 1980 weinig herstel is opgetreden in de vegetatie- en faunasamenstelling van hellingschraallandcomplexen. Herinvoering van maa- en begrazingbeheer heeft een dominante vergrasser als Gevinde kortsteel in veel terreinen weliswaar teruggedrongen ten gunste van kenmerkende schraalgraslandsoorten, maar tegelijkertijd is duidelijk geworden dat sommige karakteristieke plantensoorten toch nog achteruit zijn gegaan of zelfs zijn verdwenen. De wantsen hebben als enige diergroep duidelijk van de herstelmaatregelen geprofiteerd. De meeste andere faunagroepen hebben zich gestabiliseerd, maar enkele bijzondere soorten zijn inmiddels verdwenen en populaties van karakteristieke soorten blijven over het algemeen bijzonder klein en kwetsbaar. De dagvlinders zijn na instellen van het herstelbeheer juist verder achteruit gegaan. Voortzetting van het huidige beheer zal hoogstwaarschijnlijk niet leiden tot volledig herstel, maar juist tot gevolg hebben dat karakteristieke soorten flora en fauna verder achteruitgaan en deels op den duur mogelijk geheel uit Nederland verdwijnen. Om verbetering van de situatie te bewerkstelligen zal het beheer binnen de reservaten moeten worden geoptimaliseerd.

13.1.1 Aanpassen periode en vorm van beheer

Er is destijds voor gekozen om in veel van de terreinen de beweiding met schapen vroeg in het voorjaar en in herfst en winter uit te voeren, zodat veel plantensoorten ongestoord tot bloei en zaadzetting kunnen komen. Dit is echter voor veel faunagroepen niet gunstig gebleken en heeft waarschijnlijk bijgedragen aan een verdere achteruitgang. Ook voor een aantal laatbloeiende plantensoorten, met name heischrale soorten, lijkt de huidige periode en vorm van begrazing niet optimaal.

Beheer in de vorm van begrazing of maaien is nodig voor de afvoer van biomassa en het behoud en herstel van schrale graslanden. Tegelijkertijd werkt het beheer direct versturend op verschillende plantensoorten en diergroepen (afhankelijk van type beheer en tijdstip). Bij intensief beheer wordt weliswaar veel biomassa afgevoerd en wordt een open vegetatie gecreëerd, maar dit kan ten koste gaan van de overleving van veel faunasoorten (bijvoorbeeld overwinterende rupsen zie paragraaf 7.2.2). Wanneer het beheer echter te extensief is, wordt de vegetatie onvoldoende geopend en verdwijnen soorten die voor vestiging en handhaving afhankelijk zijn van een open en korte vegetatie. Het zoeken is dus naar een balans tussen voldoende beheren om

kwalitatief, structuurrijk schraalgrasland te creëren en zo min mogelijk verstoring om de overleving van veel planten en diersoorten te maximaliseren.

Uit de knelpuntenanalyse blijkt dat het beheer binnen de reservaten zodanig zou moeten worden aangepast dat het leidt tot:

- grotere afvoer van nutriënten;
- een kortere en meer open vegetatie in de zomer, waardoor een geschikter microklimaat ontstaat voor veel karakteristieke diersoorten (mieren en waarschijnlijk ook bijen, sprinkhanen en wantsen);
- minder afvoer van biomassa (grazen/maaien) in herfst en winter ten gunste van faunasoorten die overwinteren in de bovengrondse vegetatie (vlinders en mogelijk ook wantsen);
- meer variatie in vegetatiestructuur, meer kale plekken, waarbij de vegetatie niet meer geheel kort de winter in gaat (gunstig voor planten, bijen en waarschijnlijk ook voor sprinkhanen).

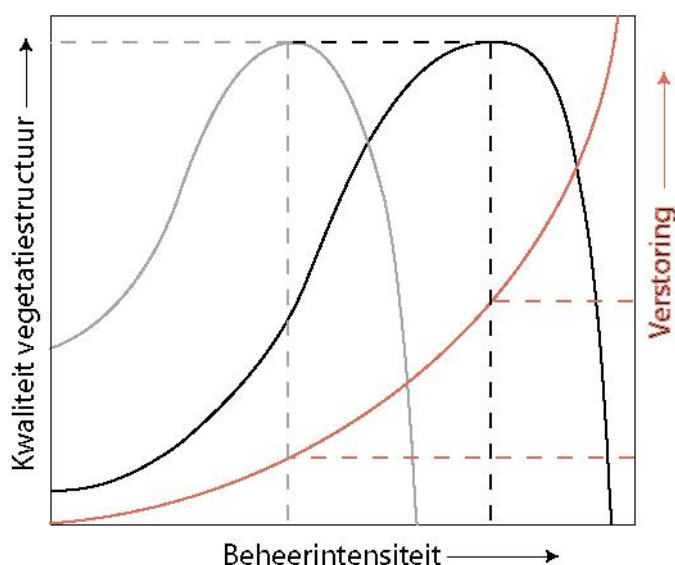
De huidige knelpunten kunnen voor een deel worden opgelost door de beweiding en het maaien te verplaatsen naar voorjaar en zomer. Eventueel kan, waar nodig, aanvullende extensieve herfstbegrazing worden ingesteld. Op deze wijze kunnen kwetsbare plantensoorten op voldoende plekken in het terrein tot bloei en zaadsetting komen en wordt gewaarborgd dat er continue nectarbronnen en schuilmogelijkheden voor de fauna in het terrein aanwezig zijn. Echter, door de hogere nutriëntentoevoer en een verslechterde landschappelijke samenhang zal het historische beheer extra voorzichtig en kleinschalig (gecompartimenteerd) moeten worden uitgevoerd. Concrete aanbevelingen voor voorzichtig en kleinschalig maatwerk zijn:

1. Maai- en graasbeheer spreiden in ruimte en tijd waarbij maximaal eenderde deel tot de helft van een terrein tegelijk beweid/gemaaid wordt en voldoende tijd gelaten wordt tussen het beheer in verschillende compartimenten voor herstel van de vegetatie. Kwetsbare diersoorten kunnen op deze wijze deels in de tijdelijk niet beheerde delen overleven en later weer naar de beheerde delen terugkeren. Om dit systeem te laten functioneren is het van belang dat het beheer plaatsvindt in een periode waarin de karakteristieke diersoorten relatief mobiel zijn en zich daadwerkelijk van de ene beheerseenheid naar de andere kunnen verplaatsen. Ook hiervoor zijn voorjaar en zomer de meest geschikte periodes. De periode tussen beheeringrepen in de verschillende compartimenten moet in voorjaar en zomer tenminste drie weken bedragen zodat voldoende herbloei van nectarplanten kan optreden. In enkele Zuid-Belgische terreinen worden hier goede resultaten mee behaald.
2. Nagaan waar karakteristieke soorten aanwezig, zodat waar nodig tijdelijk extra maatregelen kunnen worden genomen (maatwerk);
3. Verstoring beperken door de opslag van houtige gewassen binnen de perken te houden door handmatige en gefaseerde verwijdering in plaats van eens per jaar machinaal maaien;
4. Afstemmen van intensiteit van beheer op de lokale situatie in de terreinen. Met gescheperde kuddes kan meer ruimtelijke sturing plaatsvinden van waar begraaasd wordt. Voedselarme delen kunnen dan meer worden ontzien. Voedselrijke delen kunnen extra worden begraaasd (verschraling) of als zodanig in stand gehouden (ontwikkelen van meer structuurvariatie en geleidelijke overgangen naar ruigere delen). Er zijn een aantal subtiele factoren die meespelen in de balans tussen voldoende afvoeren van biomassa en zo min mogelijk verstoring. Dit hangt af van de gewinning van de schapen en de sturing door de herder. Als de schapen eraan gewend zijn dat de herder ze de laatste restjes dor gras laat oppeuzelen dan eten schapen veel meer dan wanneer ze net van een voedselrijke parkeerwei komen. Daarnaast hangt de graasefficiëntie af van de vegetatie in het terrein: schapen eten graag verse brandnetels en eikels, dus staan er eikenbomen in het terrein en is het een mastjaar dan gaat er in dezelfde tijd veel minder van het grasland af. Daarnaast is er variatie in de tijd. In een zeer droge zomer verdort er veel en is er

- weinig te eten. Minder intensieve begrazing voldoet dan, terwijl intensievere begrazing in een dergelijke periode zou zorgen voor veel verstoring;
5. Tenslotte is er minder verstoring en meer afvoer van nutriënten als de schapen tijdens de nacht niet op het kalkgrasland zelf staan. Door de schapen 's nachts op te stallen of te parkeren op een parkeerweide, kan er bovendien voor worden gezorgd dat een belangrijk deel van de mest niet in de terreinen achterblijft waardoor een sterkere verschraling plaatsvindt (Paragraaf 11.3.3).

Het nu voorgestelde beheerregime komt goed overeen met het traditionele beheer (Hillegers, 1993) en met het beheer zoals dat momenteel succesvol wordt uitgevoerd in de Vroinstreek (B). Historisch vond begrazing vooral plaats in de periode van begin mei tot half juli. Daarnaast was er nog enige begrazing in oktober en november. In die laatste periode werden ook akkers (stoppels), boomgaarden en bossen beweide afhankelijk van het voedselaanbod. Opgeslagen struweel werd regelmatig door herders gekapt.

In principe zouden de karakteristieke flora en faunasoorten van hellingschraallanden goed moeten zijn aangepast aan een beheer met zomerbeweiding, zoals dat eeuwenlang is uitgevoerd. Hierbij moet echter de kanttekening worden geplaatst dat de abiotische omstandigheden momenteel duidelijk anders zijn dan voorheen, samenhangend met de toegenomen nutriëntenrijkdom in de bodem en de hogere nutriëntentoevoer (atmosferische depositie, inspoeling vanuit hoger gelegen landbouwgronden).



Figuur 13.1 Verband tussen de kwaliteit van de vegetatiestructuur voor karakteristieke fauna en de beheerintensiteit in de oorspronkelijke situatie van vóór 1920 (grijze lijn) en in de huidige situatie (zwarte lijn). De rode lijn laat het verband zien tussen de beheersintensiteit en de mate van verstoring door afvoer van dieren bij maaïen of vertrapping en vraat bij beweiding. Door de toegenomen nutriëntenrijkdom in de terreinen moet tegenwoordig intensiever worden beheerd om een optimale vegetatiestructuur te verkrijgen. Dit gaat gepaard met een grotere mate van verstoring voor de fauna.

Door de hogere nutriëntentoevoer moet in de huidige situatie echter intensiever beheerd worden om dezelfde kwaliteit schraalgrasland te verkrijgen dan historisch het geval was. Deze hogere intensiteit gaat onvermijdelijk gepaard met een grotere mate van verstoring (Fig. 13.1). Daarbij komt dat de gescheperde begrazing er vroeger voor zorgde dat de graasdruk en verstoring door de schapen ruimtelijk sterk werd gestuurd, waardoor vooral de voedselrijkere en meer productieve delen van een terrein intensief werden begraasd en de meest kwetsbare, voedselarme terreindelen werden gespaard. Bovendien waren de populaties van karakteristieke soorten in de historische situatie groter, meer aaneengesloten en was er veel meer uitwisseling

tussen verschillende hellingschraallanden (via bermen etc.), waardoor verliezen veel makkelijker konden worden aangevuld. Dit betekent dat het beheer zoals dat historisch werd uitgevoerd niet automatisch goed uitpakt onder de huidige omstandigheden. Onderzoek zal moeten uitwijzen of dit beheer in de huidige omstandigheden goed werkt en of geen nieuwe knelpunten optreden.

13.1.2 Verwachte gevolgen voor de insectenfauna

Beheer in voorjaar en zomer zal naar verwachting een gunstig effect hebben voor warmteminnende in de bodemlevende fauna zoals mieren (zie hoofdstuk 7.3) en in de bodem nestelende bijen. Ook voor een aantal karakteristieke wantsensoorten lijkt een open vegetatiestructuur in de zomer zeer belangrijk. De karakteristieke sprinkhanensoorten kunnen mogelijk ook profiteren van de verbeterde vegetatiestructuur door voorgestelde wijziging in het beheer. Echter deze laatste is bij uitstek een groep die weinig last heeft van het huidige beheer. In de herfst bevinden de meeste soorten zich als ei in de bodem, waardoor ze weinig kwetsbaar zijn voor begrazing. In het voorjaar zijn veel soorten juist als nymf aanwezig in de vegetatie. Ze zijn in die periode weinig mobiel en zouden dus wel eens in de problemen kunnen komen doordat ze door schapen worden opgegeten of geen schuilmogelijkheden overhouden nadat de vegetatie kort is afgegraasd. Kleinschalige gefaseerde uitvoering kan deels een oplossing zijn voor deze soorten, maar nader onderzoek moet uitwijzen of dit voldoende is. Met name op plaatsen waar nu nog populaties van bijzondere soorten voorkomen (Zoemertje op Kunderberg en Wrakelberg, Veldkrekel en Schavertje op de Bemelerberg en Kalkdoortje in de meeste terreinen) moet onderzocht worden hoe deze soorten reageren op zomerbegrazing.

13.1.3 Verwachte gevolgen voor vegetatie en flora

Een beweiding vroeger in het seizoen zal bijdragen aan een grotere afvoer van nutriënten. In het najaar zijn de meeste nutriënten immers uit de bovengrondse biomassa verplaatst naar overblijvende ondergrondse wortels en wortelstokken. Aangezien de voorgestelde beheerswijziging goed overeenkomt met de traditionele wijze van beheer, lijken grote knelpunten vooralsnog niet aanwezig, zeker wanneer het beheer gecompartmenteerd uitgevoerd wordt. Ervaringen in kalkgraslanden in de Viroinstreek leren dat veel plantensoorten die vroeg in het jaar bloeien na begrazing snel weer tot herbloeï komen (mond. meded. Kurt Hoffmans). Er zal wel moeten worden bekeken of de voorgestelde vorm van beweiding niet leidt tot een sterkere opslag van houtige soorten, hoewel ook bij het huidige beheer op veel plaatsen moet worden overgegaan op een aanvullend beheer van het periodiek verwijderen van opgeslagen struikjes (vooral meidoorn en braam) en boompjes (eiken). Welke plantensoorten mogelijk in de problemen komen bij beheer eerder in het jaar en hoe dit is op te lossen en of er aanvullende maatregelen nodig zijn, dient onderzocht te worden.

13.2 Landschappelijke samenhang

In tegenstelling tot de Nederlandse terreinen, is in diverse buitenlandse referentiegebieden in België (Maasdal) en Duitsland (Eifel) een veel rijkere flora en fauna in stand gebleven. Herkolonisaties naar Nederlandse hellingschraallanden zijn schaars gebleken. Voor volledig(er) herstel vormt de geïsoleerde ligging van de restanten hellingschraalland, en daarmee de (on-)mogelijkheid van dispersie van soorten een belangrijk knelpunt, naast de knelpunten binnen de reservaten. In de historische situatie was sprake van een samenhangende ecologische infrastructuur, waarbij rondtrekkende schaapskuddes een belangrijke rol speelden: de schrale hellinggraslanden, bermen en andere landschapselementen zoals boomgaarden en akkerstoppels werden in samenhang beweïd. In de huidige situatie zijn de reservaten versnipperd en geïsoleerd geraakt. Waar mogelijk moeten terreinen in omvang worden uitgebreid, waardoor de populaties van soorten een grotere omvang kunnen bereiken, hetgeen ze minder kwetsbaar maakt voor uitsterven als gevolg van milieufunctuatie, genetische erosie of door de combinatie van beide. Tegelijkertijd zouden bermen en andere landschapselementen (aangrenzende percelen, graften,

houtwallen e.d.) meer ecologisch moeten worden beheerd, zodat ze weer een geschikt biotoop gaan vormen voor karakteristieke soorten flora en fauna. Deze kunnen dan worden meegenomen in de rotatieschema's van de schaapskuddes, zoals dat in vroegere tijden ook het geval is geweest (Hillegers, 1993) en zo bijdragen aan de dispersie van plantensoorten (hoofdstuk 12). Mogelijk kunnen deze landschapselementen ook als tijdelijk refugium dienen tijdens beheeringrepen in het reservaat.

13.2.1 Ontwikkeling vanuit voormalig agrarisch grasland

Herstel van schrale hellinggraslanden op voormalige landbouwgrond lijkt vooral succesvol wanneer de bodem wordt geplagd en maaisel afkomstig uit goed ontwikkelde reservaten wordt uitgelegd (hoofdstuk 10 en 11). In 2007 is een grootschalig plagexperiment gestart in samenwerking met Stichting het Limburgs Landschap op de Verlengde Bemelerberg om na te gaan of volledig herstel van soortenrijk schraalgrasland (flora en fauna) mogelijk is op voorheen intensief gebruikte agrarische gronden. Voorlopige resultaten laten zien dat in ieder geval het tijdstip van maaien een belangrijke factor is voor de aanwezigheid van zaden en ongewervelde diersoorten in het maaisel. Daarnaast is van belang op welke wijze het maaisel wordt geoogst en getransporteerd. Het totale herstel van schraal grasland is een langetermijnproces dat vele tientallen jaren in beslag neemt. Onderzoek moet uitwijzen hoe het herstelbeheer precies moet worden uitgevoerd en hoe het beheer in de loop der tijd moet worden aangepast.

13.3 Kennisvragen

De belangrijkste resterende kennisvragen zijn te groeperen rondom drie thema's. Het eerste thema behelst het verder uiteenrafelen van de oorzaken van achteruitgang, zodat met deze kennis het herstelbeheer verder geoptimaliseerd kan worden. In het tweede thema staan de uitvoering en ontwikkelingen centraal die samenhangen met het aangepaste beheer, zoals dat hierboven is voorgesteld. Het derde thema richt zich op de ontwikkeling van kalkgraslanden uit voormalige landbouwgronden dat nodig is om het areaal kalkgrasland te vergroten en meer samenhang tussen verschillende reservaten te creëren.

13.3.1 Kennisvragen over de oorzaken van achteruitgang

- In het huidige project is onderzoek verricht naar het voorkomen van een groot aantal faunagroepen in de Nederlandse hellingschraallanden. Voor de mieren en vlinders is een volledige knelpuntenanalyse uitgevoerd, wat mede heeft geleid tot de aanbevelingen voor het beheer die hierboven zijn beschreven. Voor de wantsen, sprinkhanen, bijen, zweefvliegen, loopkevers, spinnen, pissebedden miljoen- en duizendpoten, die op een andere wijze gebruik maken van het hellingschraalland, moet een inhaalslag gemaakt worden. Dit is nodig om vast te stellen welke knelpunten optreden voor deze groepen en hoe daar in het beheer rekening mee gehouden kan worden. De reeds verzamelde inventarisatiegegevens voor deze groepen dienen hierbij als uitgangspunt en maken het mogelijk een degelijke analyse van deze groepen binnen afzienbare tijd af te ronden.
- Uit het onderzoek is naar voren gekomen dat heischrale soorten een remmend effect hebben op de omzetting van ammonium naar nitraat (Paragraaf 6.4). Onder stikstofarme omstandigheden zou dit een mechanisme kunnen zijn om te voorkomen dat stikstof eenvoudig uitspoelt als nitraat. Echter, onder de huidige omstandigheden van verhoogde stikstofbeschikbaarheid kan dit leiden tot toxische gehalten van ammonium. De hypothese is dat dit heeft bijgedragen aan de achteruitgang van heischrale soorten. Dit zou experimenteel moeten worden getoetst.
- Welke rol spelen bodembiota (heischrale soorten via wortelstelsel, mycorrhizaschimmels, mijten en springstaarten) bij een succesvolle ontwikkeling? Zo is evenmin duidelijk waarom veel orchideeënsoorten sterk achteruit zijn gegaan,

zowel in het heischrale als kalkgrasland. Welke rol spelen mycorrhizaschimmels hierbij en in welke mate zijn ze gevoelig voor verhoogde concentraties ammonium en/of nitraat?

- Inzaaien van een aantal karakteristieke heischrale soorten in het veld heeft vrijwel nergens tot kieming geleid (Paragraaf 6.3). In hoeverre de abiotische omstandigheden een knelpunt vormen voor heischrale soorten moet verder worden uitgezocht.

13.3.2 Kennisvragen over de aanpassing van het beheer (vorm en periode)

Het huidige onderzoek heeft ons een grote stap dichterbij herstel van de Nederlandse hellingschraallanden gebracht. Vanuit ideeën over de belangrijkste knelpunten zijn hypothesen opgesteld over de mogelijkheden voor herstel, maar het is nog grotendeels onbekend of de voorgestelde maatregelen inderdaad ook op de langere termijn het beoogde effect hebben en geen nieuwe knelpunten opleveren. Voor een pakket met gevalideerde maatregelen en aanbevelingen is daarom vervolgonderzoek onontbeerlijk. Een belangrijk deel van het vervolgonderzoek zal bestaan uit het op praktijkschaal toetsen van enkele beheermaatregelen die naar verwachting een oplossing bieden voor een aantal belangrijke knelpunten (zie paragraaf 13.1). Vegetatie, bodem en enkele specifieke diergroepen dienen hiervoor meerdere jaren te worden gevolgd evenals relevante (a-)biotische parameters. Daarbij kan het nodig zijn voor reeds verdwenen plant- en diersoorten herintroductie-experimenten uit te voeren om te toetsen of de omstandigheden voor deze soorten inderdaad zijn verbeterd.

Belangrijke kennisvragen zijn:

- Levert het voorgestelde beheer een vermindering van de verstoring op en een verbetering van de vegetatiestructuur, waardoor herstel van flora en fauna optreedt?
- Is deze wijze van beheren voldoende effectief in het verschrallen (afvoer nutriënten)?
- Welke plantensoorten komen mogelijk in de knel bij zomerbegrazing, doordat bloei en zaadzetting mogelijk in het gedrang komen?
- Welke faunagroepen komen mogelijk in de knel, doordat in de zomer de vegetatie kort wordt afgegrasd? Zijn deze soorten mobiel genoeg om tijdelijk naar niet beheerde terreindelen te migreren?
- Ontstaan er nieuwe problemen, bijvoorbeeld met opslag van struiken? Is extra beheer wenselijk?
- Op welke ruimtelijke schaal kan het beheer in voorjaar en zomer het best worden uitgevoerd (schaal van compartimentatie, intensiteit)?

13.3.3 Kennisvragen over de ontwikkeling vanuit voormalig agrarisch grasland

- Welke verdwenen plantensoorten kunnen niet worden teruggekregen door uitleggen van maaisel en welke maatregel is in dit geval wel effectief?
- Hoe duurzaam is de vestiging van karakteristieke soorten na plaggen en uitleggen van maaisel? Of worden deze soorten op termijn weer verdrongen door triviale soorten?
- Hoe herstelt de fauna zich na plaggen? Voor welke faunagroepen is uitleggen van hooi effectief en voor welke faunagroepen moeten andere maatregelen worden getroffen?
- Welke rol speelt de bodembiota bij het herstel? Wat is de rol van mijten en springstaarten en van mycorrhiza-schimmels?
- Hoe verspreiden soorten flora en fauna zich? Welke afstand kunnen soorten overbruggen? Wat zijn voorwaarden voor gebruik lijnvormige landschapselementen? Welke aanvullende maatregelen zijn nodig en gewenst om reeds verdwenen soorten flora en fauna weer terug te krijgen?

Literatuur

Adams, J.B., 2008. Waarnemingen van Bijzondere dagvlinders in Limburg vanaf 2000. Natuurhistorisch Maandblad 97: 53-58.

Adams J.B., R. Ketelaar & G. Smeets, 2008. 150 jaar dagvlinders op de Sint-Pietersberg. Natuurhistorisch Maandblad 97: 101-110.

Addink, E. & A. Kobus, 1990. Effecten van de beheersmaatregelen op de kalkgraslanden van de Sint Pietersberg. Doctoraal verslag, Universiteit Utrecht, 37 p.

Andrasfalvy, A, 1961. Mitteilungen über Daten des Hochzeitsfluges verschiedener Ameisenarten in Ungarn und Ergebnisse von Versuchen der Koloniegründung im Formicar bei diesen Arten. Insectes Sociaux 8: 299-310.

Alexander, K.N.A., 2003. A review of the invertebrates associated with lowland calcareous grassland. English Nature Research Report nr. 512.

Aukema, B., 1983. De invertebratenfauna van de Zuidlimburgse kalkgraslanden. Wantsen (Hemiptera, Heteroptera). Natuurhistorisch Maandblad 72:129-35.

Bakker, 1961. De vegetatie ten Noorden, ten oosten en in de onmiddellijke omgeving van de op het zuid-westelijke gedeelte van de st. Pietersberg gelegen duivelsgrot. Doctoraalverslag LH.

Barkman, J. J., H. Doing & S. Segal, 1964. Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. Acta Botanica Neerlandica 13: 394-419.

Beneken Kolmer, K. & A. van Krevelo, 1986. De effecten van maaien en begrazen op twee kalkgraslanden in het Gerendal. Doctoraalstudie, Universiteit Utrecht, 48 p.

Bink, F.A. 1992. Ecologische Atlas Van De Dagvlinders Van Noordwest-Europa. Schuyt & Co, Haarlem.

Blanckenborg, F.G., 1970. Vegetatiekundg verslag Sint Pietersberg. Doctoraalverslag, Universiteit Utrecht, 56 p.

Bobbink, R., L. Bik & J.H. Willems, 1988. Effects of nitrogen fertilization on vegetation structure and dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. In chalk grassland: a threat to a species rich ecosystem. Biological Conservation 40: 301-313.

Bobbink, R. & J.H. Willems, 1996. Herstelbeheer van kalkgrasland op de Bemelerberg. Resultaten van langjarige begrazing door schapen. Natuurhistorisch Maandblad 85: 247-251.

Bobbink, R. & J.H. Willems, 2001. Preadvies Kalkgraslanden. Expertisecentrum LNV, Wageningen, 47 pp.

Cronin, J., 2004. Host-parasitoid extinction and colonization in a fragmented prairie landscape. Oecologia 139: 503-514.

Boer, D. de, 1976. Kalkgraslandvegetaties in Zuid-Limburg en aangrenzende gebieden. Doctoraalverslag Instituut voor Systematische Plantkunde. R.U. Utrecht, 149 pp.

Boer, D. de, 1983. De invertebratenfauna van de Zuidlimburgse kalkgraslanden. Mieren (Hymenoptera: Formicidae) - I. Natuurhistorisch Maandblad 72, 5-12.

Boeyen, J.H. & C.J. van Leeuwen, 1978. Een productie-oecologisch onderzoek aan enige kalkgraslanden in Zuid-Limburg. Doctoraalverslag Universiteit Utrecht, 89 pp.

Bos, F., M. Bosveld, D. Groenendijk, C. van Swaay, I. Wynhoff & De Vlinderstichting, 2006. De dagvlinders van Nederland. Verspreiding en Bescherming (Lepidoptera: Hesperioidea, Papilionoidea). Nederlandse Fauna 7. Leiden. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & European Invertebrate Survey-Nederland.

Bourn, N.A.D., Thomas J.A., 2002. The challenge of conserving grassland insects at the margins of their range in Europe. *Biological Conservation* 104: 285-92.

Bruun, H.H. & P. Poschlod, 2006. Why are small seeds dispersed through animal guts: large numbers or seed size per se? *Oikos* 113: 402-411.

Buro Bakker, 2000. Biotopen van open kalkrijke hellingen. Studie in het kader van stimuleringsplan Zuid-Limburg Zuid. Buro Bakker adviesburo voor ecologie, Assen, 84 pp.

Cosyns, E., 2004. Ungulate seed dispersal. Aspects of endozoochory in a semi-natural landscape. Ph.D. Thesis, Ghent University, Ghent. 178 p.

Cosyns, E. & M. Hoffmann 2005. Horse dung germinable seed content in relation to plant species abundance, diet composition and seed characteristics. *Basic and Applied Ecology* 6: 11-24.

Desender, K.R.C., 1996. Diversity and dynamics of coastal dune carabids. *Annales Zoologici Fennici* 33: 65-75.

Diemont, W.H. & A.J.H.M. van de Ven, 1953. De kalkgraslanden van Zuid-Limburg. Publicaties van het Natuurhistorisch genootschap in Limburg, reeks VI, 30 p.

Diemont, W.H., 1969. Zehn Jahre Freilandkultur einiger einheimischer Orchideen im "Gerendal", niederl. Limburg. *Vegetatio Acta Geobotanica*: 330-347.

Dijkman W. & M.A. Den Hoed, 1969. Een successieonderzoek op de Wrackelberg Z-Limburg. Doctoraalstudie Universiteit Utrecht, 86 pp.

Dorland E., Bobbink, R., Messelink, J.H., Verhoeven, J.T.A., 2003. Soil ammonium accumulation after sod cutting hampers the restoration of degraded wet heathlands. *Journal of Applied Ecology* 40: 804-814.

Dorland E., L.J.L. van den Berg, A.J. van de Berg, M.L. Vermeer, J.G.M. Roelofs & R. Bobbink, 2004. The effects of sod cutting and additional liming on potential net nitrification in heathland soils. *Plant and Soil* 265: 267-277.

Eichberg, C., C. Storm & A. Schwabe, 2007. Endozoochorous dispersal, seedling emergence and fruiting success in disturbed and undisturbed successional stages of sheep-grazed inland sand dunes. *Flora* 202: 3-26.

Eidmann, H., 1943. Die Überwinterung der Ameisen. *Zoomorphology* 39: 217-275.

Eppink, J.H.M., 1979. Vegetatiepatronen en soortsgedrag langs de Bemelerberg-gradient. Doctoraalverslag KUN, Nijmegen, 28 pp.

- Erens, G., 2003. De Tiendeberg, gebiedsanalyse en beheervoorstellen. Eindwerk Chemie optie milieuzorg, 83 pp.
- Eycott, A.E., A.R. Watkinson & M.-R. Hemami, 2007. The dispersal of vascular plants in a forest mosaic by a guild of mammalian herbivores. *Oecologia* 154: 107-118.
- Felder, W. M., P.W. Bosch & O.S. Kuijl, 1981. De geologie van het Gerendal en omgeving. Publicaties van het Natuurhistorisch Genootschap in Limburg, reeks 30, 1-2.
- Felix, R., 2004. De eerste vondst van de Lichtgroene sabelsprinkhaan *Metrioptera bicolor* in Nederland (Orthoptera: Tettigoniidae). *Nederlandse Faunistische Mededelingen* 21: 7-10.
- Fischer, S.F., P. Poschlod & B. Beinlich, 1996. Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. *Journal of Applied Ecology* 33: 1206-1222.
- Graaf, D.Th. de, E. de Grood & A.J. Lever, 1986. Met dubbel krijgt geschreven? Visie op de toekomst van de Sint Pietersberg. Rapport Natuurhist. Genootsch. Limburg, Maastricht, 29 pp.
- Graaf, M.C.C. de, R. Bobbink, J.G.M. Roelofs & P.J.M. Verbeek, 1998. Differential effects of ammonium and nitrate on three heathland species. *Plant Ecology* 135: 185-196.
- Haperen, A. van, 1972. Het Schiepersbergkompleks en zijn kalkgraslanden, een studie van flora en vegetatie. Doctoraalstudie, Universiteit Utrecht, 125 p.
- Hermans, J., 1984. Sprinkhanen van de Bemelerberg. In: H. Hillegers (red.). De Bemelerberg. Een bundel artikelen over de natuur- en cultuurhistorische betekenis van een droog schraalland-reservaat in Zuid-Limburg. Publicaties van het Natuurhistorisch genootschap in Limburg. Reeks 34 (1-5).
- Hill, M.O., 1979. TWINSpan – a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. *Ecology and Systematics*, Cornell University, Ithaca, New York.
- Hillegers, H.P.M., 1982a. De vegetatiesuccessie op de Bemelerhei van +1800-1979. Rapport, Stichting het Limburgs Landschap, 15 pp.
- Hillegers, H.P.M., 1983b. De vegetatiesuccessie op de Bemelerhei van 1979 tot 1982. Stichting Het Limburgs Landschap.
- Hillegers, H.P.M., 1984a. De geschiedenis van de vegetatie en de functionele betekenis van de Bemelerberg. In: H. Hillegers (red.) De Bemelerberg. Publ. Natuurhist. Genootsch. Limburg XXXIV (1-5): 13-18.
- Hillegers, H.P.M., 1984b. Dorp en milieu. De Wolfskop. Ut wiet klief. Uitg. v/d Werkgr. Ver. tot Natuurbeh. Cadier en Keer 1 (2): 38-41.
- Hillegers, H.P.M., 1987. De Schiepersberg. De natuurhistorische waarden van een natuurgebied in de gemeente Margraten. Stichting het Limburgs Landschap, 24 pp.
- Hillegers, H.P.M., 1993: Heerdgang in Zuidelijk Limburg, Publicatie van het Natuurhistorisch Genootschap in Limburg XL(1), Maastricht.
- Holt, R. D., J. H. Lawton, G. A. Polis and N. D. Martinez, 1999. Trophic rank and the species-area relationship. *Ecology* 80: 1495-1504.

- Janssen, J.A.M. & J.H.J. Schaminée, 2004. Europese bescherming van bedreigde plantengemeenschappen in Nederland. *Stratiotes* 28/29: 5-10.
- Keller, L. & L. Passera, 1989. Size and fat-content of gynes in relation to the mode of colony founding in ants (Hymenoptera, Formicidae). *Oecologia* 80: 236-240.
- Kipyatkov, V. E., 1993. Annual cycles of development in ants: diversity, evolution, regulation. *Proceedings of the Colloquia on Social Insects* 2: 25-48.
- Kipyatkov, V. E., 2001. Seasonal life-cycles and the forms of dormancy in ants (Hymenoptera, Formicoidea). *Acta Societas Zoologicae Bohemicae* 65: 198-217.
- Kipyatkov, V.E., E. B. Lopatina, A. A. Imamgaliev and L. A. Shirokova, 2004. Effect of temperature on rearing of the first brood by the founder females of the ant *Lasius niger* (Hymenoptera, Formicidae): Latitude-dependent variability of the response norm. *Journal of Evolutionary Biochemistry and Physiology* 40: 165-175.
- Kleijn, D., R.M. Bekker, R. Bobbink, M.C.C. de Graaf & J.G.M. Roelofs, 2008. In search for key biochemochemical factors affecting plant species persistence in heathland and acidic grasslands: a comparison of common and rare species. *Journal of Applied Ecology* 45: 680-687.
- Kleukers, R.M.J.C., E.J. van Nieukerken, B. Odé, L.P.M. Willemse & W.K.R.E. van Wingerden, 1997. De sprinkhanen en krekels van Nederland (Orthoptera). *Nederlandse Fauna* 1: 1-416.
- Kleukers, R.M.J.C., W.K.R.E. van Wingerden & P. Grooten, 1993. Sprinkhanen in half-natuurlijke graslandsnippers in Zuid-Limburg. *Nieuwsbrief European Invertebrate Survey Nederland* 22: 3-7.
- Kleukers, R.M.J.C. & P.H. van Hoof, 2003. Beschermingsplan Sprinkhanen en Krekels in Limburg. *EIS-Nederland, Leiden & Bureau Natuurbalans, Nijmegen*. 190 p.
- Kolstrup-Jansen, K., W. Poelmans & R. Smeets, 1987. De Wrakelberg in 1985. De ontwikkeling van de vegetatie op de Wrakelberg en de uitbreiding van *Brachypodium pinnatum* sinds 1968. *Doctoraalverslag Universiteit Utrecht*, 50 pp.
- Knol, R. & J.H.J. Schaminée, 2004. De Zuid-Limburgse kalkgraslanden in Europees perspectief. *Stratiotes* 28/29: 53-62.
- Kreutz, C.A.J., 1992. Orchideeën in Zuid-Limburg. *Stichting Uitgeverij KNNV, Utrecht*, 304 pp.
- Mabelis, A.A., 2002. Bruikbaarheid van mieren voor de monitoring van natuurgebieden, *Alterra-rapport* 571, Wageningen.
- Mabelis, A. A. & J. P. Chardon, 2005. Survival of the Black bog ant (*Formica transcaucasica* Nasanov) in relation to the fragmentation of its habitat. *Journal of Insect Conservation* 9: 95-108.
- Mabelis, A.A. & J.C.F. Mabelis-Jonkers, 1978. Verspreiding van mieren in kalkrijke gebieden van Zuid-Limburg (Hym., Formicidae). *Entomologische berichten* 38, 165-168.
- Made, J.G. van der, 1983. Dagvlinders, wegwijzers voor een geïntegreerd beheer van kalkgraslanden. *Publicatie Natuurhist. Genootsch. Limburg, XXXIII* (1-2): 20-23.
- Morris, M.G., 1973. The effects of seasonal grazing on the Heteroptera and Auchenorrhyncha (Hemiptera) of chalk grasslands. *Journal of Applied Ecology* 10: 761-780.

- Mouissie, A.M., 2004. Seed dispersal by large herbivores. Implications for the restoration of plant biodiversity. Ph.D.Thesis, University of Groningen, 120 p.
- Oberdorfer, E., 1978. Süddeutsche Pflanzengesellschaften II. Tweede druk. Fischer, Stuttgart/New York, 355 pp.
- Pakeman, R.J., J.P. Attwood & J. Engelen, 1999. Rabbit endozoochory and seedbank build-up in an acidic grassland. *Plant Ecology* 145: 83-90.
- Pakeman, R.J., G. Digneffe & J.L. Small, 2002. Ecological correlates of endozoochory by herbivores. *Functional Ecology* 16, 296-304.
- POL, 2006. Provinciaal Omgevingsplan Limburg, versie 22 september 2006, Provincie Limburg
- Poschlod, P., S. Kiefer, U. Tränkle, S. Fischer & S. Bonn, 1998. Plant species richness in calcareous grasslands s affected by dispersability in space and time. *Applied Vegetation Science* 1: 75-90.
- Schaminée, J.H.J. & A.C. Zuidhoff, 1995. Het Galio-Trifolietum, een misken-de associatie uit het Mergelland. *Natuurhistorisch Maandblad* 84: 90-96.
- Schaminée, J.H.J. & S.M. Hennekens, 2001. TURBOVEG, MEGATAB und SYNBIOSYS: neue Entwicklungen in der Pflanzensoziologie. *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* 13: 21-34.
- Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff, 1995. De Vegetatie van Nederland 2. Plantengemeenschappen van wateren, moerassen en natte heiden. Opulus, Uppsala/Leiden, 358 pp.
- Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & E.J. Weeda, 1996. De Vegetatie van Nederland 3. Plantengemeenschappen van graslanden, zomen en droge heiden. Opulus, Uppsala/Leiden, 356 pp.
- Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff, 1998. De Vegetatie van Nederland 4. Plantengemeenschappen van de kust en van binnenlandse pioniermilieus. Opulus, Uppsala/Leiden, 346 pp.
- Schoeters, E. & F. Vankerkhoven, 2001. Onze mieren. Educatie Limburgs Landschap vzw. Heusden-Zolder.
- Scott, W.A. & R. Anderson, 2003. Temporal and spatial variation in carabid assemblages from the United Kingdom Environmental Change Network. *Biological Conservation* 110: 197-210.
- Seifert, B., 2007. Die Ameisen Mittel- und Nordeuropas, Lutra Verlags- und Vertriebsgesellschaft, Görlitz/Tauer.
- Smits, N.A.C. & J.H.J. Schaminée, 2004. Heischrale hellingen in Zuid-Limburg. Een inventarisatie van bodem en vegetatie. Alterra-rapport 1010. Alterra, Wageningen, 152 pp.
- Smits, N.A.C., R. Bobbink & J.H. Willems, 2008. Long-term after-effects of fertilisation on the restoration of calcareous grasslands. *Applied Vegetation Science* 11: 279-286.
- Smits, N.A.C., R. Bobbink, J.H.J. Schaminée & J.H. Willems, 2007. Evaluatie van een kwart eeuw schapenbegrazing op de Bemelerberg. *Natuurhistorisch Maandblad* 96: 114-121.

- Stienstra, A.W., G.H.J. Heilig & H. Roest, 2000. Nitrification and succession in chalk grasslands. In: Stienstra, A.W. 2000. Nitrification in semi-natural grasslands. Thesis Universiteit Groningen.
- Stieperaere, H., 1990. De heischrale graslanden (Nardetea) van Atlantisch Europa. Dissertatie Universiteit van Gent, 303 p.
- Stitz, H., 1939. Hautflügler oder Hymenoptera I: Ameisen oder Formicidae. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Stortelder, A.H.F., Schaminée, J.H.J. & P.W.F.M. Hommel, 1999. De Vegetatie van Nederland 5. Plantengemeenschappen van ruigten, struwelen en bossen. Opulus, Uppsala/Leiden, 372 pp.
- Stoutjesdijk, P. & J. J. Barkman, 1992. Microclimate, vegetation and fauna. Opulus Press, Knivsta.
- Swaay, C.A.M. van, 2005. Handleiding Landelijk Meetnet Vlinders. Rapport VS2005.042, De Vlinderstichting, Wageningen.
- Ter Braak, C.J.F. & P. Smilauer, 1997. Canoco for windows, version 4.52. Centre for Biometry Wageningen (CPRO-DLO), Wageningen, NL.
- Tichy, L. 1999-2007. Juice 6.5.41. Inst. Of Botany and Zoology, Masaryk University, Brno, Czech Republic.
- Thomas, J.A., Bourn N.A.D., Clarke R.T., Stewart K.E., Simcox D.J., Pearman G.S., Curtis R., Goodger B., 2001. The quality and isolation of habitat patches both determine where butterflies persist in fragmented landscapes. Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences 268(1478): 1791-6.
- Tongeren, O.F.R. van, 2000. Programma ASSOCIA: Gebruikershandleiding en voorwaarden. Data-analyse Ecologie.
- Turin H., 1983. De invertebratenfauna van de Zuidlimburgse kalkgraslanden. Loopkevers (Coleoptera Carabidae) van kalkgraslanden en hellingbossen. Natuurhistorisch Maandblad 72(4): 73-83.
- Turin H., 2000. De Nederlandse loopkevers. Verspreiding en oecologie (Coleoptera: Carabidae). Leiden: Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland.
- Vermeer, J.G. & H.J.J. Weys, 1974. Een successieonderzoek op de Wrakelberg (ZL). Doctoraalverslag Universiteit Utrecht, 49 pp.
- Verschoor, G., H. Damsma, L. Wortel, M. Aendekerk & J. Keulen, 2004. De Julianagroeven, ontwikkeling van de flora in een vijftig jaar verlaten kalksteengroeven. Natuurhistorisch Maandblad 93: 131-136.
- Vries, W. de, 1972. Vegetatiekundige studie van het reservaat "Kunderberg" (gem. Voerendaal) Z.L. Doctoraalverslag, R.U. Utrecht, 45 pp.
- Vocking, K., 1989. Effecten van bemesting op de groei en nutriënteninhoud van de vegetatie en op de concentratie van nutriënten in de bodem van kalkgraslanden. Doctoraalverslag Universiteit Utrecht, 44 pp.
- Von Oheimb, G., M. Schmidt, W.-U. Kriebitzsch & H. Ellenberg 2005. Dispersal of vascular plants by game in northern Germany. Part II: Red deer (*Cervus elaphus*). European Journal of Forest Research 124: 55-65.

WallisDeVries M.F. & C.A.M. van Swaay, 2006. Global warming and excess nitrogen may induce butterfly decline by microclimatic cooling. *Global Change Biology* 12(9): 1620-1626.

Weeda, E.J., J.H.J. Schaminée & L. van Duuren, 2002. Atlas van Plantengemeenschappen in Nederland 2. Graslanden, zomen en droge heiden. Uitgeverij KNNV, Utrecht, 224 pp.

Werger, M.J.A., J.M.W. Louppen & J.H.M. Eppink, 1983. Species performances and vegetation boundaries along an environmental gradient. *Vegetatio* 52: 141-150.

Werkhoven, M.C.M., 1969. Een studie van de vegetatie en het verspreidingspatroon van enige belangwekkende soorten in het reservaat "Wrakelberg" (Zuid-Limburg). Doctoraal verslag, Universiteit Utrecht, 55 p.

Wessels, S., C. Eichberg, C. Storm & A. Schwabe, 2008. Do plant-community-based grazing regimes lead to epizoochorous dispersal of high proportions of target species? *Flora* 203: 304-326.

Westhoff, V. & A.J. den Held, 1969. Plantengemeenschappen in Nederland. Thieme, Zutphen, 324 pp.

Westhoff, V., J.W. Dijk & H. Passchier, 1946. Overzicht der plantengemeenschappen in Nederland. Tweede druk bewerkt door V. Westhoff, met medewerking van G. Sissingh. Breughel, Amsterdam, 118 pp.

Willems, J.H. & F.G. Blanckenborg, 1975. Kalkgraslanden van de St. Pietersberg ten zuiden van Maastricht. *Publ. Natuurhist. Genootsch. Limburg XXV*: 1-24.

Willems, J.H. & M.G.L. Van Nieuwstadt, 1996. Long-term after effects of fertilization on above-ground phytomass and species diversity in calcareous grassland. *J. Veg. Sci.* 7: 177-184.

Willems, J.H., 1982. Phytosociological and geographical survey of Mesobromion communities in Western Europe. *Vegetatio* 48: 227-240.

Willems, J.H., 1982a. *Parnassia palustris* L. in Zuid-Limburg. *Gorteria* 5: 99-106.

Willems, J.H., 1988. Soil seed bank and regeneration of a *Calluna vulgaris* community after forest cleaning. *Acta Bot. Neerl.* 37: 313-320.

Willems, J.H., A. Kobus, R. Bobbink & L. Addink, 1993. Restauratiebeheer van soortenrijke graslanden op de St. Pietersberg: een eerste evaluatie. *Natuurhistorisch Maandblad* 82: 99-108.

Wyzen, F., E. Stassart & R. Vanherck, 1987. De overdag vliegende vlinders van de Sint-Pietersberg en hun fenologie. *Euglena* 6: 12-19.

Bijlage 1 Methode bodemanalyses

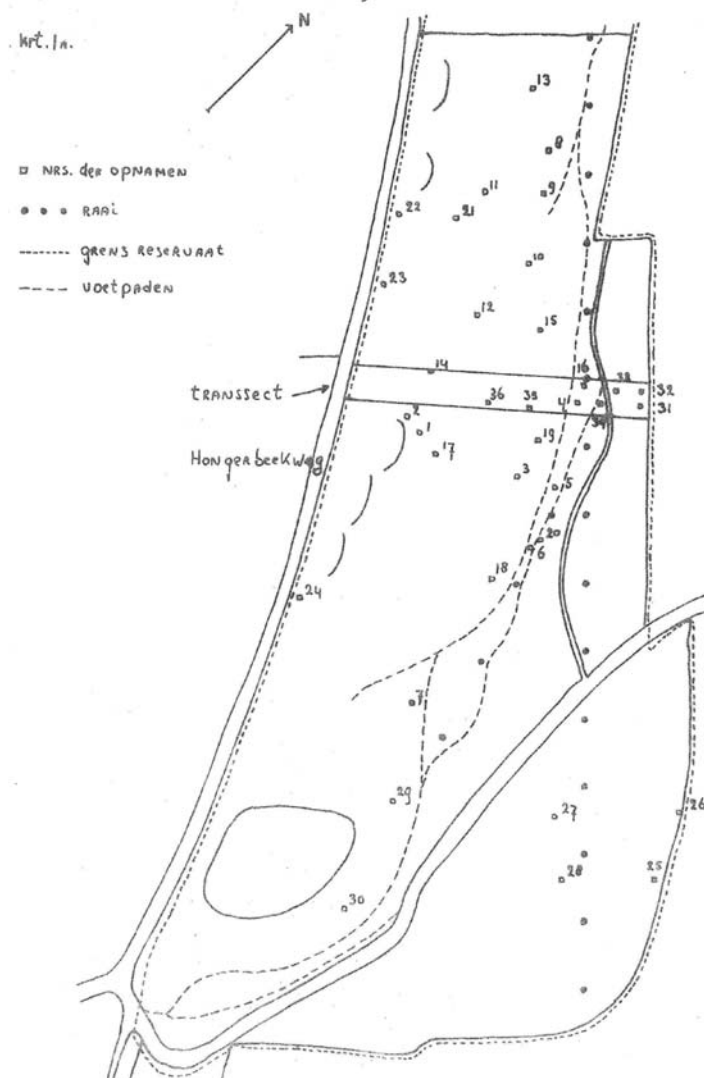
De bodemmonsters zijn bewaard bij 4°C en binnen enkele dagen verder verwerkt. Hiervoor is 15 gram bodem gedurende 1 uur geschud in een oplossing van 100 ml demi water en/of 100 ml 0.2M KCl. De slurries zijn vervolgens 5 minuten gecentrifugeerd (4.000 RPM) en het supernatans (de vloeistof zonder neerslag) is gefiltreerd (Whatman GF/C-filter) en opgeslagen bij -20°C tot verdere analyse. Bodem pH is bepaald in de overgebleven slurries. De samenstelling van de extracten zijn verder geanalyseerd op een auto analyser (Skalar 40, Skalar Analytical BV, Breda), waarbij de demi-extracten zijn geanalyseerd op ijzer-, aluminium-, calcium-, magnesium-, bicarbonaat-, sulfaat-, fosfaat- chloride-, nitraat (inclusief nitriet)- en ammoniumconcentratie (specto-fotometrisch) en natrium- en kaliumconcentratie (vlam-fotometrisch). De KCl-extracten zijn geanalyseerd op nitraat (inclusief nitriet)-concentratie en ammoniumconcentratie (specto-fotometrisch). Het drooggewicht is bepaald door 20 gram bodem 48 uur te drogen bij 104°C.

Bijlage 2 Basisgegevens veranderingen in kalkgrasland (bij 3.2.1)

Kunderberg

De Vries heeft in 1972 36 opnames gemaakt van de Kunderberg (De Vries, 1973) met een oppervlak van gemiddeld 2,3 m². Van al deze opnames is ook de pH (demi) gemeten. De 20 huidige opnamen op de Kunderberg (1,5x1,5m) liggen verspreid over het hele terrein.

Locatie historische opnames van Willie De Vries in 1972



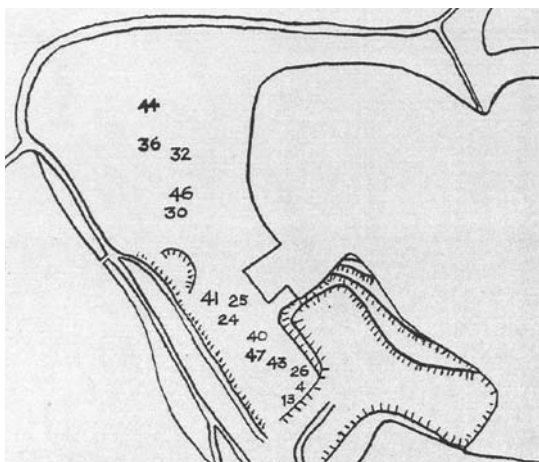
Kopgegevens van de gebruikte opnamen van de Kunderberg

Code	Jaar	Mnd	Dg	X-coor.	Y-coor.	Lengte (m)	Breedte (m)	Opp. (m²)	Bed. tot (%)	Bed. kruid (%)	Bed. mos (%)
H-KU01	1970	6	29	0	0	1.5	1.5	2.25	0	95	3
H-KU02	1970	7	4	0	0	1	1	1	0	99	40
H-KU03	1970	7	8	0	0	1	1	1	0	85	60
H-KU04	1970	7	27	0	0	2	2	4	0	90	40
H-KU05	1970	7	28	0	0	1	1	1	0	80	5
H-KU06	1970	7	29	0	0	1	1	1	0	70	30
H-KU07	1970	7	30	0	0	1	1	1	0	70	50
H-KU08	1970	7	31	0	0	1	1	1	0	95	60
H-KU09	1970	7	31	0	0	1	1	1	0	99	15
H-KU10	1970	9	2	0	0	1	1	1	0	95	30
H-KU11	1970	8	2	0	0	1	1	1	0	95	20
H-KU12	1970	8	4	0	0	1	1	1	0	85	20
H-KU13	1970	8	4	0	0	1.5	1.5	2.25	0	99	5
H-KU14	1970	8	5	0	0	2	2	4	0	99	5
H-KU15	1970	8	6	0	0	1	1	1	0	90	30
H-KU16	1970	8	6	0	0	0.7	0.7	0.49	0	90	40
H-KU17	1970	6	8	0	0	1	1	1	0	95	20
H-KU18	1970	8	9	0	0	1	1	1	0	90	15
H-KU19	1970	8	9	0	0	1.5	1.5	2.25	0	95	30
H-KU20	1970	8	9	0	0	0.5	1	0.5	0	99	3
H-KU21	1970	8	11	0	0	1.5	1.5	2.25	0	99	60
H-KU22	1970	8	12	0	0	2	1.75	3.5	0	99	60
H-KU23	1970	8	12	0	0	2	1.5	3	0	95	40
H-KU24	1970	8	12	0	0	2	2	4	0	95	1
H-KU25	1970	8	22	0	0	1	1	1	0	90	3
H-KU26	1970	8	25	0	0	2	4	8	0	85	3
H-KU27	1970	8	25	0	0	1.5	1.5	2.25	0	95	10
H-KU28	1970	8	26	0	0	1	1	1	0	60	60
H-KU29	1970	8	26	0	0	1	1	1	0	95	10
H-KU30	1970	8	26	0	0	1	1	1	0	90	25
H-KU31	1979	8	30	0	0	2	4	8	0	80	1
H-KU32	1970	8	30	0	0	2	3.5	7	0	80	0
H-KU33	1970	8	30	0	0	2	4	8	0	85	1
H-KU34	1970	9	3	0	0	1	1	1	0	99	0
H-KU35	1970	9	3	0	0	1	1	1	0	95	20
H-KU36	1970	9	3	0	0	1	1	1	0	70	50
KU1	2007	6	5	0	0	1.5	1.5	2.25	95	90	5
KU2	2007	6	5	0	0	1.5	1.5	2.25	90	50	20
KU3	2007	6	6	194.546	319.627	1.5	1.5	2.25	90	60	10
KU4	2007	6	6	194.543	319.624	1.5	1.5	2.25	90	60	10
KU5	2007	7	3	194.54	319.62	1.5	1.5	2.25	85	60	5
KU6	2007	7	3	194.536	319.618	1.5	1.5	2.25	95	50	50
KU7	2007	7	3	199.4532	319.614	1.5	1.5	2.25	90	40	10
KU8	2007	7	3	194.529	319.612	1.5	1.5	2.25	80	60	10
KU9	2007	7	3	194.533	319.603	1.5	1.5	2.25	95	60	10
KU10	2006	7	3	194.524	319.603	1.5	1.5	2.25	95	60	10
KU11	2007	7	3	199.4517	319.661	1.5	1.5	2.25	90	60	10
KU12	2007	7	3	194.522	319.624	1.5	1.5	2.25	90	75	5
KU13	2007	7	4	194.554	319.585	1.5	1.5	2.25	95	40	5
KU14	2007	7	12	194.577	319.6	1.5	1.5	2.25	100	40	50
KU15	2007	7	12	194.607	319.514	1.5	1.5	2.25	90	40	10
KU16	2007	7	12	194.626	319.499	1.5	1.5	2.25	95	50	5
KU17	2007	7	12	194.639	319.47	1.5	1.5	2.25	90	60	60
KU18	2007	7	12	194.666	319.561	1.5	1.5	2.25	95	40	5
KU19	2007	7	12	194.665	319.524	1.5	1.5	2.25	95	35	5
KU20	2007	7	12	194.657	319.513	1.5	1.5	2.25	100	45	10

Schiepersberg

Binnen het Schiepersbergcomplex zijn door Van Haperen opnamen gemaakt in 1971 (Van Haperen, 1972). Van de 13 opnamen op de Koeberg zijn de locaties aangegeven op een kaartje. Het gemiddeld oppervlak van deze opnamen is 9m² en van deze punten is ook de pH gemeten in een demi-extractie. De 10 nieuwe opnamen (1,5x1,5m) liggen op representatieve delen van het kalkgrasland op de Koeberg.

Locatie historische opnamen van Anton van Haperen in 1971



Kopgegevens van de gebruikte opnamen van de Schiepersberg (Koeberg)

Code	Jaar	Mnd	Dg	X-coor.	Y-coor.	Lengte (m)	Breedte (m)	Opp.(m ²)	Bed. tot (%)	Bed. kruid (%)	Bed. mos (%)
SPB-01	2007	6	11	182.527	315.849	1.5	1.5	2.25	95	40	10
SPB-02	2007	6	11	182.538	315.842	1.5	1.5	2.25	85	70	10
SPB-03	2007	6	11	185.546	315.851	1.5	1.5	2.25	80	40	25
SPB-04	2007	6	11	182.566	315.799	1.5	1.5	2.25	90	60	15
SPB-05	2007	6	12	182.575	315.787	1.5	1.5	2.25	90	70	20
SPB-06	2007	6	12	182.596	315.778	1.5	1.5	2.25	90	70	10
SPB-07	2007	6	12	182.597	315.770	1.5	1.5	2.25	75	50	5
SPB-08	2007	6	12	182.583	315.776	1.5	1.5	2.25	95	40	10
SPB-09	2007	6	12	182.580	315.786	1.5	1.5	2.25	95	60	20
SPB-10	2007	6	13	182.573	315.801	1.5	1.5	2.25	90	40	5
H-SPB-13	1972							6	70	50	5
H-SPB-24	1972							12	95	60	25
H-SPB-25	1972							1.5	80	70	5
H-SPB-26	1972							2.5	35	35	10
H-SPB-30	1972							12	98	50	5
H-SPB-32	1972							12	95	40	5
H-SPB-36	1972							12	95	40	5
H-SPB-40	1972							12	99	40	5
H-SPB-41	1972							8	98	60	3
H-SPB-43	1972							12	100	70	5
H-SPB-44	1972							12	99	75	1
H-SPB-46	1972							12	95	60	3
H-SPB-47	1972							8	98	80	20

Laamhei

Van de Laamhei zijn door verschillende onderzoekers opnamen gemaakt in de loop der tijd. In 1957 hebben Van Leeuwen en Verbiest 6 opnamen gemaakt (bron: Landelijke Vegetatie Databank, in beheer bij Alterra). Beneken Kolmer & Van Krevelo hebben twaalf opnamen gemaakt in 1985 van 1,5 x 1,5 m (Beneken Kolmer & Van Krevelo, 1986) en in 1986 heeft Karin Vocking een aantal

bodemparameters gemeten op de Laamhei (Vocking, 1989). De bodemgegevens van Beneken Kolmer & Van Krevelo zijn afkomstig uit demi-extracties en hebben betrekking op de parameters nitraat, fosfaat, ammonium, kalium, magnesium en calcium, maar zijn niet gekoppeld aan de opnamen. Daarnaast zijn in het verslag alleen de gemiddelden van 8 meetpunten, inclusief de standaarddeviatie opgenomen. De 20 nieuwe opnamen zijn ook 1,5 x 1,5 m en zijn zoveel mogelijk op dezelfde plekken gelegd als de opnamen van Beneken Kolmer & Van Krevelo (mond. meded. R. Bobbink).

Locatie historische opnamen van Van Leeuwen en Verbiest 1957

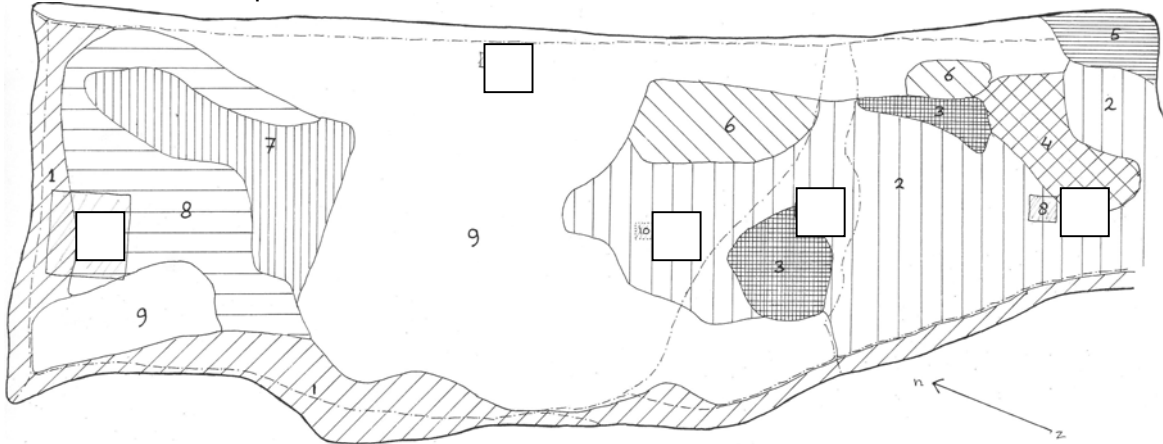
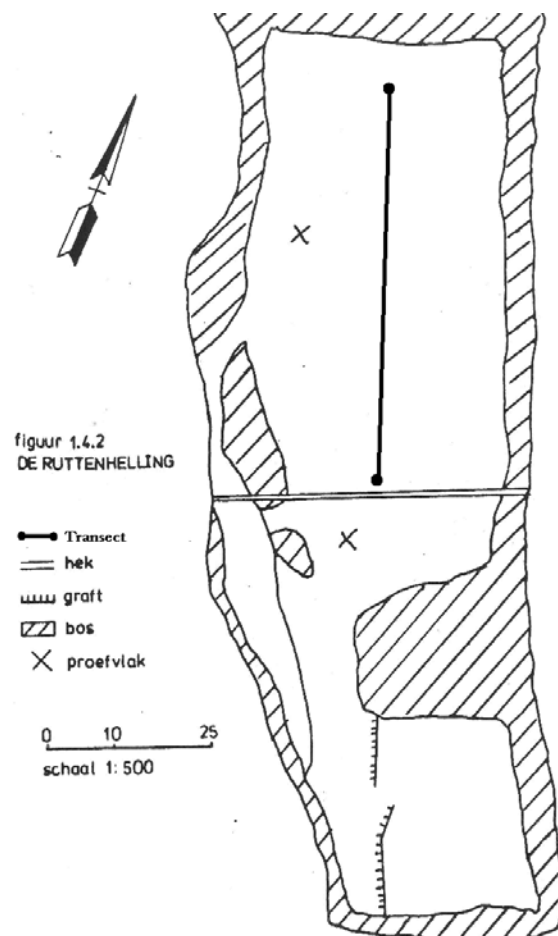


Fig. 8. Globale vegetatiekaart van kalkgrasland II
Schaal 1 : 500

Locatie historische opnamen Benneken Kolmer en Van Krevelo 1985



Kopgegevens van de gebruikte opnamen van de Laamhei

Code	Jaar	Mnd	Dg	X-coor.	Y-coor.	Lengte (m)	Breedte (m)	Opp.(m ²)	Bed. tot (%)	Bed. kruid (%)	Bed. mos (%)
H-57-7	1957	7	16	0	0	3	3	9	0	100	5
H-57-8	1957	7	16	0	0	6.5	5	32.5	0	85	0
H-57-9	1957	7	18	0	0	3	3	9	0	100	5
H-57-10	1957	7	18	0	0	3	3	9	0	95	10
H-57-11	1957	7	18	0	0	3	3	9	0	98	10
H-57-12	1957	7	18	0	0	10	10	100	0	100	5
H-85-m01	1985	8		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-85-m02	1985	8		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-85-m03	1985	8		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-85-m04	1985	8		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-85-m05	1985	8		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-85-m06	1985	8		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-85-m07	1985	8		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-85-m08	1985	8		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-85-m09	1985	8		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-85-m10	1985	8		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-85-m11	1985	8		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-85-g01	1985	8		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-85-g02	1985	8		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-85-g03	1985	8		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-85-g04	1985	8		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-85-g05	1985	8		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-85-g06	1985	8		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0

Code	Jaar	Mnd	Dg	X-coor.	Y-coor.	Lengte (m)	Breedte (m)	Opp.(m²)	Bed. tot (%)	Bed. kruid (%)	Bed. mos (%)
H-85-g07	1985	8		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-85-g08	1985	8		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-85-g09	1985	8		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-85-g10	1985	8		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-85-g11	1985	8		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-85-g12	1985	8		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
LH-01	2007	6	6	188.783	316.563	1.5	1.5	2.25	95	75	60
LH-02	2007	6	13	187.817	316.547	1.5	1.5	2.25	95	80	20
LH-03	2007	6	13	187.811	316.536	1.5	1.5	2.25	80	70	10
LH-04	2007	6	13	187.81	316.519	1.5	1.5	2.25	80	70	5
LH-05	2007	6	19	187.807	316.564	1.5	1.5	2.25	90	50	15
LH-06	2007	6	19	187.801	316.493	1.5	1.5	2.25	90	70	5
LH-07	2007	6	19	187.815	316.565	1.5	1.5	2.25	100	90	20
LH-08	2007	6	19	187.808	316.539	1.5	1.5	2.25	95	70	25
LH-09	2007	6	20	187.832	316.532	1.5	1.5	2.25	95	60	10
LH-10	2007	6	20	187.789	316.503	1.5	1.5	2.25	80	40	5
LH-11	2007	6	20	187.793	316.468	1.5	1.5	2.25	95	75	5
LH-12	2007	6	20	187.792	316.456	1.5	1.5	2.25	100	60	10
LH-13	2007	6	20	187.788	316.45	1.5	1.5	2.25	95	50	15
LH-14	2007	6	20	187.806	316.451	1.5	1.5	2.25	90	75	20
LH-15	2007	6	20	187.781	316.454	1.5	1.5	2.25	100	80	5
LH-16	2007	6	21	187.781	316.435	1.5	1.5	2.25	90	70	5
LH-17	2007	6	21	187.773	316.456	1.5	1.5	2.25	95	80	25
LH-18	2007	6	21	187.774	316.392	1.5	1.5	2.25	85	80	10
LH-19	2007	7	17	187.787	316.39	1.5	1.5	2.25	100	45	10
LH-20	2007	7	17	187.789	316.402	1.5	1.5	2.25	95	70	20

Bodemgegevens van Vocking uit 1986 (Vocking, 1989). Nutriëntenconcentraties van de Laamhei (Ruttenhelling) vanuit demi-extracties in mg/kg. Helaas zijn alleen de gemiddelden en standaarddeviatie van de metingen in het verslag opgenomen.

	NO3	PO4	NH4	K
april	2.33 (0.49)	0.39 (0.22)	1.09 (0.74)	1.83 (2.23)
mei	1.24 (0.78)	13.20 (11.13)	0.85 (0.54)	3.78 (0.94)
juni	1.44 (1.62)	0.34 (0.34)	0.63 (0.31)	0.94 (1.72)

Bodemgegevens van Beneken Kolmer & Van Krevelo uit 1985 (Beneken Kolmer & Van Krevelo, 1986). Nutriëntenconcentraties van de Laamhei (Ruttenhelling) vanuit demi-extracties in mg/kg voor zowel de begraasde situatie als de gemaaide situatie (n = 8). Helaas zijn alleen de gemiddelden en standaarddeviatie van de metingen in het verslag opgenomen.

		22-mei	1-jul	14-aug	5-nov
		nitraat			
maai	0-5 cm	1.82 (1.25)	0.70 (0.61)	0.22 (0.24)	2.36 (2.81)
	5-10 cm	1.83 (0.64)	0.71 (0.52)	0.34 (0.27)	0.19 (0.24)
graas	0-5 cm	0.90 (0.50)	0.47 (0.69)	0.34 (0.39)	0.00 (0.00)
	5-10 cm	0.69 (0.45)	0.01 (0.03)	0.12 (0.14)	0.00 (0.00)
		ammonium			
maai	0-5 cm	8.69 (3.7)	2.36 (1.92)	0.98 (0.19)	1.13 (0.52)
	5-10 cm	7.07 (2.57)	2.07 (0.67)	1.31 (0.17)	0.75 (0.19)
graas	0-5 cm	14.2 (3.79)	2.44 (1.18)	1.68 (0.81)	0.13 (0.12)
	5-10 cm	11.15 (2.91)	1.64 (0.48)	2.02 (1.31)	0.48 (0.59)
		fosfaat			
maai	0-5 cm	1.99 (0.43)	0.19 (0.13)	0.35 (0.47)	0.37 (0.10)
	5-10 cm	1.36 (0.36)	0.15 (0.11)	0.33 (0.44)	0.45 (0.14)
graas	0-5 cm	2.98 (0.95)	0.17 (0.21)	0.25 (0.40)	0.26 (0.16)
	5-10 cm	1.73 (0.38)	0.03 (0.03)	0.33 (0.42)	0.22 (0.08)
		kalium			
maai	0-5 cm	6.78 (4.28)	3.28 (2.02)	0.00 (0.00)	1.62 (0.94)
	5-10 cm	4.53 (4.44)	1.57 (0.78)	0.00 (0.00)	0.95 (0.27)
graas	0-5 cm	11.13 (6.68)	4.04 (2.18)	2.26 (3.26)	3.16 (2.35)
	5-10 cm	7.70 (4.42)	3.11 (2.23)	1.94 (2.47)	2.30 (1.50)
		magnesium			
maai	0-5 cm	2.91 (0.83)	-	2.37 (0.22)	1.61 (0.24)
	5-10 cm	2.52 (0.49)	-	2.33 (0.35)	1.46 (0.26)
graas	0-5 cm	3.08 (0.45)	-	2.40 (0.35)	1.57 (0.33)
	5-10 cm	2.71 (0.39)	-	2.52 (0.25)	1.39 (0.41)
		calcium			
maai	0-5 cm	91.36 (21.34)	77.72 (6.84)	73.25 (11.91)	74.48 (14.04)
	5-10 cm	82.91 (14.32)	73.01 (8.08)	68.10 (15.08)	71.21 (12.33)
graas	0-5 cm	118.70 (18.84)	58.84 (4.11)	66.41 (11.58)	61.85 (8.08)
	5-10 cm	94.81 (14.67)	49.40 (7.14)	63.13 (11.88)	56.41 (11.27)

Wrakelberg

De Wrakelberg is verreweg het meest geïnventariseerd. In 1968 heeft Van Werkhoven proefvlakken van 1 m² opgenomen (Van Werkhoven, 1969). Vervolgens is ook in 1973 (Vermeer & Weys, 1974), 1979 (Dijkman & Den Hoed, 1980) en 1985 (Kolstrup-Jansen, Poelmans & Smeets, 1987) de situatie bepaald met opnamen van 4m². Daarnaast zijn ook van dit terrein bodemgegevens verzameld in 1979 (Dijkman & Den Hoed, 1980) en in 1986 (Vocking, 1989). Omdat het terrein op dit moment redelijk homogeen is, zijn er 20 nieuwe opnamen verspreid over het terrein genomen.

Kaartmateriaal: De rapportage van Van Werkhoven uit 1969, van Vermeer & Weys uit 1974, Van Dijkman & Den Hoed uit 1980 en Kolstrup-Jansen, Poelmans & Smeets uit 1986 bevatten allen een zogenaamde technische kaart met locatie van de opnamen. Aangezien de kaarten erg groot zijn, en de gebruikte cijfers erg klein, zijn deze hier niet opgenomen.

Kopgegevens van de gebruikte opnamen van de Wrakelberg

Code	Jaar	Mnd	Dg	X-coor.	Y-coor.	Lengte (m)	Breedte (m)	Opp. (m²)	Bed. tot (%)	Bed. kruid (%)	Bed. mos (%)
68-WR-01	1968			0	0	1	1	1	0	80	40
68-WR-02	1968			0	0	1	1	1	0	75	60
68-WR-03	1968			0	0	1	1	1	0	80	1
68-WR-04	1968			0	0	1	1	1	0	75	10
68-WR-05	1968			0	0	1	1	1	0	75	30
68-WR-06	1968			0	0	1	1	1	0	85	60
68-WR-07	1968			0	0	1	1	1	0	100	5
68-WR-08	1968			0	0	1	1	1	0	75	0
68-WR-09	1968			0	0	1	1	1	0	75	10
68-WR-10	1968			0	0	1	1	1	0	85	5
68-WR-11	1968			0	0	1	1	1	0	75	5
68-WR-12	1968			0	0	1	1	1	0	75	2
68-WR-13	1968			0	0	1	1	1	0	75	5
68-WR-14	1968			0	0	1	1	1	0	90	95
68-WR-15	1968			0	0	1	1	1	0	95	80
68-WR-16	1968			0	0	1	1	1	0	98	10
68-WR-17	1968			0	0	1	1	1	0	100	5
68-WR-18	1968			0	0	1	1	1	0	100	40
68-WR-19	1968			0	0	1	1	1	0	98	40
68-WR-20	1968			0	0	1	1	1	0	95	80
68-WR-29	1968			0	0	1	1	1	0	75	40
68-WR-30	1968			0	0	1	1	1	0	95	7
68-WR-31	1968			0	0	1	1	1	0	75	40
68-WR-32	1968			0	0	1	1	1	0	95	90
68-WR-33	1968			0	0	1	1	1	0	95	30
68-WR-34	1968			0	0	1	1	1	0	100	10
68-WR-35	1968			0	0	1	1	1	0	95	30
68-WR-36	1968			0	0	1	1	1	0	90	90
68-WR-37	1968			0	0	1	1	1	0	98	30
68-WR-38	1968			0	0	1	1	1	0	80	30
68-WR-39	1968			0	0	1	1	1	0	85	30
68-WR-40	1968			0	0	1	1	1	0	100	35
68-WR-41	1968			0	0	1	1	1	0	80	25
68-WR-42	1968			0	0	1	1	1	0	90	70
68-WR-43	1968			0	0	1	1	1	0	90	80
68-WR-47	1968			0	0	1	1	1	0	90	25
68-WR-48	1968			0	0	1	1	1	0	90	95
68-WR-49	1968			0	0	1	1	1	0	70	5
68-WR-58	1968			0	0	1	1	1	0	60	0
68-WR-59	1968			0	0	1	1	1	0	90	70
68-WR-60	1968			0	0	1	1	1	0	90	10
68-WR-61	1968			0	0	1	1	1	0	90	30
68-WR-62	1968			0	0	1	1	1	0	90	85
68-WR-63	1968			0	0	1	1	1	0	65	30
68-WR-64	1968			0	0	1	1	1	0	98	90
68-WR-65	1968			0	0	1	1	1	0	95	85
68-WR-66	1968			0	0	1	1	1	0	90	95
68-WR-67	1968			0	0	1	1	1	0	85	75
68-WR-68	1968			0	0	1	1	1	0	85	55
68-WR-69	1968			0	0	1	1	1	0	98	10

[illegible]

[illegible]

Code	Jaar	Mnd	Dg	X-coor.	Y-coor.	Lengte (m)	Breedte (m)	Opp. (m²)	Bed. tot (%)	Bed. kruid (%)	Bed. mos (%)
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	90	75	60
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	45	45	2
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	75	60	35
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	70	70	1
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	80	60	50
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	55	50	5
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	95	70	70
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	60	40	40
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	90	85	60
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	65	60	10
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	60	60	3
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	50	50	0
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	90	90	5
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	65	60	15
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	85	55	30
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	85	50	65
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	40	35	10
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	75	70	50
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	50	40	30
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	100	80	80
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	55	50	5
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	50	45	10
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	50	45	20
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	60	45	20
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	45	45	1
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	35	35	3
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	60	60	2
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	33	30	3
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	35	35	0
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	70	70	1
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	50	50	5
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	55	55	1
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	35	0	35
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	65	65	5
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	80	80	5
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	65	60	10
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	70	70	2
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	50	50	1
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	80	80	20
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	75	70	8
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	45	45	1
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	50	50	3
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	85	70	30
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	85	55	35
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	50	30	30
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	75	70	10
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	50	50	2
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	60	60	5
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	60	60	1
79-WR	1979	6	1	192	318	0	0	4	50	50	1

[illegible]

[illegible]

Code	Jaar	Mnd	Dg	X-coor.	Y-coor.	Lengte (m)	Breedte (m)	Opp. (m²)	Bed. tot (%)	Bed. kruid (%)	Bed. mos (%)
85-WR	1985	6		192	318	0	0	1	0	0	0
85-WR	1985	6		192	318	0	0	1	0	0	0
85-WR	1985	6		192	318	0	0	1	0	0	0
85-WR	1985	6		192	318	0	0	1	0	0	0
85-WR	1985	6		192	318	0	0	1	0	0	0
85-WR	1985	6		192	318	0	0	1	0	0	0
85-WR	1985	6		192	318	0	0	1	0	0	0
85-WR	1985	6		192	318	0	0	1	0	0	0
85-WR	1985	6		192	318	0	0	1	0	0	0
85-WR	1985	6		192	318	0	0	1	0	0	0
WR-01b	2007	6	26	191.85	317.82	1.5	1.5	2.25	85	70	5
WR-02b	2007	6	26	191.84	317.8	1.5	1.5	2.25	90	70	5
WR-03b	2007	6	26	191.82	317.78	1.5	1.5	2.25	100	50	5
WR-04b	2007	6	26	191.86	317.79	1.5	1.5	2.25	100	60	40
WR-05b	2007	6	27	191.88	317.8	1.5	1.5	2.25	95	40	5
WR-06b	2007	6	27	191.89	317.78	1.5	1.5	2.25	90	60	5
WR-07b	2007	6	27	191.92	317.8	1.5	1.5	2.25	95	60	10
WR-08b	2007	6	27	191.95	317.83	1.5	1.5	2.25	90	60	5
WR-09b	2007	6	27	191.98	317.81	1.5	1.5	2.25	95	45	5
WR-10b	2007	7	2	192.01	317.84	1.5	1.5	2.25	90	30	5
WR-11b	2007	7	2	192.03	317.8	1.5	1.5	2.25	100	60	5
WR-12b	2007	7	2	191.98	317.76	1.5	1.5	2.25	100	80	5
WR-13b	2007	7	2	191.95	317.78	1.5	1.5	2.25	90	60	5
WR-14b	2007	7	2	191.93	317.75	1.5	1.5	2.25	100	75	10
WR-15b	2007	7	2	191.91	317.77	1.5	1.5	2.25	95	50	5
WR-16b	2007	7	2	191.88	317.75	1.5	1.5	2.25	100	50	5
WR-17b	2007	7	3	191.86	317.74	1.5	1.5	2.25	100	70	5
WR-18b	2007	7	3	191.83	317.73	1.5	1.5	2.25	100	80	20
WR-19b	2007	7	3	191.81	317.73	1.5	1.5	2.25	100	60	5
WR-20b	2007	7	3	191.77	317.74	1.5	1.5	2.25	100	50	10

Bodemdata Wrakelberg uit 1979 (Dijkman & Den Hoed, 1980)

	pH-demi			pH-KCl		
	0-5 cm	5-10 cm	0-10 cm	0-5 cm	5-10 cm	0-10 cm
Transect 1	7.05	7.30	7.2	6.75	6.85	6.8
	7.00	7.35	7.2	6.75	6.95	6.9
	6.80	7.40	7.1	6.70	6.95	6.8
	6.90	7.30	7.1	6.60	6.90	6.8
	7.05	7.25	7.2	6.80	6.90	6.9
	7.00	7.45	7.2	6.85	6.95	6.9
	7.05	7.35	7.2	6.80	6.90	6.9
	7.25	7.20	7.2	6.90	6.85	6.9
	7.15	7.25	7.2	6.80	6.90	6.9
	7.15	7.25	7.2	6.85	6.90	6.9
Transect 2	7.15	7.40	7.3	6.85	7.05	7.0
	7.25	7.20	7.2	6.90	6.85	6.9
	6.95	7.30	7.1	6.75	6.90	6.8
	7.00	7.25	7.1	6.75	6.85	6.8
	7.00	7.40	7.2	6.75	6.95	6.9

	pH-demi			pH -KCl		
	0-5 cm	5-10 cm	0-10 cm	0-5 cm	5-10 cm	0-10 cm
	7.00	7.35	7.2	6.75	6.95	6.9
	7.00	7.35	7.2	6.85	6.95	6.9
	7.00	7.40	7.2	6.85	7.05	7.0
	7.00	7.30	7.2	6.80	6.90	6.9
	7.00	7.30	7.2	6.85	6.95	6.9
	7.05	7.30	7.2	6.80	6.90	6.9
Transect 3	7.10	7.10	7.1	6.95	6.95	7.0
	6.90	7.30	7.1	6.75	7.10	6.9
	7.00	7.45	7.2	6.80	7.05	6.9
	7.15	7.35	7.3	6.85	7.00	6.9
	7.15	7.30	7.2	6.85	6.95	6.9
	7.00	7.25	7.1	6.75	6.85	6.8
	7.1	7.20	7.2	6.85	6.85	6.9
gem.	7.04	7.31	7.18	6.80	6.93	6.87
stdev.	0.1016	0.0813	0.0486	0.0706	0.068	0.05

Bodemgegevens van Vocking uit 1986 (Vocking, 1989). Nutriëntenconcentraties van de Wrakelberg van demi-extracties in mg/kg. Helaas zijn alleen de gemiddelden en standaarddeviatie van de metingen in het verslag opgenomen.

	NO ₃	PO ₄	NH ₄	K
april	4.18 (3.65)	0.22 (0.04)	2.33 (0.49)	5.20 (2.39)
mei	2.88 (3.09)	6.84 (8.10)	0.77 (0.67)	2.65 (1.82)
juni	1.79 (0.72)	0.33 (0.43)	0.98 (0.92)	1.17 (1.20)

Sint Pietersberg

Op de Sint Pietersberg zijn op twee locaties opnamen gemaakt. In het Popelmondedal zijn historische data beschikbaar uit 1961 en 1970. Bakker, During en Vallen maakten in 1961 33 opnamen (Bakker, 1961) en in 1970 zijn door Blanckenborg zes opnamen gemaakt in het Popelmondedal (Blanckenborg, 1970). De opnamen van Bakker, During en Vallen zijn gemiddeld 46m² (stdev. 24), terwijl Blanckenborg een gemiddeld oppervlak van 6m² (stdev. 3) heeft bemonsterd. Waar deze opnamen precies zijn gemaakt is onbekend. Omdat er van geen van de historische opnamen precieze locaties bekend zijn, zijn de 5 nieuwe opnamen verspreid over de helling gemaakt met een grootte van 1,5 x 1,5 m. Door het grote verschil in oppervlak van de opnamen, is kwalitatieve vergelijking van de complete dataset niet mogelijk. Daarom is hiervoor alleen gebruik gemaakt van de opnamen van Blanckenborg en de huidige dataset.

Op de Kannerhei is door Addink en Kobus in 1990 onderzoek gedaan. Zij hebben hier zowel bodemgegevens verzameld (pH in een demi-extractie en stikstof, fosfaat en kalium door middel van een demi-extractie of een destructie) als 31 vegetatieopnamen gemaakt (Addink & Kobus, 1990). Deze opnamen waren allen 1,5 x 1,5 m². De huidige 7 opnamen zijn verspreid over het deel van de Kannerhei neergelegd waar kalkgesteente aan de oppervlakte komt (overeenkomstig opnamen 1 t/m 10 van Addink & Kobus 1990).

Historisch kaartmateriaal is niet voorhanden van het Popelmondedal

Kopgegevens van de gebruikte opnamen uit het Popelmondedal

Code	Jaar	Mnd	X-coor.	Y-coor.	Lengte (m)	Breedte (m)	Opp. (m ²)	Bed. tot (%)	Bed. kruid (%)	Bed. mos (%)
61-PD-01	1961	5	0	0	0	0	20	50	0	0
61-PD-02	1961	5	0	0	0	0	25	95	0	0
61-PD-03	1961	5	0	0	0	0	20	90	0	0
61-PD-04	1961	5	0	0	0	0	10	80	0	0
61-PD-05	1961	6	0	0	0	0	20	100	0	0
61-PD-06	1961	5	0	0	0	0	50	100	0	0
61-PD-07	1961	5	0	0	0	0	15	100	0	0
61-PD-08	1961	5	0	0	0	0	25	100	0	0
61-PD-09	1961	5	0	0	0	0	50	100	0	0
61-PD-10	1961	5	0	0	0	0	50	100	0	0
61-PD-11	1961	5	0	0	0	0	100	95	0	0
61-PD-12	1961	5	0	0	0	0	40	95	0	0
61-PD-13	1961	5	0	0	0	0	15	100	0	0
61-PD-14	1961	5	0	0	0	0	50	100	0	0
61-PD-15	1961	5	0	0	0	0	50	100	0	0
61-PD-16	1961	6	0	0	0	0	75	100	0	0
61-PD-17	1961	6	0	0	0	0	80	100	0	0
61-PD-18	1961	6	0	0	0	0	80	100	0	0
61-PD-19	1961	6	0	0	0	0	60	100	0	0
61-PD-20	1961	5	0	0	0	0	30	100	0	0
61-PD-21	1961	5	0	0	0	0	20	100	0	0
61-PD-22	1961	5	0	0	0	0	12	100	0	0
61-PD-23	1961	5	0	0	0	0	50	100	0	0
61-PD-24	1961	5	0	0	0	0	60	100	0	0
61-PD-25	1961	5	0	0	0	0	25	100	0	0
61-PD-26	1961	5	0	0	0	0	80	100	0	0
61-PD-27	1961	5	0	0	0	0	50	100	0	0
61-PD-28	1961	5	0	0	0	0	50	100	0	0
61-PD-29	1961	5	0	0	0	0	80	100	0	0
61-PD-30	1961	5	0	0	0	0	70	100	0	0
61-PD-31	1961	6	0	0	0	0	50	100	0	0
61-PD-32	1961	6	0	0	0	0	50	100	0	0
61-PD-33	1961	6	0	0	0	0	60	100	0	0
70-PD-32	1970	6	0	0	0	0	2	95	0	0
70-PD-35	1970	6	0	0	0	0	9	90	0	0
70-PD-36	1970	6	0	0	0	0	4	100	0	0
70-PD-45	1970	6	0	0	0	0	9	100	0	0
70-PD-49	1970	6	0	0	0	0	9	100	0	0
70-PD-51	1970	6	0	0	0	0	5	100	0	0
PD-01	2007	7	175.6	314.3	1.5	1.5	2.25	100	80	0
PD-02	2007	7	175.6	314.3	1.5	1.5	2.25	95	70	5
PD-03	2007	7	175.6	314.3	1.5	1.5	2.25	95	60	5
PD-04	2007	7	175.6	314.3	1.5	1.5	2.25	100	40	5
PD-05	2007	7	175.6	314.3	1.5	1.5	2.25	95	80	5

Gemeten pH (in KCl) behorende bij de zes opnamen van Blanckenborg (1970)

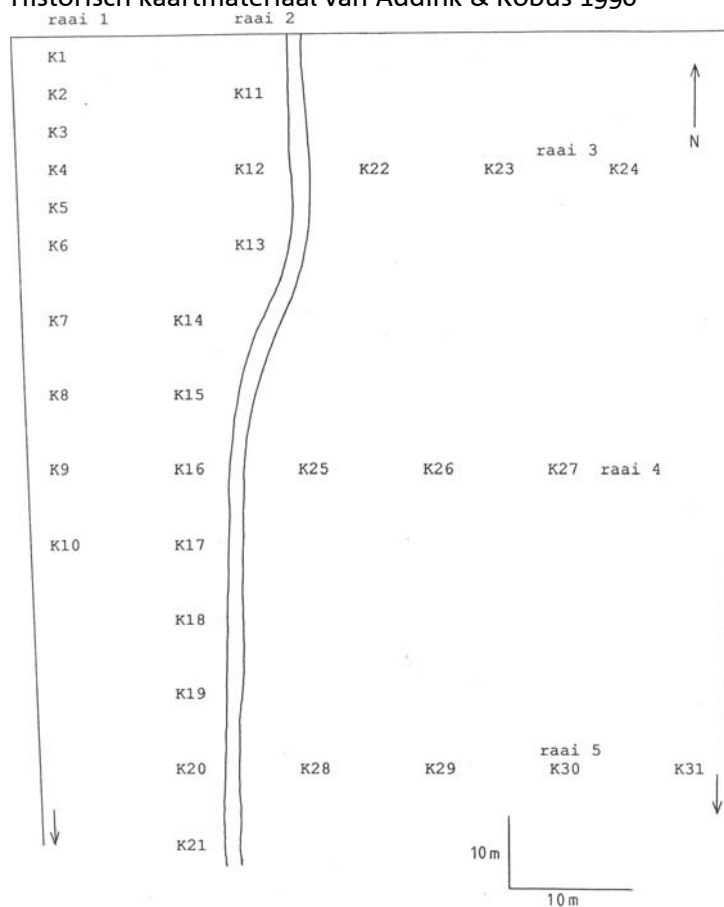
Code	pH
Opname 32	7.5
Opname 35	7.5
Opname 36	7.5
Opname 45	7.5
Opname 49	7.5
Opname 51	6.5
Gem	7.3

Gemeten bodemparameters in het grasland van het Popelmondedal in 1990 door Addink & Kobus (Addink & Kobus, 1990)

monsters	pH	N (mg/kg)	P (mg/kg)	K (mg/kg)
P1	6.96	11.238	0.231	43.343
P2	7.46	9.424	0.205	107.107
P3	6.98	1.811	0.304	45.381
P4	6.72	7.805	0.293	64.268
P5	6.89	4.916	0.177	10.034
gem	7.002	7.039	0.242	54.027

Sint Pietersberg, Kannerhei

Historisch kaartmateriaal van Addink & Kobus 1990



Kopgegevens van de gebruikte opnamen van de Kannerhei

Code	Jaar	Mnd	X-coor.	Y-coor.	Lengte (m)	Breedte (m)	Opp. (m ²)	Bed. tot (%)	Bed. kruid (%)	Bed. mos (%)
H-KH-01	1990		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-KH-02	1990		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-KH-03	1990		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-KH-04	1990		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-KH-05	1990		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-KH-06	1990		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-KH-08	1990		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-HK-09	1990		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
H-KH-10	1990		0	0	1.5	1.5	2.25	0	0	0
KH-01	2007	7	175.486	314.556	1.5	1.5	2.25	80	75	40
KH-02	2007	7	175.478	314.544	1.5	1.5	2.25	85	50	35
KH-03	2007	7	175.48	314.525	1.5	1.5	2.25	95	40	50
KH-04	2007	7	175.478	314.518	1.5	1.5	2.25	100	40	60
KH-05	2007	7	175.48	314.515	1.5	1.5	2.25	95	50	20
KH-06	2007	7	175.481	314.507	1.5	1.5	2.25	95	60	10
KH-07	2007	7	175.482	314.493	1.5	1.5	2.25	100	50	25

Gemeten bodemparameters in het kalkgraslanddeel van de Kannerhei door Addink & Kobus in 1990.

	pH_demi	N (mg/kg)	P (mg/kg)	K (mg/kg)
H-AK SPk01	7.79	9.255	0.251	11.398
H-AK SPk02	7.69	3.617	0.141	8.403
H-AK SPk04	7.97	1.060	0.217	4.646
H-AK SPk06	7.33	8.744	0.217	8.426
H-AK SPk07	6.80	1.038	0.103	7.223
H-AK SPk08	7.77	1.973	0.125	63.199
H-AK SPk09	7.12	1.455	0.260	7.192
H-AK SPk10	7.04	2.020	0.992	23.528

Bijlage 3 Achtergrond methode veranderingen in kalkgrasland (bij 3.2.1)

Opnamen

Afhankelijk van de grootte van het gebied zijn er tussen de 5-20 opnamen per gebied gemaakt. Er is geprobeerd de locatie van de opnamen zoveel mogelijk overeen te laten komen met de locatie van opnames uit het verleden. Wanneer dit voor een gebied niet mogelijk bleek, zijn de opnamen neergelegd op representatieve locaties in het gebied. Voor de afmeting van de opnamen is rekening gehouden met de afmeting van de historische opnamen. Hierdoor zijn de meeste opnamen 1x1 m of 1,5x1,5m.

Bodemgegevens

Van de bodemgegevens was niet altijd even duidelijk welke methode was gebruikt bij het verzamelen/analyseren van de bodemgegevens. Hierdoor bleek waterdichte vergelijking niet overal mogelijk. In elke vegetatieopname zijn vijf bodemmonsters gestoken van de bovenste 15 cm verspreid over het proefvlak. De bodem van de vijf monsters is gemixt alvorens demi- en 0.2M KCl-extracties zijn uitgevoerd (Bijlage 1). Voor elk van de geselecteerde terreinen wordt eerst kort beschreven welke historische data er beschikbaar zijn en welke data er verzameld zijn van de huidige situatie. Hierbij zijn is van alle vegetatieopnamen een bodemmonster verzameld.

Bovenstaande data zijn geanalyseerd op veranderingen in aantal hogere vaatplanten, veranderingen in afgeleide Ellenberg indicatiewaarden en gemeten bodemparameters. Tenslotte zijn ook multivariate technieken gebruikt om vegetatiesamenstelling samen met Ellenbergwaarden en gemeten bodemparameters te onderzoeken. Voor elk terrein is eerst de historische situatie ten opzichte van de huidige situatie geanalyseerd. Uiteindelijk zijn ook alle terreinen samen onderzocht, om meer inzicht in de overlap tussen de verschillende goed ontwikkelde kalkgraslandterreinen te krijgen. De basisgegevens resultaten zijn opgenomen in bijlage 4.

Met behulp van T-toetsen is bepaald of verschillen tussen de historische en huidige situaties (Ellenberg indicatiewaarden, gemeten bodemparameters, aantal soorten) significant zijn.

Met behulp van Juice 6.5 (Tichy 1999-2007) is vervolgens voor elke inventarisatieperiode een samenvattende (synoptische) tabel gemaakt, waarbij met de phi-coefficient is berekend welke soorten significant zijn toe- of afgenomen.

Daarnaast zijn directe en indirecte ordinatietechnieken (Canoco 4.5, Ter Braak & Smilauer, 1997) gebruikt om te bepalen hoe de variatie in soortensamenstelling is tussen de historische en huidige situaties en welke parameters hier significant aan zijn gecorreleerd.

Bijlage 4 Basisgegevens resultaten veranderingen in kalkgrasland (bij 3.2.1)

Kunderberg

Tabel 4.1 Weergegeven zijn de gemiddelden in beide datasets, met tussen haakjes de standaarddeviatie. De uitkomsten van de T-toets zijn in termen van significante veranderingen weergegeven per vegetatietype in de laatste drie kolommen

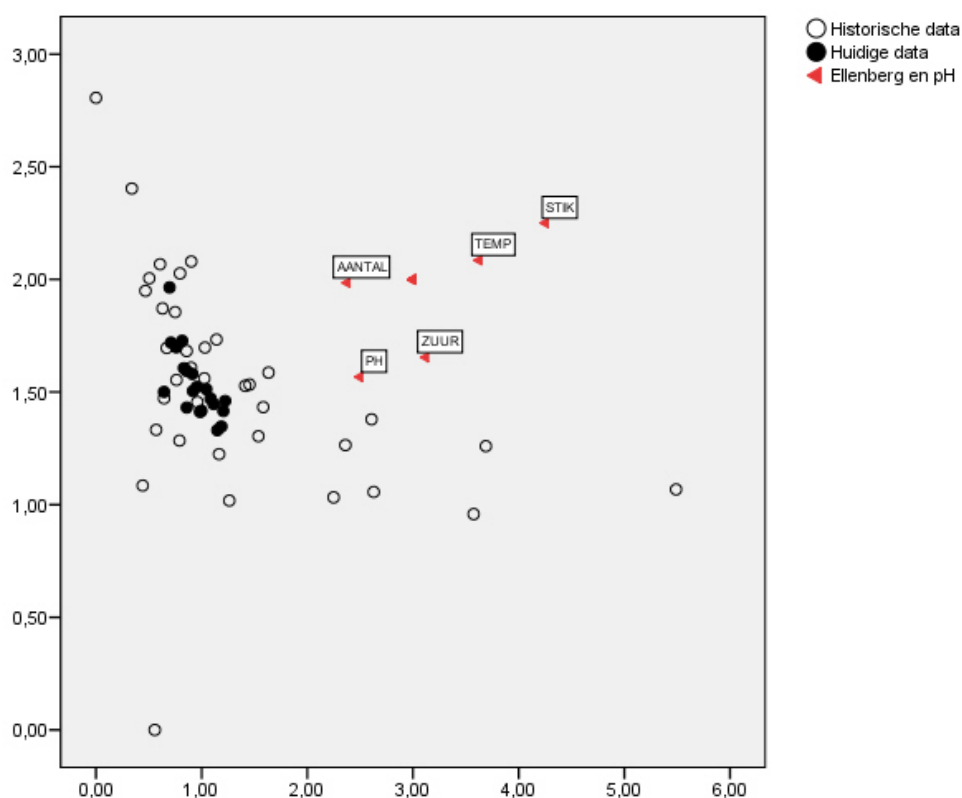
Kunderberg	
Datasets	1970 (n=36) – 2007 (n=20)
Aantal soorten	25.6 (3.8) – 28.2 (3.6) *
Ellenberg indicatorwaarden	
- Licht	7.2 (0.1) – 7.2 (0.1) -
- Temperatuur	5.1 (0.1) – 5.2 (0.1) **
- Vocht	3.1 (0.2) – 3.2 (0.1) -
- Zuurgraad	7.2 (0.4) – 7.2 (0.2) -
- Maaigetal	3.9 (0.4) – 3.7 (0.2) -
- Stikstof	3.4 (0.9) – 3.1 (0.3) -
Gemeten bodem	
- pH	6.7 (0.8) – 8.1 (0.2) **

(**): $p < 0.01$, *: $0.01 \geq p < 0.05$).

Tabel 4.2 Synoptische tabel (presentie-karakteristieke bedekking) van de opnamen uit beide jaren. Tussen haakjes is het aantal opnamen per kolom weergegeven. De uitkomsten van de phi-coefficient toets zijn in termen van significante veranderingen weergegeven per vegetatietype in de laatste kolom (+++ of ---: $p < 0.001$, ++ of --: $p < 0.01$, + of -: $p < 0.05$). Soorten die in twee of minder opnamen voorkomen: 1970: *Anisantha sterilis* 3¹, *Bryonia dioica* 3⁺, *Calluna vulgaris* 6³, *Cerastium arvense* 3^r, *Fallopia convolvulus* 3⁺, *Galeopsis tetrahit* 3⁺, *Gentianella ciliata* 3¹, *Hypericum perforatum* 6², *Chaerophyllum temulum* 3⁺, *Chenopodium polyspermum* 3⁺, *Juncus compressus* 3^r, *Lamium purpureum* 3¹, *Lolium perenne* 3¹, *Medicago sativa* 6⁺, *Melampyrum arvense* 3², *Melilotus albus* 3^r, *Ophrys apifera* 3⁺, *Phleum pratense* 3⁺, *Potentilla erecta* 6^r, *Rubus caesius* 3⁴, *Rumex acetosa* 6^r, *Rumex crispus* 6^r, *Solanum nigrum* 3⁺, *Stellaria media* 6⁺, *Teucrium chamaedrys* 6². 2007: *Acer campestre* 10^r, *Arrhenatherum elatius* 5⁺, *Caucalis platycarpus* 5⁺, *Fraxinus excelsior* 5^r, *Galium aparine* 5^r, *Galium pumilum* 5⁺, *Hypericum dubium* 5^r, *Plantago major* 5^r, *Platanthera chlorantha* 5^r, *Ranunculus repens* 5⁺, *Rumex acetosella* 5⁺, *Salvia pratensis* 5^r, *Viburnum opulus* 5^r.

Kunderberg Dataset	1970 (36)		2007 (20)		Significantie
Soorten die significant zijn veranderd					
Rhinanthus minor	.		95	+	+++
Rhinanthus alectorolophus	.		55	+	+++
Plantago lanceolata	50	+	100	+	+++
Daucus carota	31	+	85	+	+++
Crataegus monogyna	.		35	r	+++
Ononis repens	69	+	100	¹	++
Rosa species	.		30	r	++
Gymnadenia conopsea	56	+	95	+	++
Helictotrichon pratense	39	+	80	+	++
Thymus pulegioides	33	¹	75	+	++
Tetragonolobus maritimus	6	¹	40	+	++

Kunderberg Dataset	1970 (36)	2007 (20)	Significantie
Polygala vulgaris	22 ⁺	60 ⁺	++
Briza media	75 ¹	100 ⁺	+
Carex caryophylla	69 ¹	95 ⁺	+
Calamagrostis epigejos	.	20 ⁺	+
Taraxacum species	3 ^r	25 ^r	+
Agrimonia eupatoria	22 ⁺	50 ^r	+
Prunus spinosa	.	15 ^r	+
Festuca ovina	33 ¹	.	---
Trisetum flavescens	31 ⁺	.	---
Scabiosa columbaria	61 ¹	20 ⁺	---
Euphrasia stricta	69 ¹	.	----
Gentianella germanica	58 ⁺	.	----
Poa pratensis	44 ⁺	.	----
Overige soorten			
Agrostis capillaries	8 ⁺	.	
Agrostis stolonifera	14 ¹	.	
Achillea millefolium	36 ¹	25 ⁺	
Anthoxanthum odoratum	8 ⁺	5 ¹	
Brachypodium pinnatum	97 ²	100 ³	
Campanula rotundifolia	81 ⁺	65 ⁺	
Carex flacca	83 ²	100 ²	
Carlina vulgaris	11 ^r	10 ^r	
Centaurea jacea	81 ¹	75 ⁺	
Centaurea scabiosa	92 ²	90 ⁺	
Cirsium acaule	64 ⁺	50 ⁺	
Cirsium arvense	8 ⁺	.	
Convolvulus arvensis	17 ⁺	.	
Dactylis glomerata	31 ⁺	40 ⁺	
Danthonia decumbens	8 ²	25 ⁺	
Elytrigia repens	11 ²	.	
Festuca rubra	97 ¹	95 ¹	
Galium verum	8 ²	5 ^r	
Helictotrichon pubescens	69 ⁺	70 ⁺	
Heracleum sphondylium	8 ⁺	.	
Hieracium pilosella	22 ⁺	15 ⁺	
Knautia arvensis	61 ⁺	40 ⁺	
Koeleria macrantha	67 ¹	50 ⁺	
Leontodon hispidus	92 ¹	100 ²	
Linaria cymbalaria	.	5 ¹	
Linum catharticum	75 ¹	95 ⁺	
Lotus corniculatus	86 ¹	90 ⁺	
Medicago lupulina	33 ⁺	25 ⁺	
Picris hieracioides	22 ⁺	5 ⁺	
Pimpinella saxifraga	92 ¹	100 ⁺	
Plantago media	83 ¹	90 ⁺	
Prunella vulgaris	8 ⁺	.	
Ranunculus bulbosus	53 ⁺	45 ⁺	
Sanguisorba minor	92 ¹	100 ²	
Sonchus asper	8 ⁺	.	
Trifolium pratense	19 ⁺	20 ⁺	
Trifolium repens	3 ⁺	10 ⁺	
Vicia cracca	47 ⁺	35 ^r	



Figuur 4.1 DCA ordinatie van Kunderberg data met gecorreleerde afgeleide Ellenberg indicatorwaarden en pH.

Koeberg

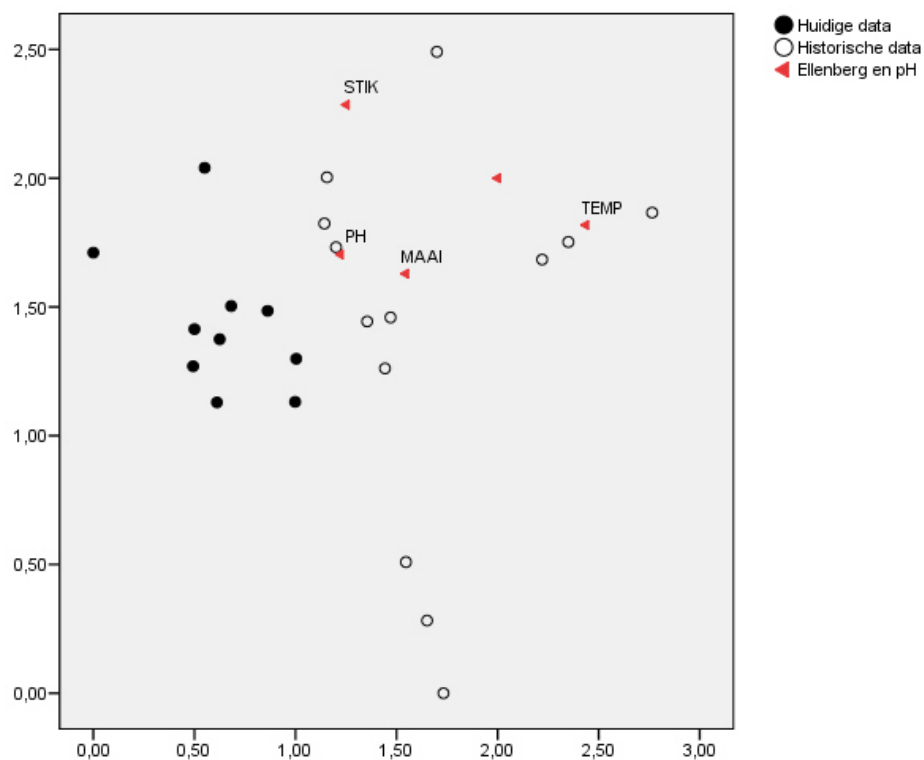
Tabel 4.3 Weergegeven zijn de gemiddelden in beide datasets, met tussen haakjes de standaarddeviatie. De uitkomsten van de T-toets zijn in termen van significante veranderingen weergegeven met een letter ($p < 0.05$).

Schiepersberg	
Datasets	1971 (n=13) – 2007 (n=10)
Aantal soorten	25.6 (3.7) – 28.2 (3.6) -
Ellenberg indicatorwaarden	
- Licht	7.0 (0.2) – 7.0 (0.1) -
- Temperatuur	5.3 (0.1) – 5.2 (0.1) -
- Vocht	3.0 (0.2) – 3.2 (0.2) -
- Zuurgraad	6.5 (0.5) – 6.8 (0.4) -
- Maaigetal	3.4 (0.3) – 3.7 (0.3) *
- Stikstof	3.2 (0.4) – 3.9 (0.3) **
Gemeten bodem	
- pH	6.4 (0.7) – 7.9 (0.5) **

Tabel 4.4 Synoptische tabel (presentie-karakteristieke bedekking) van de opnamen uit beide jaren. Tussen haakjes is het aantal opnamen per kolom weergegeven. De uitkomsten van de phi-coefficient toets zijn in termen van significante veranderingen weergegeven per vegetatietype in de laatste kolom (+++ of ---: $p < 0.001$, ++ of --: $p < 0.01$, + of -: $p < 0.05$). Soorten die in slechts in een opname voorkomen: 1971: *Hypericum maculatum* 8¹, *Arenaria serpyllifolia* 8¹, *Echium vulgare* 8^r en *Sedum sexangulare* 8⁺. 2007: *Helictotrichon pubescens* 10², *Vicia cracca* 10¹, *Festuca pratensis* 10⁺, *Galium mollugo* 10⁺, *Picris hieracioides* 10⁺, *Rhinanthus minor* 10⁺, *Centaurea scabiosa* 10⁺, *Ranunculus species* 10⁺, *Betula pubescens* 10^r, *Inula conyzae* 10^r en *Robinia pseudoacacia* 10^r.

Koeberg Dataset	1971 (13)		2007 (10)		Significantie
Soorten die significant zijn veranderd					
Clematis vitalba	.		50	^r	++
Carex caryophyllea	23	⁺	90	¹	++
Arrhenatherum elatius	.		60	¹	++
Acer pseudoplatanus	23	^r	80	⁺	+
Ranunculus bulbosus	8	⁺	60	⁺	+
Calamagrostis epigejos	15	⁺	60	²	+
Plantago lanceolata	23	⁺	70	⁺	+
Polygala vulgaris	8	^r	50	⁺	+
Bromopsis erecta	.		40	⁺	+
Taraxacum species	15	^r	70	⁺	+
Carduus nutans	.		40	^r	+
Quercus robur	54	^r	.		--
Plantago media	54	⁺	.		--
Agrimonia eupatoria	77	¹	20	^r	-
Agrostis stolonifera	77	⁺	20	⁺	-
Hypericum perforatum	85	⁺	30	⁺	-
Festuca ovina	46	¹	.		-
Hieracium umbellatum	46	^r	.		-
Potentilla erecta	38	⁺	.		-
Cytisus scoparius	38	⁺	.		-
Cirsium acaule	38	⁺	.		-
Poa angustifolia	38	⁺	.		-
Overige soorten					
Achillea millefolium	62	⁺	70	⁺	
Agrostis capillaris	15	^r	10	²	
Anisantha sterilis	.		30	⁺	
Anthoxanthum odoratum	8	⁺	20	⁺	
Arabis hirsute	31	⁺	60	^r	
Brachypodium pinnatum	100	²	100	³	
Briza media	23	⁺	20	¹	
Campanula rotundifolia	77	⁺	40	⁺	
Carex flacca	77	¹	90	²	
Carex pilulifera	15	^r	.		
Carlina vulgaris	23	⁺	10	⁺	
Centaurea jacea	100	⁺	90	⁺	
Cerastium fontanum	.		20	⁺	
Cirsium arvense	15	⁺	.		
Cirsium vulgare	15	^r	.		
Crataegus monogyna	85	⁺	70	^r	
Crataegus species	15	⁺	.		
Crepis capillaris	.		30	⁺	
Dactylis glomerata	.		20	^r	
Danthonia decumbens	23	⁺	40	⁺	

Koeberg Dataset	1971 (13)		2007 (10)		Significantie
Daucus carota	31	+	10	+	
Festuca rubra	69	+	90	¹	
Fraxinus excelsior	54	+	70	<i>r</i>	
Galium pumilum	31	+	10	<i>r</i>	
Galium verum	54	+	40	<i>r</i>	
Geum urbanum	.		20	<i>r</i>	
Hieracium laevigatum	23	+	.		
Hieracium pilosella	23	¹	40	<i>r</i>	
Holcus lanatus	.		20	²	
Knautia arvensis	23	+	50	+	
Koeleria macrantha	62	+	20	+	
Linum catharticum	69	+	60	+	
Lotus corniculatus	100	+	100	¹	
Medicago lupulina	31	+	40	+	
Myosotis arvensis	.		30	+	
Ononis repens	15	+	.		
Origanum vulgare	8	+	40	+	
Pimpinella saxifraga	100	+	90	¹	
Potentilla verna	31	+	50	+	
Rhamnus frangula	38	+	20	<i>r</i>	
Rosa species	15	<i>r</i>	20	<i>r</i>	
Rubus species	54	²	80	<i>r</i>	
Sanguisorba minor	100	¹	90	²	
Scabiosa columbaria	38	¹	10	+	
Senecio species	15	<i>r</i>	.		
Sonchus arvensis	.		20	<i>r</i>	
Stachys officinalis	15	+	10	<i>r</i>	
Thymus pulegioides	69	+	100	¹	
Tragopogon pratensis	.		30	<i>r</i>	
Trifolium repens	.		30	<i>r</i>	
Trisetum flavescens	23	+	20	+	
Viola canina	46	+	40	+	



Figuur 4.2 DCA ordinatie van Schiepersberg-data met gecorreleerde afgeleide Ellenberg indicatorwaarden en pH.

Laamhei

Tabel 4.5 Weergegeven zijn de gemiddelden in de datasets, met tussen haakjes de standaarddeviatie. De uitkomsten van de ANOVA-toets (post hoc Tukey) zijn in termen van significante veranderingen weergegeven met een letter bij elke dataset ($p < 0.05$).

Laamhei	
Datasets	1957 (n=6) – 1985 (23) – 2007 (n=20)
Aantal soorten	31.50 (8.4) – 30.48 (3.9) – 35.05 (3.4)
Ellenberg indicatorwaarden	
- Licht	7.0 (0.1) – 7.0 (0.1) – 7.0 (0.1)
- Temperatuur	5.3 (0.1)a – 5.1 (0.1)b – 5.1 (0.1)b
- Vocht	3.4 (0.1)a – 3.2 (0.1)b – 3.4 (0.1)a
- Zuurgraad	6.9 (0.3)a – 7.1 (0.2)a – 7.3 (0.2)b
- Maaigetal	5.1 (0.3)a – 5.0 (0.2)a – 3.6 (0.2)b
- Stikstof	3.6 (0.2) – 3.5 (0.2) – 3.6 (0.2)

Tabel 4.6 Synoptische tabel Laamhei (presentie-karakteristieke bedekking) van de opnamen uit 1957, 1985 en 2007. Tussen haakjes is het aantal opnamen per kolom weergegeven. De uitkomsten van de phi-coëfficiënt toets tussen 1985 en 2007 zijn in termen van significante veranderingen weergegeven per vegetatietype in de laatste kolom (+++ of ---: $p < 0.001$, ++ of --: $p < 0.01$, + of -: $p < 0.05$). Soorten die in slechts in een opname voorkomen: 1957: *Heracleum sphondylium* 17¹, *Orchis purpurea* 17¹, *Pyrus communis* 17¹, *Luzula multiflora* 17¹, *Cirsium palustre* 17¹, *Ophrys insectifera* 17¹. In 1985: *Heracium sabaudum* 4^r, *Hedera helix* 4^r, *Melampyrum pratense* 4^r, *Ranunculus acris* 4^r, *Trifolium pratense* 4^r, *Primula veris* 4^r en *Crataegus species* 4^r. 2007: *Platanthera bifolia* 5⁺, *Primula vulgaris* 5⁺, *Polygonatum species* 5⁺, *Stachys officinalis* 5⁺, *Prunus spinosa* 5⁺, *Rumex acetosella* 5⁺, *Trifolium repens* 5^r, *Hypericum maculatum* 5^r en *Rhamnus species* 5^r.

Laamhei Dataset	1957 (6)		1985 (23)		2007 (20)		Significantie
Soorten die significant zijn veranderd tussen 1985 en 2007							
Agrostis stolonifera	100	1	100	2	.		---
Helictotrichon pubescens	83	1	96	1	45	+	---
Betula species	17	1	65	r	5	r	---
Galium pumilum	17	1	61	1	10	+	---
Gentianella germanica	17	1	70	+	25	r	--
Poa angustifolia	.		39	1	.		--
Linum catharticum	100	1	100	+	70	+	--
Clinopodium vulgare	17	1	52	+	15	+	-
Campanula rotundifolia	50	1	83	1	45	+	-
Corylus avellana	17	1	22	r	.		-
Clematis vitalba	.		22	r	.		-
Sonchus species	.		30	r	5	2	-
Polygala vulgaris	67	1	87	+	55	+	-
Rhinanthus minor	.		.		100	1	+++
Acer pseudoplatanus	.		.		85	r	+++
Thymus pulegioides	17	1	9	+	85	+	+++
Gymnadenia conopsea	17	1	13	r	65	+	+++
Carex caryophyllea	17	1	.		65	+	+++
Daucus carota	83	1	.		75	+	+++
Platanthera chlorantha	.		.		40	r	+++
Centaurea jacea	83	1	57	+	100	2	+++
Crataegus monogyna	.		26	r	75	+	++
Plantago lanceolata	67	1	43	+	90	+	++
Listera ovata	17	1	.		30	r	++
Calamagrostis epigejos	.		30	1	65	+	+
Rhinanthus alectorolophus	.		.		25	+	+
Inula conyzae	.		4	r	30	+	+
Arrhenatherum elatius	.		.		20	+	+
Prunus avium	17	1	9	r	40	+	+
Dactylorhiza maculata	.		.		20	+	+
Fragaria vesca	67	1	4	+	35	r	+
Overige soorten							
Achillea millefolium	83	1	70	1	65	+	
Agrimonia eupatoria	100	1	83	+	80	+	
Agrostis capillaris	.		.		10	+	
Allium vineale	.		4	+	5	r	
Brachypodium pinnatum	100	5	100	2	100	3	
Briza media	83	1	70	+	90	1	
Carex flacca	100	1	100	2	100	2	
Carlina vulgaris	50	1	17	r	.		

Laamhei Dataset	1957 (6)		1985 (23)		2007 (20)		Significantie
Centaurea scabiosa	50	1	100	2	90	+	
Centaureum erythraea	17	1	4	r	.		
Cirsium acaule	17	2	17	r	10	+	
Convolvulus arvensis	67	1	.		.		
Cornus sanguinea	17	1	9	r	.		
Dactylis glomerata	50	1	9	+	25	r	
Elytrigia repens	.		4	+	5	+	
Festuca ovina	67	1	.		.		
Festuca pratensis	17	1	.		15	+	
Festuca rubra	100	1	100	2	100	1	
Fraxinus excelsior	.		17	r	25	r	
Galium mollugo	.		17	r	15	+	
Hieracium pilosella	.		4	r	15	+	
Holcus lanatus	33	1	.		.		
Hypericum dubium	.		.		10	r	
Hypericum perforatum	17	1	39	r	40	r	
Hypericum pulchrum	33	1	.		.		
Knautia arvensis	100	1	96	+	100	+	
Koeleria macrantha	33	1	.		.		
Koeleria pyramidata	.		9	+	.		
Lathyrus pratensis	.		22	+	5	r	
Leontodon hispidus	67	1	78	+	95	+	
Leucanthemum vulgare	100	1	91	1	80	+	
Lotus corniculatus	100	1	96	1	90	+	
Medicago lupulina	33	1	74	1	80	+	
Orchis species	.		4	r	5	r	
Origanum vulgare	83	1	96	+	95	+	
Pimpinella saxifraga	100	1	100	1	100	+	
Plantago media	17	1	48	+	75	+	
Poa pratensis	50	1	.		.		
Primula species	.		.		10	r	
Prunella vulgaris	.		48	+	35	+	
Quercus robur	33	r	9	r	.		
Ranunculus repens	.		4	r	5	r	
Rosa species	.		13	r	25	+	
Rubus species	.		4	r	25	+	
Sanguisorba minor	100	1	83	1	95	2	
Scabiosa columbaria	33	1	52	+	75	+	
Senecio erucifolius	.		9	r	30	+	
Senecio jacobaea	.		17	r	.		
Silene vulgaris	33	2	.		.		
Succisa pratensis	83	1	83	1	95	2	
Taraxacum species	33	1	52	+	25	+	
Tragopogon pratensis	.		4	r	10	r	
Trisetum flavescens	83	1	13	1	10	+	
Valeriana officinalis	17	1	4	r	15	r	
Vicia cracca	67	1	61	1	65	+	
Vicia sativa s. nigra	.		.		10	+	
Viola hirta	17	1	61	1	85	+	

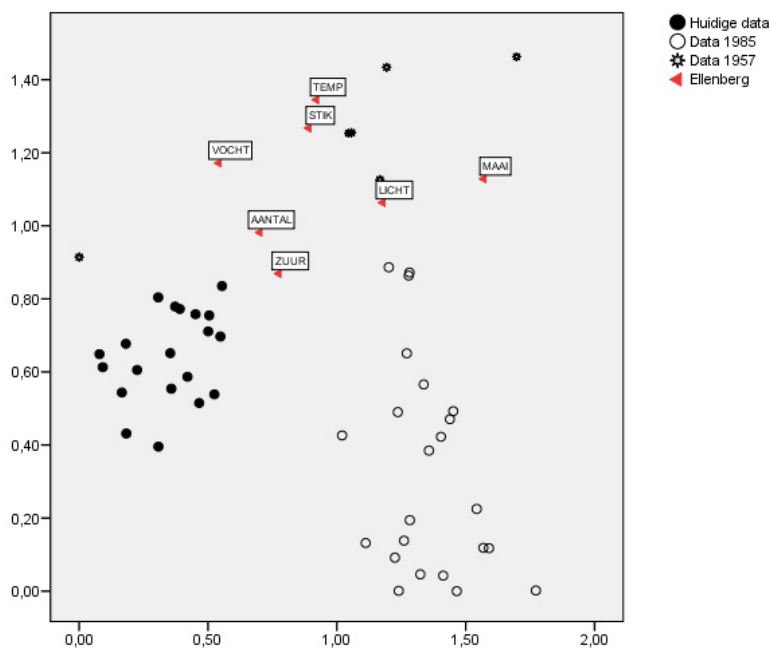


Fig 4.3 DCA ordinatie van de Laamhei-data met gecorreleerde afgeleide Ellenberg indicatorwaarden en het aantal soorten.

Wrakelberg

Tabel 4.7 Weergegeven zijn de gemiddelden in de vijf datasets, met tussen haakjes de standaarddeviatie. De uitkomsten van de Kruskal-Wallis-toets zijn in termen van significante veranderingen weergegeven per vegetatietype in de laatste drie kolommen (**: $p < 0.01$, *: $0.01 \geq p < 0.05$).

Wrakelberg Datasets	1968 (71)	1973 (59)	1979 (91)	1985 (89)	2007 (20)
Ellenberg indicatorwaarden					
- Zuurgraad	7.2 (0.4)c	7.4 (0.2)d	7.2 (0.2)ab	7.1 (0.2)a	7.2 (0.2)ab
- Maaigetal	3.9 (0.4)b	3.8 (0.4)b	3.9 (0.3)b	3.8 (0.3)b	3.6 (0.2)a

Tabel 4.8 Synoptische tabel Wrakelberg (presentie-karakteristieke bedekking) van de opnamen uit 1968, 1973, 1979, 1985 en 2007. Tussen haakjes is het aantal opnamen per kolom weergegeven. De uitkomsten van de phi-coëfficiënt toets tussen alle jaren zijn in termen van significante veranderingen weergegeven per vegetatietype in de laatste drie kolommen (***: $p < 0.001$, **: $p < 0.01$, *: $p < 0.05$). Soorten die in slechts in een opname voorkomen: 1968: Graan species1¹, Eranthis hyemalis 1², Cannabis sativa 1⁺. 1973: Quercus robur 2^r, Myosotis ramosissima 2^r, Stachys arvensis 2⁺. 2007: Hypericum dubium 5^r, Plantago media 5^r, Stachys officinalis 5⁺, Dactylorhiza maculata 5^r.

Dataset	1968	1973	1979	1985	2007	1	2	3	4	5
Aantal opnamen	71	59	91	89	20					
Prunus species	14 ²	.	.	.	.	***				
Geranium pyrenaicum	13 ⁺	.	.	.	.	***				
Euphorbia exigua	13 ^r	2 ^r	.	.	.	***				
Cichorium intybus	10 ⁺	2 ^r	.	.	.	***				
Festuca ovina	20 ¹	3 ¹	3 ⁺	9 ¹	.	***				
Koeleria macrantha	10 ¹	.	3 ⁺	.	.	**				
Clinopodium acinos	10 ⁺	7 ^r	.	.	.	**				
Ranunculus bulbosus	7 ⁺	.	.	.	10 ⁺	**				
Erigeron acer	7 ⁺	.	3 ^r	.	.	*				
Elytrigia repens	8 ⁺	.	7 ⁺	.	.	*				

Dataset	1968	1973	1979	1985	2007	1	2	3	4	5
Aantal opnamen	71	59	91	89	20					
Daucus species	3 ⁺	.	.	.	.	*				
Genista germanica	3 ⁺	.	.	.	.	*				
Hieracium pilosella	54 ⁺	46 ¹	44 ⁺	33 ⁺	25 ^r	*				
Echium vulgare	10 ⁺	8 ^r	4 ^r	.	.	*				
Melilotus officinalis	39 ²	29 ⁺	.	.	.	***	***			
Picris hieracioides	54 ¹	58 ⁺	51 ⁺	.	.	***	***	***		
Euphrasia officinalis	.	51 ⁺	.	.	.		***			
Polygala comosa	.	36 ⁺	.	.	.		***			
Ranunculus repens	.	10 ^r	.	.	.		***			
Geranium columbinum	.	12 ^r	4 ^r	.	.		***			
Vicia tetrasperma	.	7 ⁺	.	.	.		***			
Fragaria vesca	.	24 ⁺	4 ⁺	13 ⁺	20 ⁺		***			
Cerastium fontanum	.	5 ⁺	.	.	.		**			
Vicia sepium	.	5 ⁺	.	.	.		**			
Teucrium botrys	.	5 ^r	.	.	.		**			
Agrostis stolonifera	.	5 ¹	.	.	.		**			
Poa trivialis	.	5 ⁺	.	.	.		**			
Koeleria gracilis	.	3 ^r	.	.	.		*			
Anagallis arvensis	.	3 ^r	.	.	.		*			
Vicia sativa	.	3 ^r	.	.	.		*			
Lathyrus pratensis	.	3 ^r	.	.	.		*			
Rubus caesius	24 ^r	53 ⁺	51 ⁺	47 ¹	.		*	*		
Calystegia sepium	.	17 ⁺	21 ^r	.	.		*	***		
Medicago lupulina	49 ⁺	75 ⁺	74 ⁺	61 ⁺	60 ⁺		*	***		
Tragopogon pratensis	15 ^r	7 ^r	42 ^r	34 ^r	.			***	*	
Melilotus altissimus	.	.	29 ⁺	13 ^r	.			***		
Inula conyzae	10 ⁺	22 ^r	35 ^r	.	.			***		
Crepis capillaris	.	.	11 ^r	.	.			***		
Hypochaeris radicata	.	.	11 ^r	.	.			***		
Medicago sativa	.	.	11 ⁺	.	.			***		
Heracleum sphondylium	3 ⁺	7 ^r	29 ^r	21 ⁺	.			***		
Centaurea scabiosa	80 ¹	83 ⁺	99 ⁺	96 ¹	100 ⁺			***		
Platanthera chlorantha	.	8 ^r	26 ^r	.	20 ^r			***		
Taraxacum species	18 ^r	17 ^r	40 ^r	31 ^r	5 ^r			**		
Ophrys apifera	.	7 ^r	10 ^r	.	.			**		
Daucus carota	83 ¹	81 ⁺	98 ¹	93 ¹	90 ⁺			**		
Rosa species	.	8 ^r	11 ^r	.	15 ^r			**		
Silene vulgaris	27 ⁺	24 ^r	36 ^r	20 ^r	.			**		
Cornus sanguinea	.	10 ^r	19 ^r	13 ^r	10 ^r			**		
Arrhenatherum elatius	44 ²	44 ⁺	54 ¹	39 ⁺	10 ⁺			*		
Senecio erucifolius	48 ⁺	63 ⁺	64 ^r	47 ^r	30 ⁺			*		
Potentilla anserina	17 ⁺	15 ⁺	22 ^r	12 ^r	.			*		
Vicia cracca	68 ⁺	51 ⁺	80 ^r	75 ⁺	20 ⁺			**	*	
Euphrasia stricta	37 ⁺	.	73 ⁺	58 ⁺	25 ⁺			***	**	
Helictotrichon pubescens	17 ²	27 ⁺	63 ⁺	54 ⁺	35 ⁺			***	**	

Dataset	1968		1973		1979		1985		2007		1	2	3	4	5
Aantal opnamen	71		59		91		89		20						
Dactylis glomerata	25	¹	41	+	75	+	66	+	5	r			***	***	
Polygala vulgaris	42	+	.		74	+	90	¹	75	+			***	***	
Origanum vulgare	65	¹	88	²	99	¹	99	²	100	+			***	***	
Agrimonia eupatoria	27	+	34	r	59	r	61	+	55	+			**	**	
Hieracium umbellatum	13	r	15	+	51	r	65	+	.				**	***	
Trisetum flavescens	11	+	34	+	47	+	52	+	.				**	***	
Bunium bulbocastanum	.		.		18	r	21	+	.				*	***	
Knautia arvensis	63	¹	58	+	84	+	88	+	65	+			*	***	
Leontodon hispidus	48	²	75	²	87	¹	98	¹	75	+			*	***	
Leucanthemum vulgare	79	+	85	+	98	+	100	¹	100	+			*	***	
Convolvulus arvensis	8	+	17	r	31	r	33	r	.				*	**	
Trifolium pratense	.		10	r	22	r	24	+	25	+			*	*	
Linum catharticum	7	+	80	+	70	r	85	+	75	+		**	*	***	
Crataegus monogyna	.		24	r	46	r	64	r	65	+			*	***	*
Lotus corniculatus	54	¹	75	¹	84	¹	92	¹	95	+				***	*
Platanthera bifolia	.		.		.		26	r	.					***	
Crepis biennis	.		2	r	.		17	r	.					***	
Poa pratensis	.		5	+	22	²	35	¹	.					***	
Fraxinus excelsior	.		2	r	.		20	r	5	r				***	
Senecio jacobaea	.		10	r	12	r	26	r	.					***	
Scabiosa columbaria	39	¹	56	+	63	+	76	¹	80	+				***	
Plantago lanceolata	45	+	41	r	68	r	75	+	80	+				***	
Gentianella germanica	27	+	34	+	33	r	54	r	5	r				***	
Carlina vulgaris	55	+	51	+	63	r	74	+	55	+				**	
Koeleria pyramidata	.		.		.		6	r	.					**	
Festuca pratensis	.		8	¹	9	+	13	+	.					*	
Poa compressa	20	+	14	+	5	r	21	+	.					*	
Centaurea jacea	31	+	14	r	38	+	64	+	75	+				***	**
Rhinanthus minor	.		.		12	r	72	¹	65	+				***	***
Brachypodium pinnatum	25	³	42	⁴	74	²	98	³	100	³			*	***	***
Briza media	37	¹	61	¹	69	¹	89	¹	100	+				***	***
Sanguisorba minor	25	+	31	+	41	+	69	¹	90	¹				***	***
Festuca rubra	6	¹	22	¹	36	²	54	²	70	+				***	***
Carex flacca	23	¹	24	²	40	+	67	²	100	²				***	***
Rhinanthus alectorolophus	.		.		.		21	¹	50	+				***	***
Pimpinella saxifraga	7	r	47	+	35	+	54	¹	85	+				***	***
Prunella vulgaris	.		14	+	.		16	r	45	+				*	***
Ononis repens	34	+	20	+	51	r	43	+	85	+			*		***
Gymnadenia conopsea	.		.		.		.		55	+					***
Rubus species	.		.		.		.		30	+					***
Clinopodium vulgare	.		.		.		9	¹	35	+					***
Genista tinctoria	4	³	10	+	7	r	8	¹	45	²					***
Thymus pulegioides	52	¹	49	²	45	¹	61	²	100	²					***
Viola hirta	.		.		.		.		15	+					***
Acer campestre	.		.		.		.		15	r					***

Dataset	1968	1973	1979	1985	2007	1	2	3	4	5
Aantal opnamen	71	59	91	89	20					
Carex caryophylla	.	.	3 ¹	6 ^r	20 ⁺					**
Prunus spinosa	.	.	.	.	10 ^r					**
Rhamnus species	.	.	.	.	10 ^r					**
Galium mollugo	.	.	18 ⁺	15 ¹	35 ⁺			*		**
Calamagrostis epigejos	.	.	.	.	10 ⁺					**
Helictotrichon pratense	11 ⁺	3 ⁺	18 ⁺	17 ¹	35 ⁺					*
Galium pumilum	.	3 ¹	.	.	10 ⁺					*
Salvia verticillata	18 ⁺	14 ²	5 ²	18 ¹	35 ⁺					*
Trifolium repens	.	12 ⁺	4 ⁺	.	15 ^r		**			*
Prunus avium	.	12 ⁺	14 ^r	10 ^r	20 ^r					
Campanula rotundifolia	3 ⁺	2 ⁺	4 ⁺	7 ^r	10 ⁺					
Clematis vitalba	.	3 ^r	.	.	5 ^r					
Galium verum	3 ⁺	3 ^r	3 ²	.	10 ⁺					
Potentilla verna	15 ⁺	15 ^r	21 ^r	19 ⁺	15 ⁺					
Achillea millefolium	59 ⁺	64 ⁺	66 ⁺	67 ¹	15 ⁺					
Succisa pratensis	.	.	.	.	5 ⁺					
Anthyllis vulneraria	15 ^r	31 ⁺	29 ^r	22 ⁺	.					
Hypericum perforatum	35 ⁺	29 ^r	34 ^r	30 ⁺	35 ⁺					
Holcus lanatus	.	3 ⁺	4 ^r	3 ^r	.					

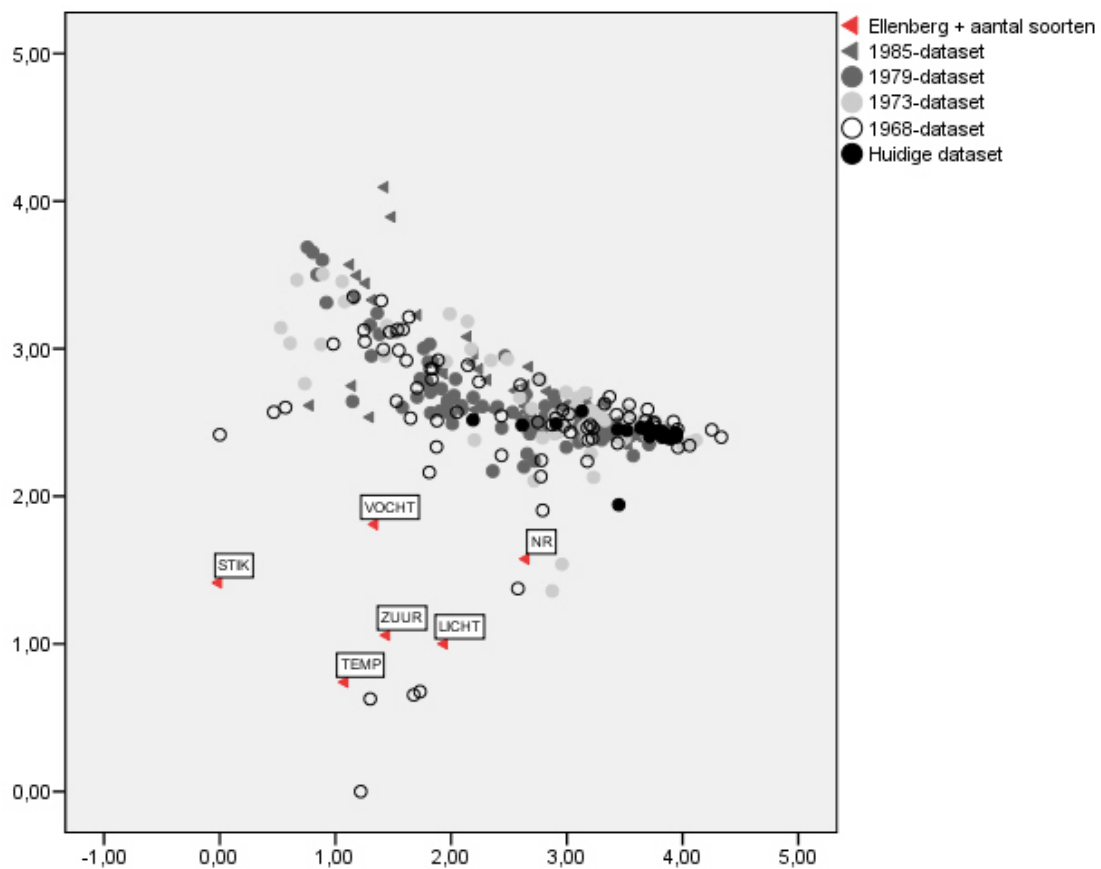


Fig 10.4 DCA ordinatie van de Wrakelberg-data met gecorreleerde afgeleide Ellenberg indicatorwaarden en het aantal soorten.

Popelmondedal

Tabel 4.8 Weergegeven zijn de gemiddelden in beide datasets, met tussen haakjes de standaarddeviatie. De uitkomsten van de T-toets zijn in termen van significante veranderingen weergegeven met een lettercode.

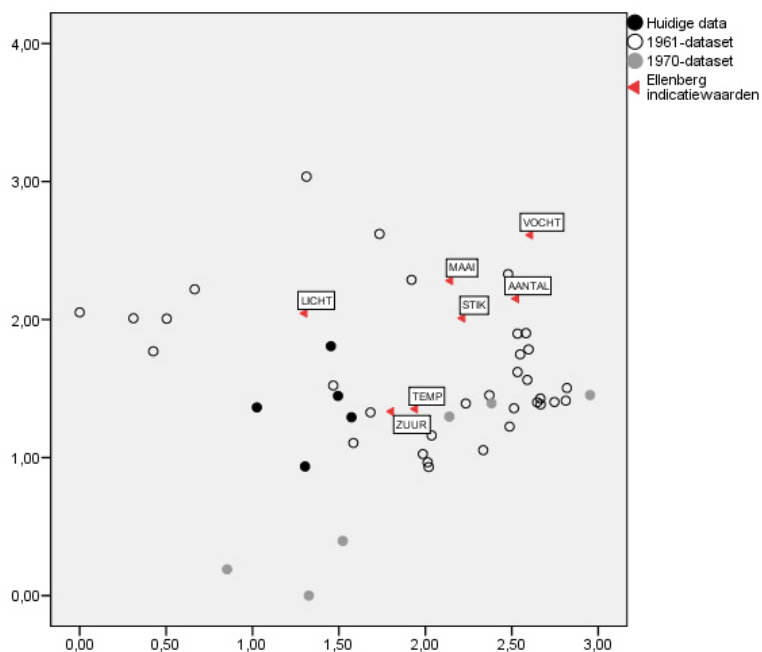
Popelmondedal	
Datasets	1961 (n=33) – 1970 (6) – 2007 (5)
Aantal soorten	23.6 (6.2) – 19.2 (3.9) – 22.4 (5.1)
Ellenberg indicatorwaarden	
- Licht	7.1 (0.2) – 7.2 (0.05) – 7.2 (0.2)
- Temperatuur	5.4 (0.2) – 5.5 (0.3) – 5.4 (0.1)
- Vocht	3.0 (0.3) – 3.8 (0.3) – 3.1 (0.1)
- Zuurgraad	6.8 (0.8) – 7.0 (0.4) – 7.0 (0.4)
- Maaigetal	5.0 (0.2) – 5.1 (0.3) – 5.2 (0.2)
- Stikstof	3.5 (0.3)a – 3.5 (0.7)a – 3.3 (0.3)b

Tabel 4.9 Synoptische tabel Popelmondedal (presentie-karakteristieke bedekking) van de opnamen uit 1961, 1970 en 2007. Tussen haakjes is het aantal opnamen per kolom weergegeven. Soorten die in slechts in een opname voorkomen: 1961: *Listera ovata* 3⁺, *Bromopsis erecta* 3⁺, *Campanula rotundifolia* 3⁺, *Centaurea cyanus* 3⁺, *Danthonia decumbens* 3², *Equisetum ervedense* 3², *Erigeron canadensis* 3², *Minuartia tenuifolia* 3⁺, *Nardus stricta* 3⁺, *Poa annua* 3⁺, *Rosa canina* 3⁺, *Sedum album* 3⁺, *Vicia hirsuta* 3⁺, *Tragopogon pratensis* 3⁺. 1970: *Elytrigia repens* 17^r. 2007: *Crepis capillaris* 20^r, *Diploxys muralis* 20⁺, *Fraxinus excelsior* 20^r, *Malva moschata* 20^r, *Medicago falcata* 20², *Polygonum aviculare* 20^r, *Rosa species* 20^r, *Silene vulgaris* 20⁺.

	1961 (33)		1970 (6)		2007 (5)	
<i>Achillea millefolium</i>	73	²	83	²	20	⁺
<i>Agrimonia eupatoria</i>	58	¹	67	⁺	60	⁺
<i>Agrostis capillaris</i>	.		33	⁺	100	¹
<i>Agrostis stolonifera</i>	.		50	¹	.	
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	21	⁺	.		.	
<i>Anthyllis vulneraria</i>	18	⁺	17	¹	.	
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	18	⁺	.		40	^r
<i>Arrhenatherum elatius</i>	.		33	⁺	100	¹
<i>Artemisia vulgaris</i>	6	⁺	.		.	
<i>Brachypodium pinnatum</i>	94	⁴	100	³	100	³
<i>Briza media</i>	58	⁺	17	¹	.	
<i>Calamagrostis epigejos</i>	.		.		40	⁺
<i>Calluna vulgaris</i>	6	⁺	.		.	
<i>Carduus nutans</i>	6	⁺	.		.	
<i>Carex flacca</i>	6	⁺	.		20	⁺
<i>Centaurea jacea</i>	.		83	^r	100	⁺
<i>Centaurea pratensis</i>	42	⁺	.		.	
<i>Centaurea scabiosa</i>	58	²	67	⁺	80	⁺
<i>Cerastium fontanum</i>	21	⁺	.		.	
<i>Cirsium acaule</i>	18	¹	17	^r	.	
<i>Convolvulus arvensis</i>	21	⁺	.		60	⁺
<i>Crataegus monogyna</i>	33	⁺	.		40	^r
<i>Dactylis glomerata</i>	36	⁺	.		60	⁺
<i>Daucus carota</i>	27	¹	100	⁺	100	⁺
<i>Echium vulgare</i>	33	²	.		40	²
<i>Festuca ovina</i>	15	¹	50	²	20	²
<i>Festuca pratensis</i>	.		.		100	⁺

	1961 (33)		1970 (6)		2007 (5)	
<i>Festuca rubra</i>	70	²	50	²	100	¹
<i>Galium verum</i>	55	⁺	50	⁺	.	
<i>Genista anglica</i>	18	⁺	.	.	.	
<i>Genista tinctoria</i>	36	¹	17	^r	.	
<i>Helianthemum nummularium</i>	42	¹	50	³	.	
<i>Helictotrichon pubescens</i>	82	²	17	⁺	40	⁺
<i>Hieracium pilosella</i>	33	⁺	50	¹	.	
<i>Hieracium umbellatum</i>	.		17	^r	20	^r
<i>Holcus lanatus</i>	42	⁺	.		20	²
<i>Hordeum murinum</i>	3	⁺	.	.	.	
<i>Hypericum perforatum</i>	33	⁺	17	⁺	20	⁺
<i>Hypochaeris radicata</i>	12	⁺	.	.	.	
<i>Knautia arvensis</i>	52	¹	100	¹	100	⁺
<i>Koeleria cristata</i>	42	¹	.	.	.	
<i>Koeleria macrantha</i>	.		33	^r	.	
<i>Leontodon hispidus</i>	36	¹	.	.	.	
<i>Leucanthemum vulgare</i>	21	⁺	.	.	.	
<i>Linaria vulgaris</i>	.		.	.	20	⁺
<i>Linum catharticum</i>	33	¹	50	⁺	.	
<i>Lolium perenne</i>	6	⁺	.	.	.	
<i>Lotus corniculatus</i>	67	²	67	⁺	.	
<i>Luzula campestris</i>	30	¹	.	.	.	
<i>Medicago lupulina</i>	52	¹	.	.	20	⁺
<i>Medicago sativa</i>	18	²	.	.	100	²
<i>Melilotus albus</i>	6	⁺	.	.	.	
<i>Ononis repens</i>	36	¹	33	²	.	
<i>Orchis militaris</i>	9	⁺	.	.	.	
<i>Origanum vulgare</i>	12	⁺	.	.	60	⁺
<i>Pimpinella saxifraga</i>	42	¹	50	^r	40	⁺
<i>Plantago lanceolata</i>	85	¹	83	¹	100	¹
<i>Plantago media</i>	48	⁺	33	⁺	.	
<i>Poa pratensis</i>	82	²	50	⁺	.	
<i>Polygala vulgaris</i>	36	⁺	.	.	.	
<i>Potentilla erecta</i>	55	⁺	17	^r	40	⁺
<i>Potentilla verna</i>	3	⁺	67	⁺	.	
<i>Primula veris</i>	9	¹	.	.	.	
<i>Prunus spinosa</i>	6	⁺	.	.	.	
<i>Quercus robur</i>	30	⁺	50	^r	.	
<i>Ranunculus bulbosus</i>	42	⁺	.	.	.	
<i>Reseda lutea</i>	12	¹	.	.	20	⁺
<i>Rhinanthus angustifolius</i>	.		33	⁺	.	
<i>Rhinanthus minor</i>	61	¹	.	.	.	
<i>Rosa rubiginosa</i>	6	⁺	.	.	.	
<i>Rubus species</i>	21	⁺	.	.	60	²
<i>Rumex acetosa</i>	45	¹	33	^r	.	
<i>Rumex acetosella</i>	6	¹	.	.	20	⁺

	1961 (33)		1970 (6)		2007 (5)	
Salix caprea	9	+	.		.	
Sanguisorba minor	88	1	100	2	100	2
Satureja acinos	12	1	.		.	
Scabiosa columbaria	33	+	50	1	40	r
Senecio jacobaea	6	+	.		20	r
Silene cucubalus	15	+	.		.	
Taraxacum officinale	6	+	.		.	
Thymus pulegioides	3	1	17	1	20	1
Trifolium pratense	45	1	.		.	
Trifolium repens	12	+	.		.	
Trisetum flavescens	33	1	50	+	20	+
Vicia sativa	24	+	.		.	
Viola canina	15	+	.		20	+



Figuur 4.5 DCA ordinatie van de Popelmonde-data met gecorreleerde afgeleide Ellenberg indicatorwaarden en het aantal soorten.

Kannerhei

Tabel 4.10 Weergegeven zijn de gemiddelden in beide datasets, met tussen haakjes de standaarddeviatie. De uitkomsten van de T-toets zijn in termen van significante veranderingen weergegeven (*: $p < 0.05$).

	Kannerhei
Datasets	1990 (n=9) – 2007 (n=7)
Aantal soorten	26.7 (3.1) – 27.9 (3.1) -
Ellenberg indicatorwaarden	
- Licht	7.1 (0.1) – 7.1 (0.1) -
- Temperatuur	5.6 (0.1) – 5.3 (0.1) *
- Vocht	3.4 (0.3) – 3.3 (0.2) -
- Zuurgraad	6.3 (0.3) – 6.2 (0.6) -
- Maaigetal	5.7 (0.4) – 5.4 (0.2) *
- Stikstof	3.4 (0.6) – 3.3 (0.2) *

Tabel 4.11 Synoptische tabel Kannerhei (presentie-karakteristieke bedekking) van de opnamen uit 1990 en 2007. Tussen haakjes is het aantal opnamen per kolom weergegeven. Soorten die in slechts in een opname voorkomen: 1990: *Bryonia dioica* 11^r, *Crataegus monogyna* 11^r, *Hieracium caespitosum* 11^r, *Leontodon autumnalis* 11^r, *Luzula campestris* 11^r, *Sambucus nigra* 11^r, *Arenaria serpyllifolia* 11^r, *Fraxinus excelsior* 11^r en *Veronica chamaedrys* 11^r. 2007: *Agrostis capillaris* 14⁺, *Stachys officinalis* 14⁺ en *Thymus pulegioides* 14⁺.

	1990 (9)		2007 (7)	
<i>Achillea millefolium</i>	100	+	100	+
<i>Agrimonia eupatoria</i>	33	r	14	r
<i>Agrostis stolonifera</i>	67	r	14	+
<i>Anisantha sterilis</i>	89	r	.	
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	22	r	.	
<i>Arrhenatherum elatius</i>	56	r	.	
<i>Brachypodium pinnatum</i>	56	2	100	2
<i>Briza media</i>	56	r	29	+
<i>Bromus hordeaceus</i>	22	r	.	
<i>Campanula rotundifolia</i>	.		71	+
<i>Carex caryophylla</i>	22	r	100	+
<i>Carex flacca</i>	33	r	100	2
<i>Centaurea jacea</i>	33	r	86	+
<i>Centaurea scabiosa</i>	.		14	+
<i>Cerastium arvense</i>	.		57	r
<i>Cerastium semidecandrum</i>	33	r	.	
<i>Cirsium acaule</i>	22	r	.	
<i>Cirsium arvense</i>	67	r	.	
<i>Cirsium vulgare</i>	33	+	.	
<i>Clematis vitalba</i>	11	r	29	r
<i>Convolvulus arvensis</i>	44	r	.	
<i>Crepis capillaris</i>	.		43	+
<i>Cuscuta epithymum</i>	.		14	+
<i>Cytisus scoparius</i>	.		29	+
<i>Dactylis glomerata</i>	56	r	.	
<i>Daucus carota</i>	22	r	100	+
<i>Echium vulgare</i>	.		14	+
<i>Festuca ovina</i>	89	+	100	2
<i>Festuca rubra</i>	33	r	100	1
<i>Galium pumilum</i>	44	r	.	
<i>Galium verum</i>	.		57	+
<i>Helictotrichon pubescens</i>	22	r	100	2
<i>Holcus lanatus</i>	89	+	86	1
<i>Hypericum dubium</i>	.		43	+
<i>Knautia arvensis</i>	56	+	100	+
<i>Leontodon hispidus</i>	33	1	43	+
<i>Leucanthemum vulgare</i>	.		14	+
<i>Linum catharticum</i>	22	r	71	+
<i>Lotus corniculatus</i>	100	r	100	+
<i>Medicago lupulina</i>	.		29	+
<i>Ononis repens</i>	.		29	+
<i>Origanum vulgare</i>	11	r	14	+
<i>Pimpinella saxifraga</i>	67	r	71	+
<i>Plantago lanceolata</i>	67	r	100	1
<i>Plantago major</i>	22	r	.	
<i>Plantago media</i>	44	r	.	
<i>Poa pratensis</i>	89	r	.	
<i>Poa trivialis</i>	33	r	.	
<i>Polygala vulgaris</i>	33	r	29	+
<i>Potentilla erecta</i>	.		43	+
<i>Potentilla verna</i>	56	r	29	+
<i>Primula veris</i>	33	r	29	r
<i>Prunus spinosa</i>	22	r	.	
<i>Quercus species</i>	11	r	43	r
<i>Ranunculus bulbosus</i>	33	r	43	+
<i>Ranunculus repens</i>	22	r	43	+

	1990 (9)		2007 (7)	
Rhinanthus minor	33	1	14	r
Rubus species	78	r	57	r
Rumex acetosa	67	r	.	
Rumex acetosella	.		71	+
Sanguisorba minor	67	r	86	1
Scabiosa columbaria	.		43	+
Sonchus oleraceus	56	r	.	
Taraxacum species	100	+	14	r
Trifolium dubium	56	1	.	
Trifolium pratense	.		86	+
Trifolium repens	22	r	.	
Trisetum flavescens	44	r	100	+
Verbascum species	67	r	.	
Vicia cracca	.		29	r
Vicia sativa	33	+	.	
Viola canina	33	r	14	+

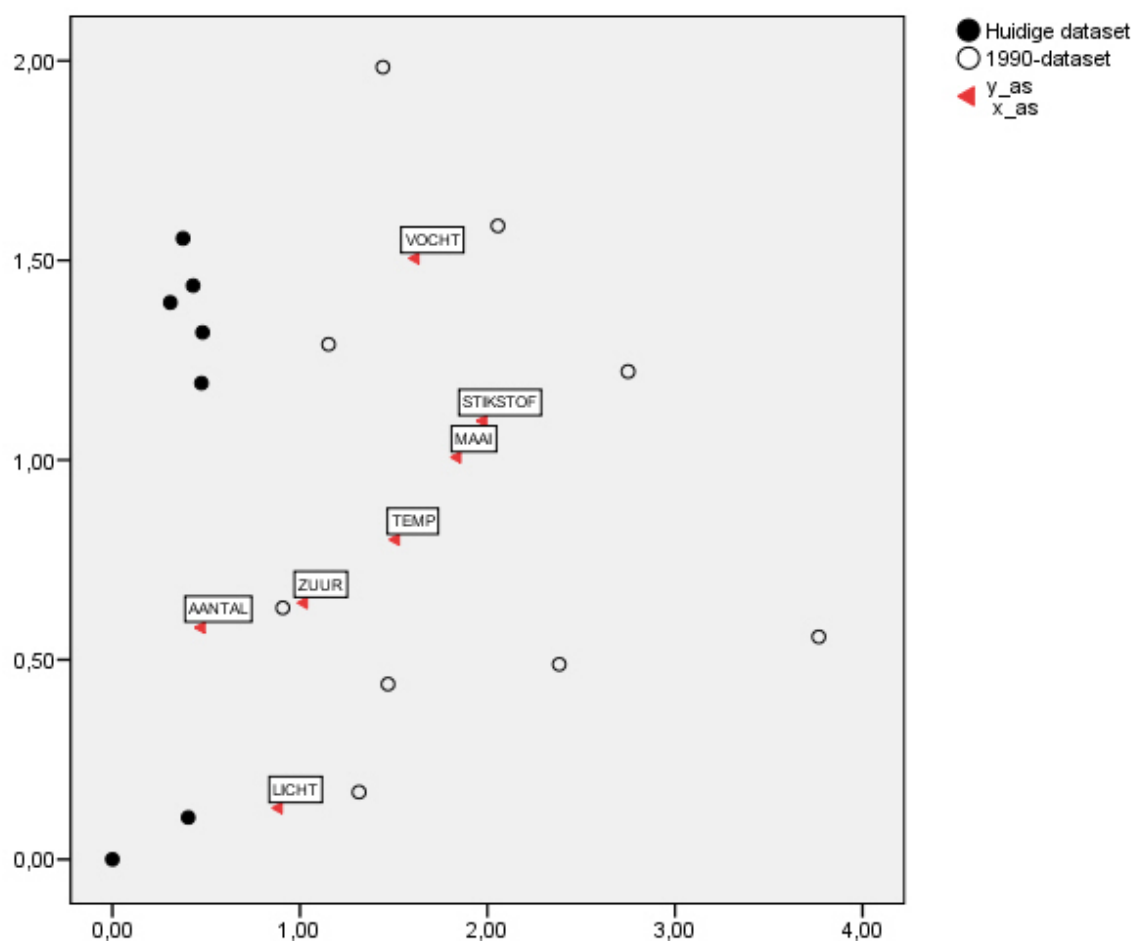
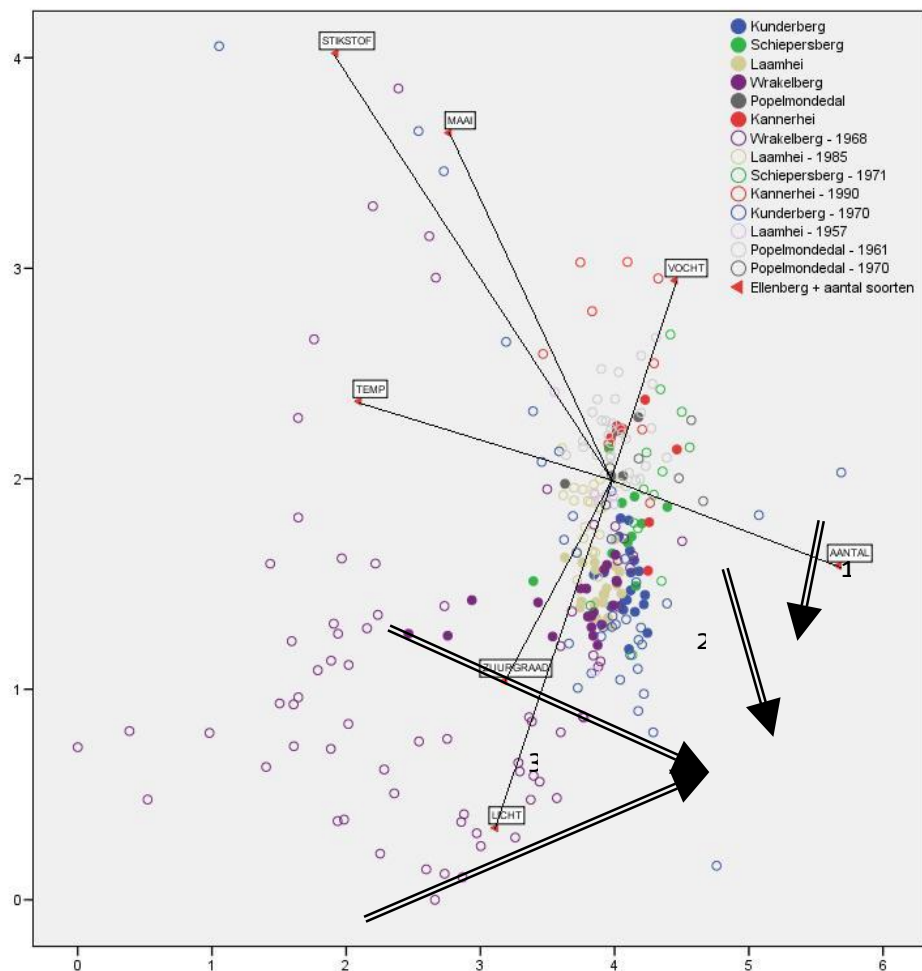
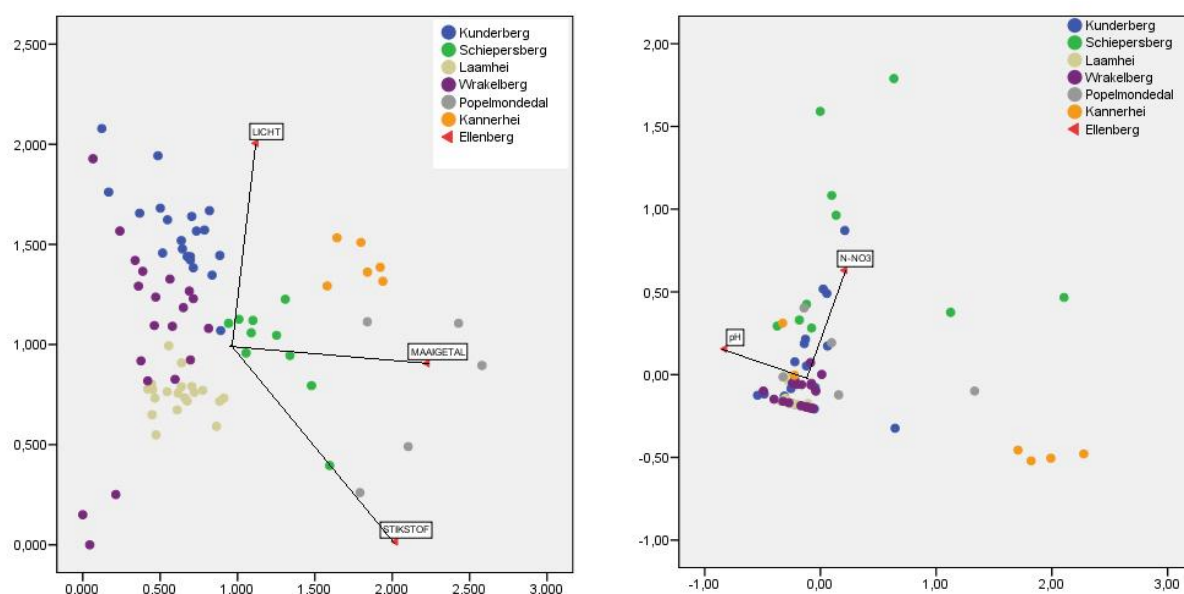


Fig 4.6 DCA ordinatie van de Kannerhei-data met gecorreleerde afgeleide Ellenberg indicatorwaarden en het aantal soorten.



Figuur 4.7 DCA-analyse van huidige en historische data



Figuur 4.8 DCA (indirecte analyse, alleen gebaseerd op de soortensamenstelling) met de Ellenberg indicatiewaarden voor Licht, Maaigetal en Stikstof (links) en rechts de CCA (directe analyse) waarbij alleen de significant bijdragende factoren (Stikstof in nitraat en pH zijn uitgezet).

Bijlage 5 GPS coördinaten vegetatie-transecten (bij 3.3)

De vijf vegetatietransecten zijn gemarkeerd met houten paaltjes in de hoeken en metalen spoeltjes. De coördinaten van de hoekpunten zijn hieronder weergegeven:

	x-coor	y-coor
Berghofweide		
linksboven	189.097	316.065
linksonder	189.094	316.082
rechtsboven	189.094	316.064
rechtsonder	189.091	316.030
Kannerhei		
linksboven	175.495	314.543
linksonder	175.481	314.545
rechtsboven		
rechtsonder	175.48	314.541
Bemelerberg		
linksboven	181.858	317.985
rechtsboven	181.863	317.987
linksonder	181.867	317.97
rechtsonder	181.871	317.973
Hoefijzer		
linksboven	182.306	317.791
rechtsboven	182.315	317.783
linksonder	182.297	317.789
rechtsonder	182.3	317.787
Schiepersberg		
linksboven	182.534	315.879
rechtsboven	182.532	315.877
linksonder	182.524	315.88
rechtsonder	182.526	315.878

Bijlage 6 Basisgegevens Bemelerberg 1977-2005 (bij 3.4)

Gebaseerd op de resultaten van identificatie en TWINSpan (Hill, 1979) kunnen er in beide jaren drie vegetatie-eenheden worden onderscheiden: bovenaan kiezelkopgraslanden, halverwege heischraal grasland en onderaan kalkgrasland. In Tabel 6.1 is de synoptische tabel van deze eenheden voor beide jaren weergegeven. De gehanteerde indeling in groepen is gebaseerd op de resultaten van Associa (Van Tongeren, 2000) en TWINSpan. In de laatste kolom zijn de significante trends per vegetatie-eenheid gemarkeerd. In totaal laten 29 soorten een positieve trend zien in 2005 ten opzichte van 1977. Hierbij zijn drie verschillende veranderingen te onderscheiden: 1) soorten komen in dezelfde vegetatie-eenheid voor, maar met hogere presentie. Voorbeelden hiervan zijn Zilverhaver (*Aira caryophyllea*) en Gewone vleugeltjesbloem (*Polygala vulgaris*), 2) soorten hebben zich over de gradiënt uitgebreid naar andere vegetatie-eenheden. Voorbeelden hiervan zijn Goudhaver (*Trisetum flavescens*) en Geelhartje (*Linum catharticum*), en 3) er zijn nieuwe soorten bijgekomen die een substantieel aandeel innemen. Voorbeelden hiervan zijn Echt duizend guldenkruid (*Centaurea erythraea*) en Veldzuring (*Rumex acetosa*). Van de 20 soorten die een afname laten zien, zijn de meeste in 2005 nog wel aanwezig, maar minder vaak. Voorbeelden hiervan zijn Zandblauwtje (*Jasione montana*) en Knoopkruid (*Centaurea jacea*). Daarnaast is er een groep van soorten die geheel zijn verdwenen. Hiertoe behoren ook de typische kalkgraslandsoorten Driedistel (*Carlina vulgaris*), Duifkruid (*Scabiosa columbaria*) en Ruige weegbree (*Plantago media*). Naar deze soorten is ook naast het transect zonder succes gezocht. Een duidelijke algemene trend lijkt echter niet aanwezig.

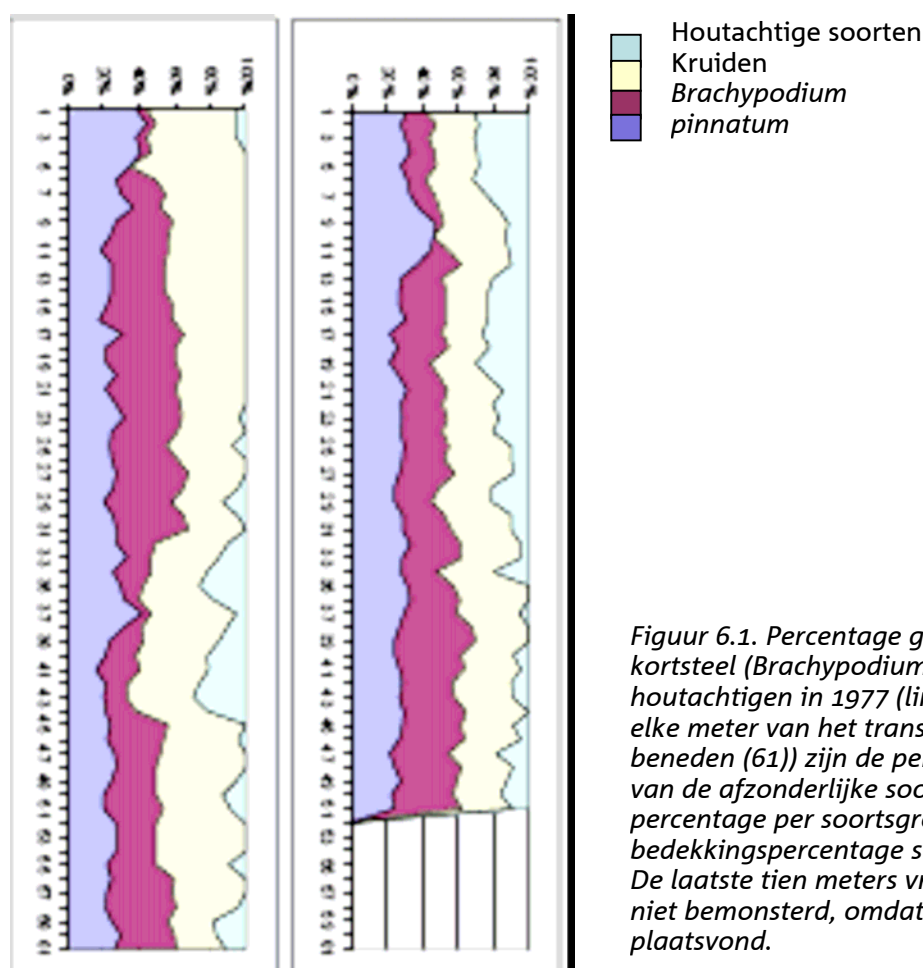
Tabel 6.1 Synoptische tabel van de opnamen uit beide jaren, ingedeeld in drie vegetatie-eenheden: TA = Thero-Airion, NG = Nardo-Galion en MB = Mesobromion erecti. Voor elke soort is de presentie, alsmede de karakteristieke bedekking (in superscript) weergegeven. Tussen haakjes is het aantal opnamen per kolom weergegeven. De uitkomsten van de chi-kwadraat toets zijn in termen van significante veranderingen weergegeven per vegetatietype in de laatste drie kolommen (++ of --: $p < 0.01$, + of -: $p < 0.05$).

Soorten die slechts in een van de 6 groepen voorkomen zonder significante trends (presentie-karakteristieke bedekking): 1977-TA: *Ulmus* species 9-1; 1977-BB: *Calluna vulgaris* 13-2, *Papaver rhoeas* 13-1 en *Arabidopsis thaliana* 6-1; 1977-GK: *Inula conyzae* 22-1, *Sonchus oleraceus* 9-1, *Myosotis arvensis* 4-1 en *Capsella bursa-pastoris* 4-1; 2005-TA: *Hedera helix* 8-1 en *Rubus fruticosus* ag. 8-1; 2005-BB: *Agrostis vinealis* 17-2, *Aira praecox* 8-3, *Rhinanthus species* 8-1, *Festuca pratensis* 8-1, *Fraxinus excelsior* 4-1, *Quercus robur* 4-1, *Dactylis glomerata* 4-2, *Carduus nutans* 4-2 en *Bromus hordeaceus* 4-1; 2005-GK: *Acer pseudoplatanus* 7-1, *Arrhenatherum elatius* 7-2; en *Helictotrichon pubescens* 7-2.

Vegetatietype	1977			2005			Sign. Trends		
	TA (22)	NG (16)	MB (23)	TA (13)	NG (24)	MB (14)	TA	NG	MB
Gem. aantal soorten (s.d.)	8 (2)	20 (6)	26 (3)	12 (2)	23 (4)	24 (2)			
Gem. Ellenberg maaian (s.d.)		4,8 (0,1)			5,1 (0,3)				
Gem. Ellenberg licht (s.d.)		7,1 (0,1)			7,3 (0,2)				
A. Soorten die zijn toegenomen									
<i>Aira caryophyllea</i>	5	2	6	1	39	2	8	3	+
<i>Danthonia decumbens</i>	18	1	100	9	13	2	85	4	++
<i>Stachys officinalis</i>	14	1	100	12	30	3	62	5	++
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	9	1	100	5	13	1	62	3	++
<i>Hieracium umbellatum</i>			75	2	9	1	31	2	++
<i>Cytisus scoparius</i>			19	2			100	19	++
<i>Carex caryophyllea</i>			56	2	91	1	39	5	++
<i>Thymus pulegioides</i>			13	3	78	3		5	++
<i>Leontodon hispidus</i>					4	1		4	++
<i>Linum catharticum</i>					74	1		3	++
<i>Trisetum flavescens</i>					83	1		3	+
<i>Ranunculus bulbosus</i>					17	1		2	+
<i>Rosa species</i>							8	1	+
<i>Galium pumilum</i>								2	+
<i>Polygala vulgaris</i>			6	1	17	1		2	++
<i>Cerastium fontan. s. vulgare</i>							15	2	++
<i>Rumex acetosa</i>							15	2	++
<i>Briza media</i>			13	1	9	1		3	++
<i>Hypochaeris radicata</i>	68	1	56	1			100	3	+
<i>Luzula campestris</i>	14	1	19	1			39	3	++
<i>Festuca rubra + ovina</i>	100	2	94	2	9	1	100	32	++
<i>Centaurium erythraea</i>								2	++
<i>Origanum vulgare</i>					4	4		2	++
<i>Ononis spinosa</i>								3	++
<i>Crepis capillaries</i>								2	++
<i>Senecio jacobea</i>								2	++
<i>Leucanthemum vulgare</i>								5	++
<i>Phleum pretense</i>								2	+
<i>Crataegus monogyna</i>	5	1	13	2	4	2		2	+
B. Soorten die zijn afgenomen									
<i>Hypericum perforatum</i>	68	1	38	2	13	2		3	--
<i>Jasione Montana</i>	100	50	56	2			77	2	-
<i>Rumex acetosella</i>	100	88	94	20			92	3	--
<i>Campanula rotundifolia</i>	18	5	100	2	61	1	23	3	--
<i>Lotus corniculatus</i>			100	3	100	4		3	--
<i>Rosa rubiginosa</i>			44	1	35	2		2	--
<i>Rubus caesius</i>			31	6	17	5			--
<i>Centaurea jacea</i>			69	4	100	8		2	--
<i>Carlina vulgaris</i>	18	1	31	1	100	8			--
<i>Hieracium pilosella</i>	91	10	100	34	87	20	92	4	-
<i>Scabiosa columbaria</i>					87	1		3	--
<i>Verbascum Thapsus</i>					48	1			--
<i>Plantago media</i>					39	2			--
<i>Koeleria macrantha</i>			31	1	70	2		2	--
<i>Arabis hirsuta s. hirsute</i>			6	1	100	2		2	--
<i>Daucus carota</i>			44	1	100	4		2	--
<i>Poa pratensis</i>					96	10		2	--
<i>Arenaria serpyllifolia</i>			31	1	100	51		2	--
<i>Medicago lupulina</i>	5	1			87	2		2	--
<i>Prunus spinosa</i>			6	1	26	12		1	-
C. Soorten die geen duidelijke trend laten zien									
<i>Potentilla verna</i>			6	1	96	24		4	+
<i>Agrostis stolonif. + capillaris</i>	100	22	100	24	91	1	100	8	-
<i>Brachypodium pinnatum</i>	96	43	100	50	100	32	92	11	
<i>Galium verum</i>	9	1	38	1	44	1		3	

Vegetatietype	1977			2005			Sign. Trends		
	TA (22)	NG (16)	MB (23)	TA (13)	NG (24)	MB (14)	TA	NG	MB
Gem. aantal soorten (s.d.)	8 (2)	20 (6)	26 (3)	12 (2)	23 (4)	24 (2)			
Gem. Ellenberg maaien (s.d.)		4,8 (0,1)			5,1 (0,3)				
Gem. Ellenberg licht (s.d.)		7,1 (0,1)			7,3 (0,2)				
<i>Achillea millefolium</i>		50 ²	52 ¹	15 ³	38 ²	79 ²			
<i>Plantago lanceolata</i>		63 ²	96 ¹	15 ²	88 ⁷	100 ⁶			
<i>Pimpinella saxifraga</i>		81 ¹	96 ¹	8 ²	92 ²	93 ²			
<i>Sanguisorba minor</i>		44 ²	100 ¹⁴		67 ⁶	100 ¹¹			
<i>Taraxacum species</i>			65 ¹		4 ¹	43 ²			
<i>Agrimonia eupatoria</i>			57 ¹		8 ²	36 ¹			
<i>Echium vulgare</i>			30 ¹		4 ²	21 ²			
<i>Poa compressa</i>					4 ²	7 ²			
<i>Acer campestre</i>					4 ²	7 ¹			

Ook in het bedekkingspercentage kruiden, houtachtigen, grassen en Gevinde kortsteel *Brachypodium pinnatum* per opname zijn geen duidelijke verschillen tussen 1977 en 2005 waargenomen (Fig. 6.1). Wel lijken er in 2005 meer houtachtige soorten voor te komen. Bij nadere bestudering gaat het hier vooral om Brem (*Cytisus scoparius*). Toename van deze soort kan wellicht worden verklaard door klimaatverandering: er komen steeds minder strenge winters voor. Juist Brem kan niet goed tegen strenge vorst. Opvallend is dat het aandeel Gevinde kortsteel niet is veranderd.



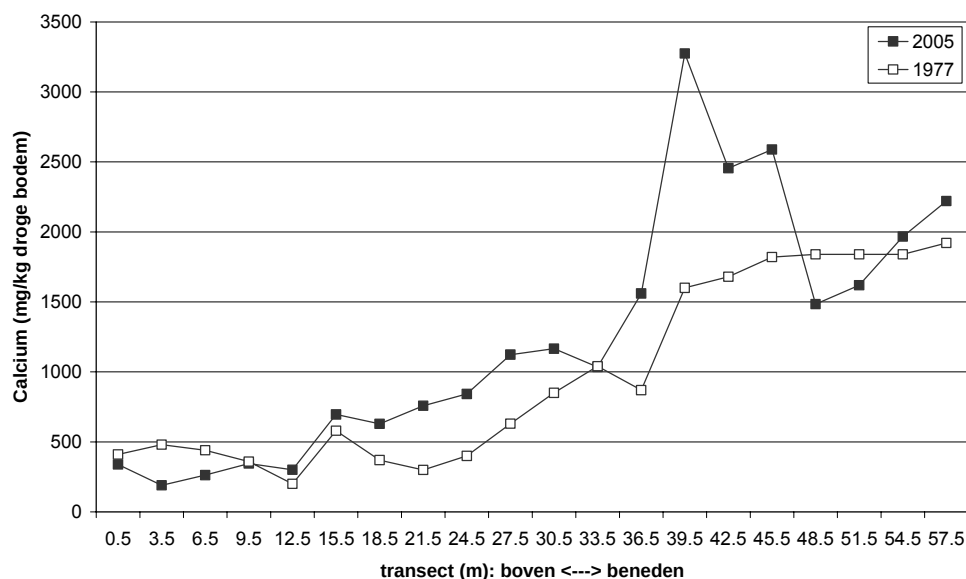
Figuur 6.1. Percentage grasachtigen, Gevinde kortsteel (*Brachypodium pinnatum*), kruiden en houtachtigen in 1977 (links) en 2005 (rechts). Voor elke meter van het transect (van bovenaan (1) naar beneden (61)) zijn de percentages (aandeel in %) van de afzonderlijke soorten verrekend tot een percentage per soortsgroep, waarbij het totale bedekkingspercentage steeds op 100% is gesteld. De laatste tien meters vna het transect zijn in 2005 niet bemonsterd, omdat er reeds begrazing plaatsvond.

Chemische analyse van de bodemkenmerken laat een aantal opmerkelijke resultaten zien met grote verschillen tussen de afzonderlijke gemeten bodemelementen. Zo bleek er tussen de twee onderzoeksjaren geen duidelijk verschil te zijn voor de parameters calcium (Fig. 6.2) en conductiviteit (geleidbaarheid; niet getoond). Het calciumgehalte loopt in beide jaren van minder dan 500 mg/kg droge bodem min of meer geleidelijk op naar omstreeks 2000 mg/kg droge bodem in het transect. De conductiviteit is in beide jaren de eerste 36 m relatief stabiel (rond de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$) en loopt vervolgens op tot 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Het kaliumgehalte was in beide jaren zeer variabel over de verschillende meetpunten langs het transect (niet getoond). In 1977 bleef de $\text{pH}_{(\text{NaCl})}$ in 1977 de eerste 36 m onder 4, waarna een snelle stijging volgde tot pH 6,5, waarna de pH rond de 6,5 varieerde. In 2005 verliep de pH veel geleidelijker van 4 tot 7,5. Bovendien was de pH in 2005 hoger (Fig. 6.3). Het nitraatgehalte (incl. nitriet) in de bodem was veel hoger in 2005, waarbij de hoogste waarden bovenaan het transect werden gemeten (Fig. 6.4). Deze verhoging is waarschijnlijk veroorzaakt door depositie van stikstof uit de lucht (VAN DAM, 1990) en uitspoeling van nitraat uit op het plateau gelegen landbouwgronden. Fosfaat was halverwege (NARDO-GALION) en onderaan het transect (MESOBROMION) hoger in 2005 (Fig. 6.5). Ten opzichte van de situatie in 1977, toen het grasland in de meest verruigde conditie verkeerde, zijn de bodemcondities in 2005 voedselrijker: zowel nitraat- als fosfaatgehaltes zijn hoger.

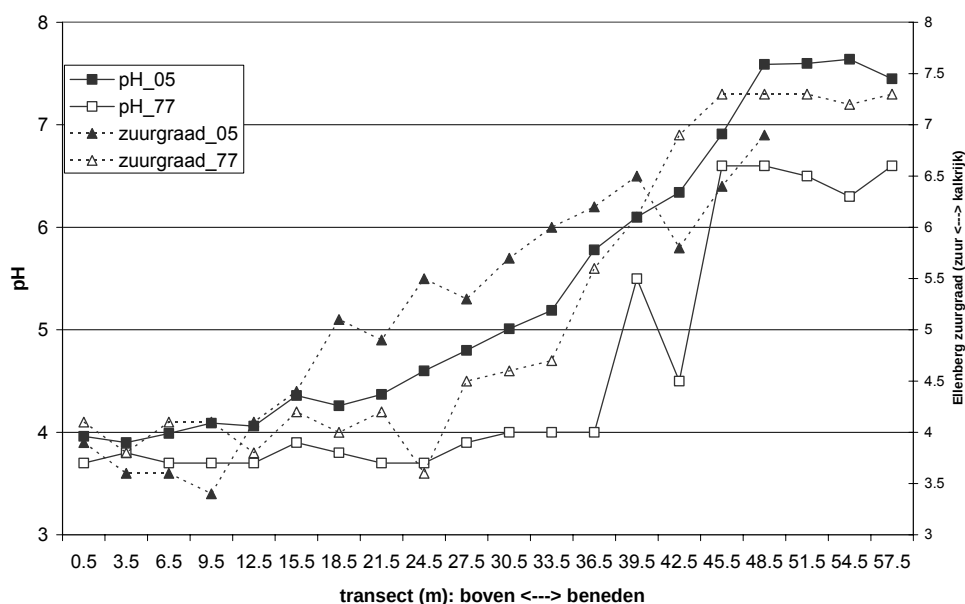
Ellenberg indicatiewaarden

Voor de parameters zuurgraad, nutriëntenrijkdom, licht en maaien zijn gemiddelde Ellenbergwaarden berekend per opname. De indicatie van de zuurgraad, gebaseerd op de soorten van de opnamen, volgt in beide jaren dezelfde trend als de gemeten pH van de bodem (Fig. 6.3). De Ellenbergwaarde voor nutriëntenrijkdom (Fig. 6.4) is in 2005 significant hoger dan in 1977 en wijst, net als de gemeten nitraat- en fosfaatgehalten in de bodem, op een toename aan nutriënten in de afgelopen 28 jaar die invloed heeft gehad op de samenstelling van de vegetatie. De significante verhoging van de gemiddelde Ellenbergwaarden voor licht en maaien (Tab. 6.1) zijn goed te verklaren aan de hand van het opnieuw instellen van beweidingsbeheer en hangen veelal met elkaar samen: soorten die goed gedijen bij een maai- of graasbeheer, hebben logischerwijs ook veel zonlicht nodig.

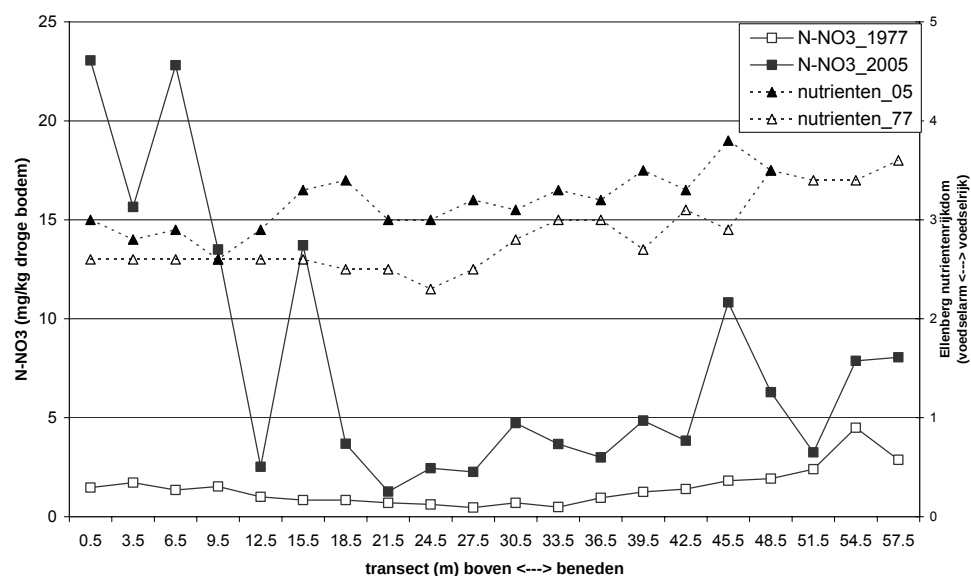
Het onderzochte transect betreft slechts een smalle graslandstrook in het terrein en dit weerspiegelt uiteraard niet de volledige variatie aan begroeiingen. Daarbij is de locatiekeuze in 1977 mogelijk bepaald door het feit dat juist hier nog de beste restanten grasland voorkwamen, met andere woorden dat andere delen van het grasland op de helling in ernstigere mate verruigd en vervilt waren. Vanuit een beheersevaluatie bezien is de vraag dan gerechtvaardigd of het transect representatief was voor de toestand van de gehele helling in 1977. Verder is de wederinvoer van de schapenbeweidings vooraf ook van betekenis geweest voor de pionierbegroeiingen op de rotsrichels en de ruderaal kalkvegetatie aan de voet van de mergelgroeven (Hillegers, 1983b). De open en warmteminnende gemeenschappen op de kalkrotsen hebben rechtsreeks geprofiteerd van het kappen en verwijderen van bomen en struiken.



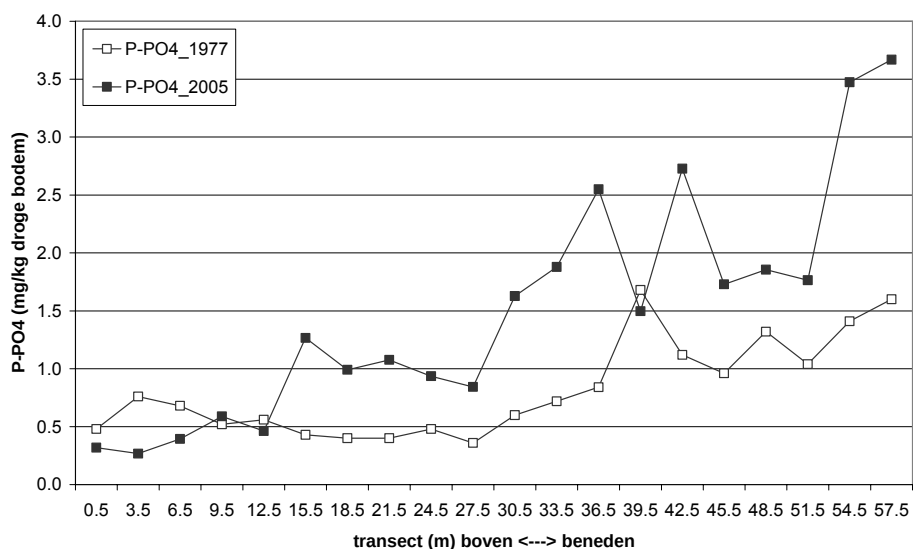
Figuur 6.2 De hoeveelheid calcium_(NaCl) gemeten in het transect in 1977 en 2005.



Figuur 6.3 Gemeten pH_(NaCl) (zwarte lijn, vierkanten, linker y-as) en Ellenberg indicatiewaarde voor zuurgraad (stippellijn, driehoeken, rechter y-as) in het transect in 1977 en 2005. Van de laatste tien meters van het transect zijn in 2005 geen opnamen gemaakt, doordat er al schapenbegrazing had plaatsgevonden. Hiervan kon dus ook geen Ellenbergwaarde worden berekend. De gemeten pH waarden in 2005 zijn significant hoger dan in 1977 (ANCOVA, $p < 0.05$).



Figuur 6.4 Gemeten $N-NO_3(NaCl)$ (zwarte lijn, vierkanten, linker y-as) en Ellenbergwaarde voor nutriëntenrijkdom (stippellijn, driehoeken, rechter y-as) in het transect in 1977 en 2005. De laatste drie punten van nutriëntenrijkdom in 2005 ontbreken, omdat hier in 2005 geen opnamen zijn gemaakt (zie figuur 6). Beide data zijn significant hoger in 2005 (resp. ANOVA en ANCOVA, $p < 0,05$).



Figuur 6.5 De $P-PO4_{(NaCl)}$ gemeten in het transect in 1977 en 2005. De waarden van $P-PO4$ in 2005 zijn significant hoger dan die in 1977 (ANOVA, $p < 0,05$).

Bijlage 7 Basisgegevens dagvlinders (bij 4.2)

Dagvlinderdata totaal

1 = aantal individuen 1-5; 2 = 6-20 individuen; 3 = 21-50 individuen; 4 = 51-100 individuen; 5 = >100 individuen.

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Ah	Bü	Ha	Th	Bem	Bh	Kun	Laam	SP	Wra
<i>Aglais urticae</i>	Kleine vos	2	1	2	1	1	1	1		1	
<i>Anthocharis cardamines</i>	Oranjetipje		1	2		1		1			
<i>Aphantopus hyperantus</i>	Koevinkje	1	2	4	3	2	1	1	2	2	1
<i>Aporia crataegi</i>	Groot geaderd witje	1		1							
<i>Araschnia levana</i>	Landkaartje	1		1							
<i>Argynnis aglaja</i>	Grote parelmoervlinder			1							
<i>Argynnis paphia</i>	Keizersmantel	1		1							
<i>Callophrys rubi</i>	Groentje			1		1				1	
<i>Carterocephalus palaemon</i>	Bont dikkopje			1							
<i>Celastrina argiolus</i>	Boomblauwtje				1	1					
<i>Coenonympha arcania</i>	Tweekleurig hooibeestje			2							
<i>Coenonympha pamphilus</i>	Hooibeestje	3	4	4							1
<i>Colias croceus</i>	Oranje luzernevlinder	1		1	1	2	1			1	2
<i>Colias hyale</i>	Gele luzernevlinder	3	2	4		2		1		1	2
<i>Cupido minimus</i>	Dwergblauwtje	1	2	2							
<i>Erebia medusa</i>	Voorjaarserebia	1									
<i>Erynnis tages</i>	Bruin dikkopje	1	1	1	1						1
<i>Gonepteryx rhamni</i>	Citroenvlinder	1	1	1			1				
<i>Hamearis lucina</i>	Sleutelbloemvlinder			1							
<i>Inachis io</i>	Dagpauwoog	1	1	2		1	1		1	1	1
<i>Issoria lathonia</i>	Kleine parelmoervlinder	2		2							
<i>Lasiommata megera</i>	Argusvlinder	2	2	2		1					1
<i>Leptidea sinapis</i>	Boswitje	1		1	3					2	
<i>Lycaena phlaeas</i>	Kleine vuurvvlinder	1		1		2	1	1	1	2	1
<i>Maculinea arion</i>	Tijmblauwtje	1									
<i>Maniola jurtina</i>	Bruin zandoogje	3	5	5	5	5	4	5	5	4	5
<i>Melanargia galathea</i>	Dambordje	4	5	5	5						
<i>Melitaea cinxia</i>	Veldparelmoervlinder				3						
<i>Neozephyrus quercus</i>	Eikenpage									1	
<i>Nymphalis polychloros</i>	Grote vos			1							
<i>Ochlodes faunus</i>	Groot dikkopje	1	1	2	2	1		1	2		2
<i>Papilio machaon</i>	Koninginnepage	1	1	1	1	2	1		1	2	1
<i>Pararge aegeria</i>	Bont zandoogje			1							
<i>Pieris brassicae</i>	Groot koolwitje	1	1	2	1	1		1	1	1	1
<i>Pieris napi</i>	Klein geaderd witje	1	1	2	1	2	1	1	1	1	2
<i>Pieris rapae</i>	Klein koolwitje	2	4	4	5	5	3	3	3	4	4

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Ah	Bü	Ha	Th	Bem	Bh	Kun	Laam	SP	Wra
<i>Plebeius agestis</i>	Bruin blauwtje	1	3	2	2					2	
<i>Polygonia c-album</i>	Gehakkelde aurelia			1	2	1	1	1			
<i>Polyommatus coridon</i>	Bleek blauwtje	4	5	2							
<i>Polyommatus icarus</i>	Icarusblauwtje	3	2	2	3	4	3	4	3	4	4
<i>Polyommatus semiargus</i>	Klaverblauwtje									1	
<i>Pyrgus malvae</i>	Aardbeivlinder	1	1	2							
<i>Pyronia tithonus</i>	Oranje zandoogje		3	2	1						
<i>Satyrus pruni</i>	Pruimenpage			1							
<i>Spialia sertorius</i>	Kalkgraslanddikkopje	1	3	1							
<i>Thecla betulae</i>	Sleedoornpage				1						
<i>Thymelicus acteon</i>	Dwergdikkopje		1	2							
<i>Thymelicus lineola</i>	Zwartsprietdikkopje	2	1	1		1			1		
<i>Thymelicus sylvestris</i>	Geelsprietdikkopje	2	1	2		1	1				
<i>Vanessa atalanta</i>	Atalanta		1	1	1	1	1		1	1	1
<i>Vanessa cardui</i>	Distelvlinder	1	2	3	2	2	2	1	1	1	2

Dagvlinderdata transecten

Totaal aantal waarnemingen. Per transect is aangegeven hoe vaak de route is gelopen.

Nederlandse naam	Ah	Bu	A Bu	D Ha	B Ha	C Th	B Th	D Bem	C Bem	F Bh	Kun	Laam	SP	Wra
	4	4	4	4	3	4	4	3	4	4	5	4	5	4
Kleine vos	1													
Oranjetipje				1										
Koelvinkje						1								
Tweekleurig hooibeestje				2										
Hooibeestje	1	1	1	1	1									
Oranje luzernevlinder								1						
Gele luzernevlinder				1	3									
Dwergblauwtje		1												
Dagpauwoog									1					
Argusvlinder		1												
Boswitje						1							1	
Kleine vuurvlinder													1	
Bruin zandoogje	1	5	3	1	2	19	6	6	4	2	1	4	6	2
Dambordje	4	10	3	1	6	8	4							
Veldparelmoervlinder						1	1							
Koninginnepage						1							2	
Klein geaderd witje				1						1				
Klein koolwitje		3		1		12		3	3	1	1	1	8	1
Bruin blauwtje		1		2										
Bleek blauwtje	4	1	2											
Icarusblauwtje	1							3	2	1	2	2	3	
Kalkgraslanddikkopje		1	1											
Zwartsprietdikkopje								1						
Geelsprietdikkopje	1													
Distelvlinder							1							1

Bijlage 8 Basisgegevens mieren (bij 4.3)

Het getal geeft aan in hoeveel van de vier potvalseries in het hellingschraalland de soort gevonden is. Met x gemarkeerde soorten zijn niet in deze vier series gevonden maar wel elders in het terrein. * alleen geslachtsdieren zijn aangetroffen.

Wetenschappelijke naam	Ah	Bu	Ha	Thi	Bem	Bh	Kun	Laa	SP	Wra
<i>Anergates atratulus</i>				1*						
<i>Formica cunicularia</i>	3	2	1	3	4	3	3	4	4	4
<i>Formica fusca</i>	x	1	3							
<i>Formica lusatica</i>		4	x						3	
<i>Formica polyctena</i>	x									
<i>Formica pratensis</i>	x*	3	1	1						
<i>Formica rufibarbis</i>	3	2	4	3	3		1	1	3	3
<i>Formica sanguinea</i>	2	3	3							
<i>Lasius alienus</i>	2	4	4	4	4	1	x			1
<i>Lasius brunneus</i>			x*							
<i>Lasius distinguendus</i>			1*	2*						
<i>Lasius flavus</i>	4	2	2	2	4	4	4	4	4	4
<i>Lasius fuliginosus</i>		1	1*	1*	x*	1*	x*			1*
<i>Lasius jensi</i>				3					1	
<i>Lasius meridionalis</i>			2*					1*		1*
<i>Lasius mixtus</i>	1*							1*	1*	1*
<i>Lasius niger</i>	2	1*	1	3*	2	3	3	3	4	4
<i>Lasius platythorax</i>	x		1					3		x
<i>Lasius sabularum</i>			2*	3	2					2*
<i>Lasius umbratus</i>	2*	1	2*	4	2	1*	1	2*	2*	1*
<i>Myrmecina graminicola</i>	x	2	2	3	2	4	3	4	4	3
<i>Myrmica karavajevi</i>	2*									
<i>Myrmica lobicornis</i>	x		1							
<i>Myrmica rubra</i>			1	1	2	2	1	2		3
<i>Myrmica ruginodis</i>	1	1*	1*	1	1		x	x		x
<i>Myrmica sabuleti</i>	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
<i>Myrmica scabrinodis</i>	3	1	3	1	3	3	4	4	3	2
<i>Myrmica schencki</i>	1	2	3	3	4	1	1	1	2	x
<i>Myrmica specioides</i>	1		1							
<i>Ponera coarctata</i>	x				1				2	x
<i>Solenopsis fugax</i>				3	1					
<i>Stenamma debile</i>		1*		1	1*			1		x
<i>Tapinoma ambiguum</i>			4							
<i>Tapinoma erraticum</i>	3	4			4	1		3		1
<i>Temnothorax interruptus</i>		1	x	1						
<i>Temnothorax nylanderi</i>								x		x
<i>Tetramorium caespitum</i>	2		x	2	1*					2*
<i>Tetramorium impurum</i>				x	1				4	x

Bijlage 9 Basisgegevens sprinkhanen (bij 4.4)

Sprinkhaandata totaal

1 = aantal individuen 1-5; 2 = 6-20 individuen; 3 = 21-50 individuen; 4 = 51-100 individuen; 5 = >100 individuen.

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Ah	Bü	Ha	Th	Bem	Bh	Kun	Laam	SP	Wra
<i>Chorthippus biguttulus</i>	Ratelaar	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
<i>Chorthippus brunneus</i>	Bruine Sprinkhaan				2					5	
<i>Chorthippus parallelus</i>	Krasser	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
<i>Chrysochraon dispar</i>	Gouden Sprinkhaan	3		3	4	3					
<i>Conocephalus discolor</i>	Zuidelijk Spitskopje					5	1	5	2	3	2
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Gewoon Spitskopje			1		1		1	1		1
<i>Decticus verrucivorus</i>	Wrattenbijter	2									
<i>Gryllus campestris</i>	Veldkrekel					2					
<i>Leptophyes punctatissima</i>	Struiksprinkhaan			1	2	1	1		1		1
<i>Meconema thalassinum</i>	Boomsprinkhaan								1		
<i>Metrioptera bicolor</i>	Lichtgroene Sabelsprinkhaan	5	5	5		1					
<i>Metrioptera brachyptera</i>	Heidesabelsprinkhaan		1								
<i>Metrioptera roeselii</i>	Greppelsprinkhaan	1	1	3							
<i>Nemobius sylvestris</i>	Boskrekel			2							
<i>Oedipoda caerulea</i>	Blauwvleugelsprinkhaan				2						
<i>Omocestus rufipes</i>	Negertje			4	5	5					
<i>Omocestus viridulus</i>	Wekkertje	1		1							
<i>Phaneroptera falcata</i>	Sikkelsprinkhaan		5	1	5	4	2	2	1	1	5
<i>Pholidoptera griseoaptera</i>	Bramesprinkhaan		5	4	5	4	2	4	4	4	5
<i>Stenobothrus lineatus</i>	Zoemertje	5	5	5	1			3			3
<i>Stenobothrus stigmaticus</i>	Schavertje					1					
<i>Tetrix subulata</i>	Zeggedoorntje						1		1		
<i>Tetrix tenuicornis</i>	Kalkdoorntje	1		1	2	1		1	1	2	1
<i>Tetrix undulata</i>	Gewoon Doorntje						2		1		
<i>Tettigonia viridissima</i>	Grote Groene Sabelsprinkhaan	2	2	3	4	4	2	3	3	4	5

Sprinkhaandata transecten

Totaal aantal waarnemingen van twee bezoeken (juni en eind augustus/begin september).

Nederlandse naam	Ah A	Bu A	Bu D	Ha B	Th B	Th D	Bem F	Bh C	Kun A	Laam A	SP B	Wra C
Ratelaar	88	191	217	93	72	101	155	94	42	5	38	49
Bruine sprinkhaan											2	
Krasser	1	3	3		673	8	64	35	7	92	33	20
Zuidelijk spitskopje							1		24	2	3	6
Veldkrekel							1					
Struiksprinkhaan					1							
Lichtgroene sabelsprinkhaan	3	12	42	5								
Heidesabelsprinkhaan		1										
Negertje					12	9	3					
Sikkelsprinkhaan		2	3		3	1					4	15
Bramesprinkhaan					5						1	
Zoemertje	119	147	199	114					6			4
Kalkdoorntje						1						
Grote groene sabelsprinkhaan		1	1		3	1	3		3	5	6	9

Bijlage 10 Basisgegevens loopkevers (bij 4.5)

Totaal aantal waarnemingen in potvallen per terrein. 1 = aantal individuen 1-5; 2 = 6-20 individuen; 3 = 21-50 individuen; 4 = 51-100 individuen; 5 = >100 individuen.

Wetenschappelijke naam	Ah	Bü	Ha	Th	Bem	Bh	Kun	Laam	SP	Wra
Abax ovalis	1									
Abax parallelepipedus	4	1	1	1	3		2		1	3
Agonum muelleri			1						1	1
Agonum viduum						1				
Amara aenea	3	5	2	2	3	1	1	3	3	1
Amara anthobia					1					
Amara aulica						1				1
Amara bifrons								1		
Amara communis	3	1	4		2	5	1	1	1	2
Amara convexior	3	2	2	1	3	4	2	2	1	5
Amara convexiuscula										1
Amara curta									1	1
Amara equestris		4				1				
Amara eurynota										1
Amara familiaris	1	2	1	1		1	1			1
Amara lunicollis	2	5	2			1	1	1		1
Amara montivaga		1					1			2
Amara nitida			4				4	1		
Amara ovata				1					1	
Amara plebeja		2	1	1		2	2			2
Amara similata		1	2	2	1	1	1	1	1	2
Anchomenus dorsalis		1				1	1			2
Anisodactylus binotatus		1	1							
Badister bullatus	3	2	2	1	2	2	2	2	2	2
Badister sodalis								1		
Bembidion lampros		1	1	1	2	1	1	1	1	
Bembidion obtusum		1	1						1	
Bembidion properans		2	1			1			1	
Bembidion quadrimaculatum					1					
Bembidion tetracolum									1	1
Brachinus crepitans	1									5
Bradycellus verbasci										1
Calathus fuscipes	5	5	1	3	5	1	3	4		5
Calathus melanocephalus		3						1		
Carabus auratus		2	5			5	4		4	5
Carabus cancellatus					1					
Carabus convexus	3			2	1					
Carabus coriaceus		1	1	2		1			1	4
Carabus monilis		4	4	5	3	1	1			5
Carabus nemoralis	2	3	3	1	3	2	1			2
Carabus problematicus		1	2	1	1					
Carabus violaceus		2	1	1		1	1	2	3	5
Cicindela campestris	3	5			4			2	2	1
Cychrus attenuatus					1					

Wetenschappelijke naam	Ah	Bü	Ha	Th	Bem	Bh	Kun	Laam	SP	Wra
Demetrias atricapillus										1
Dyschirius globosus			2				1			
Harpalus affinis	1	2		1				1		1
Harpalus anxius		5								
Harpalus attenuatus									1	
Harpalus dimidiatus				2	4					
Harpalus distinguendus		1								
Harpalus latus	2	4	1				1	1	2	3
Harpalus pumilus										1
Harpalus rubripes	1	4	1	2	3	1	1	2	4	2
Harpalus rufipalpis		5								
Harpalus signaticornis					1					
Harpalus tardus		5		1	1			2	4	1
Laemostenus terricola					1					1
Leistus ferrugineus		1								1
Leistus spinibarbis						1				1
Loricera pilicornis		1				1			1	1
Microlestes maurus	1			2	2					1
Microlestes minutulus				1						
Molops piceus	1									
Nebria brevicollis		1	5			1	1		1	3
Nebria salina								1		1
Notiophilus aquaticus	1									
Notiophilus biguttatus						1				1
Notiophilus palustris	1	1			1	1	2			1
Notiophilus substriatus					1					
Ophonus ardosiacus			1	1						1
Ophonus azureus					1					
Ophonus nitidulus						1	1			1
Ophonus puncticeps	1	3		1		2	1	5	5	2
Ophonus puncticollis	1					2				1
Ophonus rufibarbis	1								1	
Panagaeus bipustulatus	1	1		1	1					1
Panagaeus cruxmajor			2							2
Parophonus maculicornis		5				1	1	2	3	3
Poecilus cupreus	2	4	3	3	2	4	2	3	4	4
Poecilus versicolor	3	5	5	1	1	4	2	1	1	2
Pseudoophonus rufipes	1	5	2	1		2	1	2	1	1
Pterostichus madidus	5	5	2	2	5	1		5	2	5
Pterostichus melanarius		1				1				2
Pterostichus nigrita			1							
Pterostichus ovoideus			1				1			4
Pterostichus strenuus			1							2
Pterostichus vernalis		2	1			1				1
Stenolophus teutonius		1					1			
Stomis pumicatus			1							
Syntomus foveatus		3			3			1	3	
Synuchus vivalis		1			1			1		
Trechus obtusus										1
Trechus quadristriatus	1								1	1
Trechus rubens										1
Trichotichnus nitens	1						1			

Bijlage 11 Basisgegevens wantsen (bij 4.5)

Totaal aantal waarnemingen in potvallen per terrein. 1 = aantal individuen 1-5; 2 = 6-20 individuen; 3 = 21-50 individuen; 4 = 51-100 individuen; 5 = >100 individuen.

Wetenschappelijke naam	Ah	Bü	Ha	Th	Bem	Bh	Kun	Laam	SP	Wra
Acalypta carinata								1		
Acalypta marginata	4	1	3	1						
Acalypta parvula	1	1			1				1	1
Adelphocoris lineolatus				1						1
Adelphocoris quadripunctatus										1
Adelphocoris seticornis					1		1			
Aelia acuminata		1							1	
Aellopus atratus		2							3	
Agramma laetum		1		1						
Alydus calcaratus		2								3
Anthocoris nemoralis										1
Bathysolen nubilus									1	
Beosus maritimus		3								
Berytinus hirticornis				1						
Berytinus minor					1			1		1
Berytinus signoreti	1			1						1
Campylomma verbaschi				3					1	
Campyloneura virgula		1								
Campylosteira verna				1				1		
Capsus ater			1				1			1
Catoplatus fabricii										2
Ceraleptus lividus				1						
Ceratocombus coleoptratus							1			1
Chlamydatus saltitans		1								
Coranus subapterus	1									
Coreus marginatus		1	1							
Coriomeris denticulatus		2			1			2	2	1
Derephysia sinuatocollis										1
Dicyphus annulatus		1								1
Dolycoris baccarum			1	1	1	2	1		1	1
Drymus latus					1	1	1	1	1	1
Drymus ryeii		1	1			1	1			2
Drymus sylvaticus	1						1		1	1
Emblethis verbaschi	3			5	5				5	
Eremocoris plebejus	1								1	
Eremocoris podagricus										1
Europiella alpina			1		1					1
Eurygaster maura					1				1	
Eurygaster testudinaria				1						
Gampsocoris punctipes				1						1
Geocoris grylloides	1									
Globiceps fulvicollis		1			1				1	
Graptopeltus lynceus		1								
Halticus apterus			1	1		1	1			2
Halticus saltator						1				
Heterocordylus genistae										1
Himacerus boops			2							

Wetenschappelijke naam	Ah	Bü	Ha	Th	Bem	Bh	Kun	Laam	SP	Wra
Himacerus major		1			1	1				
Himacerus mirmicoides					1		1			
Holcostethus strictus							1			1
Kalama tricornis		4	2				2	3	2	
Lasiacantha capucina				2						
Legnotus limbosus										1
Leptopterna ferrugata					1					
Lygus rugulipennis						1		1		
Macrotylus paykullii		1								
Megaloceroea recticornis	1									
Megalonotus antennatus			2			2	2			2
Megalonotus chiragra	1	5	1	1		2		2	2	2
Megalonotus dilatatus										1
Megalonotus praetextatus									1	
Megalonotus sabulicola		2		1		1			2	1
Nabis ferus						1				
Nabis pseudoferus		2				1		1		
Nabis rugosus						1	1			1
Odontoscels fuliginosa									2	
Orius niger		1								
Orthocephalus coriaceus		1	1							
Orthocephalus saltator		1	1					2		
Ortholomus punctipennis					1				1	
Palomena prasina										1
Peritrechus geniculatus	1	3	1		1		1	1	1	2
Phytocoris pini		2								
Phytocoris varipes		1		1	1				1	1
Pithanus maerkelii		1					1			
Plagiognathus chrysanthemi			1							
Plinthisus brevipennis	1	2		1	1				2	
Podops inuncta		3				1			1	2
Prostemma guttula		1		2	1				2	
Psallus falleni		1								
Pyrrhocoris apterus								1		1
Rhaphigaster nebulosa									1	
Rhopalus subrufus		1								
Rhyparochromus phoeniceus	1									
Rhyparochromus pini	2	5			1				3	
Saldula orthochila		1								
Sciocoris cursitans	1	2			1				3	
Scolopostethus affinis										1
Scolopostethus grandis			1							
Scolopostethus pseudograndis										3
Scolopostethus puberulus										1
Sehirus luctuosus		1								
Stygnocoris fuliginosus		4								
Stygnocoris rusticus		1	1			1	2			
Stygnocoris sabulosus		1	1				1			1
Syromastus rhombeus					1					
Tropistethus holosericus		1		1	1				1	
Zicrona caerulea	1									

Bijlage 12 Achtergrond methode kiemings- en vestigingsexperimenten (bij 6.3)

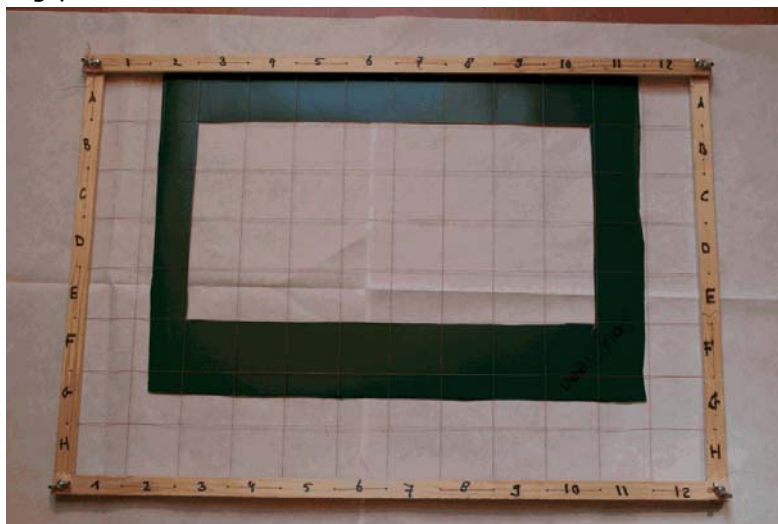
Kieming onder laboratoriumomstandigheden is steeds getest met 100 zaden in een petrieschaaltje, op filtreerpapier en met gedestilleerd water, al of niet gestratificeerd. Stratificatie heeft plaatsgevonden bij 4 graden, gedurende 3 weken. De kieming is gescoord gedurende 14 weken in een kiemkast (lichturen: 16/8).

1. Blauwe knoop, Tandjesgras en Betonie

Voor de kiemings- en vestigingsexperimenten met Betonie en Blauwe knoop is zaad gebruikt dat is verzameld van de Bemelerberg in 2004 (dit was in 2005 niet beschikbaar wegens inscharing van schapen rond het afrijpen van de zaden) en 2005 (Tandjesgras). Het rijpe zaad is gedroogd, gestratificeerd (koeling van 4 graden gedurende de winter 2005-2006) en begin april 2006 uitgezocht en geteld. Aangezien Blauwe knoop nergens gekiemd had, is voor de najaarsronde gebruik gemaakt van zaad uit een andere bronpopulatie (Blauwgrasland de Bruuk in Groesbeek, opgekweekt in een tuin).

Soort	Verzameld van	Datum
Blauwe knoop	Winkelberg / Bruuk populatie	2004 / 2006
Tandjesgras	Winkelberg	2005
Betonie	Winkelberg	2004

Er is gezaaid op 18 april 2006 en 11 oktober 2006 in de bufferzones van de geplagde plekken van het beheerexperiment; dit wil zeggen dat het in 2005 geplagde plekken betreft. De zaden zijn uitgestrooid in een oppervlak van 20 x 40cm; vanwege de hellingshoek van het grasland en evt. verplaatsing door water/beestjes wordt de kieming gescoord in een vlak van 40 x 60cm rondom het 'zaaivlak' (zie Fig. 12.1). Voor Tandjesgras worden per plot 100 zaden gebruikt, voor Betonie 100 zaden en voor Blauwe knoop 60 zaden (van de laatste soort was niet meer levensvatbaar zaad voorradig). In de najaarsronde is voor Blauwe knoop ook met 100 zaden gezaaid. Zie foto's voor voorbeelden (Fig. 12.2). Voorafgaand aan het uitstrooien, is een dun laagje grond afgeschraapt en dit is na zaaien er overheen uitgelegd; dit om de kans op wegspoelen te verkleinen.



Figuur 12.1 Meetraster met vakken van 5x5cm, met daarbinnen het oppervlak waarin zaden zijn gezaaid.



Figuur 12.2 Links 100 zaden van Tandjesgras, uitgestrooid op 40x20cm, rechts 60 zaden van Blauwe knoop op hetzelfde oppervlak.

De proefvlakken zijn gemarkeerd met aluminium buisjes. Om nauwkeurig de kieming te kunnen scoren, wordt het meetraster met haringen in de aluminium buisjes gefixeerd. 50 cm naar beneden vanaf de linkerbovenhoek van het plag-zonder-hooi-plot is een meetlint parallel aan het plot uitgelegd. Op 50 cm is het eerste kiemvak (40x60cm) gemarkeerd. Direct hiernaast (de rechterhoekbuisjes van het eerste plot zijn meteen de linkerbuisjes van het tweede kiemvak) het derde vak weer meteen hiernaast (zie Fig. 12.3). De zaaivolgorde is overal hetzelfde: links Tandjesgras; midden Betonie; rechts Blauwe knoop. In het najaar van 2006 is opnieuw gezaaid met dezelfde soorten in een andere zaaivolgorde: links Betonie; midden Blauwe knoop; rechts Tandjesgras.



Figuur 12.3 Eerste ronde kiemings- en vestigingsexperiment op 18 april 2008 (Foto J.H. Veldkamp).

2. Rozenkransje, Valkruid en Parnassia

Voor de kiemings- en vestigingsexperimenten met de drie zeldzame soorten, kon geen zaad uit nabijgelegen populaties worden verzameld, omdat deze gewoonweg afwezig zijn. Daarom is zaad van Rozenkransje en Valkruid in 2006 aangekocht via Blauetikett-Bornträger, Offstein (Duitsland). Dit is gezaaid op 15 november 2006 en 2 april 2007. Zaad van Parnassia is verzameld in het najaar van 2007 in de Leemputten (Gelderland) en is gezaaid op 29 oktober 2007. De soorten zijn gezaaid op plekken waaruit historische gegevens bekend is dat zij daar in het verleden voorkwamen. Rozenkransje en Parnassia zijn gezaaid op de Strooberg, Hoefijzer en de Kunderberg. Valkruid is gezaaid op Strooberg, Hoefijzer en Winkelberg. Per terrein zijn 100 zaden

gezaaid op vijf plekken (5 replica's). In totaal zijn 3000 zaden van Rozenkransje en Valkruid gebruikt en 1500 zaden van Parnassia. Voorafgaand aan het uitstrooien, is de vegetatie op 20 x 20 cm verwijderd en is een dun laagje grond afgeschraapt dat na zaaien is teruggebracht om de kans op wegspoelen te verkleinen. Om vraat door schapen tegen te gaan zijn de proefvlakjes afgedekt met gaas (zie Fig. 12.4).



Figuur 12.4 Proefvlakken met zaad van zeldzame soorten (Foto N.A.C. Smits).

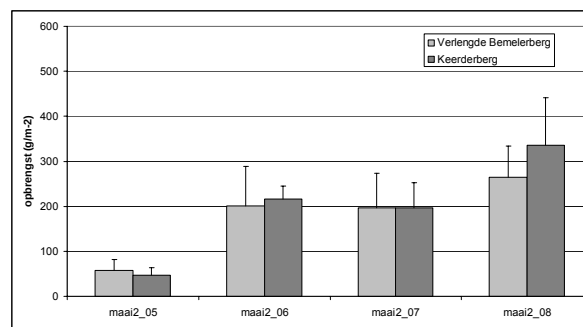
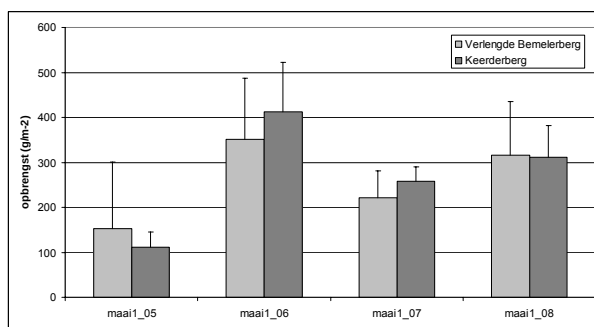
Bijlage 13 Basisgegevens ontwikkeling heischrale graslanden (bij 9.1.1)

Tabel 13.1a Soorten die positief hebben gereageerd op plaggen op de Keerderberg.

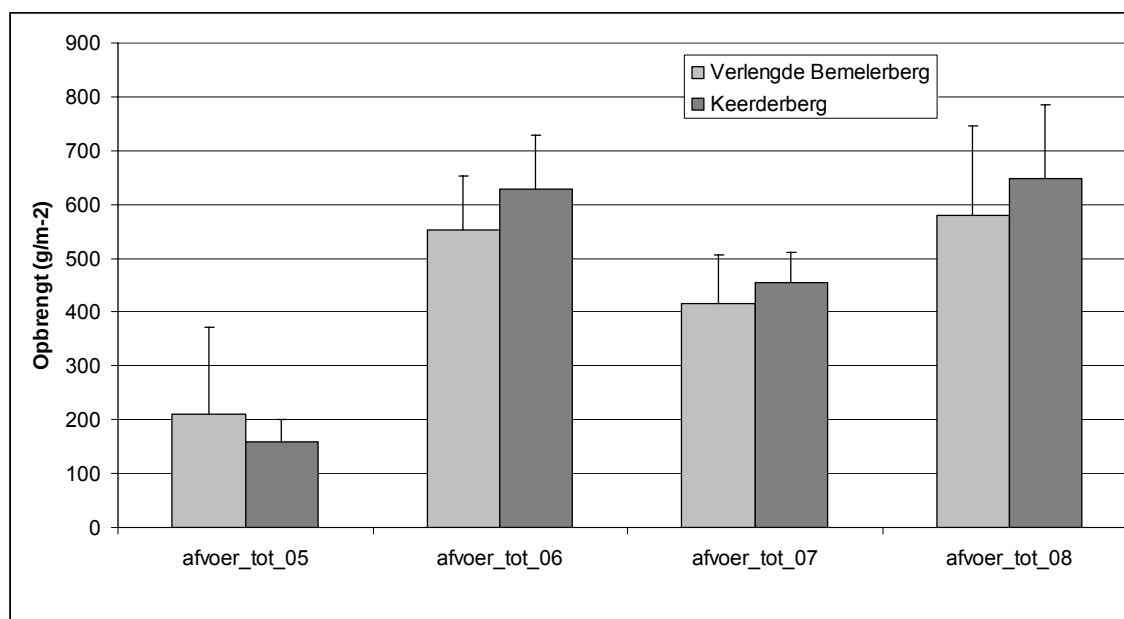
	Keeerderberg						plaggen + maaisel					
	Plaggen						2006			2007		
	2006	2007	2008	2006	2007	2008	2006	2007	2008	2006	2007	2008
Soorten die hebben geprofiteerd van de plagmaatregel												
Sagina apetala	20	+	20	+	20	+	.	.	.	.	.	.
Epilobium montanum	20	+	.	.	.	.	20	+	.	.	.	.
Lactuca serriola	40	r	.	.	.	.	20	+	.	.	.	.
Polygonum persicaria	.	.	.	.	.	.	20	+	.	.	.	.
Stellaria media	40	r	.	.	.	.	60	+	.	.	.	.
Capsella bursa-pastoris	20	r	.	.	.	.	40	r	.	.	.	.
Euphorbia helioscopia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Mercurialis annua	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Anagallis arvensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Fallopia convolvulus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Aphanes arvensis	20	+	20	+	20	+	60	+	.	.	.	.
Carduus nutans	100	2	20	+	.	.	100	2	40	r	.	.
Arenaria serpyllifolia	40	+	40	+	.	.	40	+	60	+	.	.
Bellis perennis	20	r	.	.	.	.	20	r	20	+	20	1
Conyza canadensis	60	r	40	+	20	2	20	r	20	+	20	2
Epilobium obscurum	60	+	100	+	40	r	40	+	100	+	80	+
Geranium pusillum	40	+	40	+	.	.	.	.	40	+	20	+
Poa annua	60	+	20	+	20	+	40	+	20	+	.	.
Polygonum aviculare	60	+	20	r	.	.	80	+	20	+	.	.
Rumex acetosella	20	+	20	2	20	2	.	.	20	+	.	.
Sonchus oleraceus	20	r	40	+	60	r	20	r	60	+	20	+
Veronica serpyllifolia	100	+	80	+	60	+	80	+	80	+	80	+
Soorten die hebben geprofiteerd van de plagmaatregel/uit het maaisel zijn gekomen												
Anthoxanthum odoratum	.	.	.	.	20	+	.	.	.	.	.	.
Cytisus scoparius	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hypericum perforatum	40	r	40	+	20	+	80	+	80	+	80	+
Hypochaeris radicata	40	+	100	1	80	1	80	+	80	+	100	1
Plantago lanceolata	40	+	20	2	40	+	80	+	80	1	80	1
Soorten die uit het maaisel zijn gekomen												
Brachypodium pinnatum	.	.	.	.	.	.	.	.	80	+	80	+
Campanula rotundifolia	.	.	.	.	.	.	100	1	100	+	100	+
Danthonia decumbens	.	.	.	.	.	.	.	.	20	+	20	+
(S) Festuca filiformis	20	r	20	+	.	.	80	+	100	1	100	2
Hieracium pilosella	.	.	.	.	.	.	80	+	60	+	20	1
Hieracium umbellatum	.	.	.	.	.	.	20	r	40	+	20	+
Jasione montana	20	r	20	r	.	.	100	1	100	1	20	+
Luzula campestris	.	.	.	.	.	.	60	+	80	1	100	1
Stachys officinalis	.	.	.	.	.	.	20	1	80	+	60	+
Aira praecox	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Tabel 13.1b Soorten die positief hebben gereageerd op plaggen op de Verlengde Bemelerberg. Weergegeven is het percentage van de opnamen waarin de soort voorkomt en de karakteristieke bedekking in die opnamen (aangepaste Braun-Blanquet schaal).

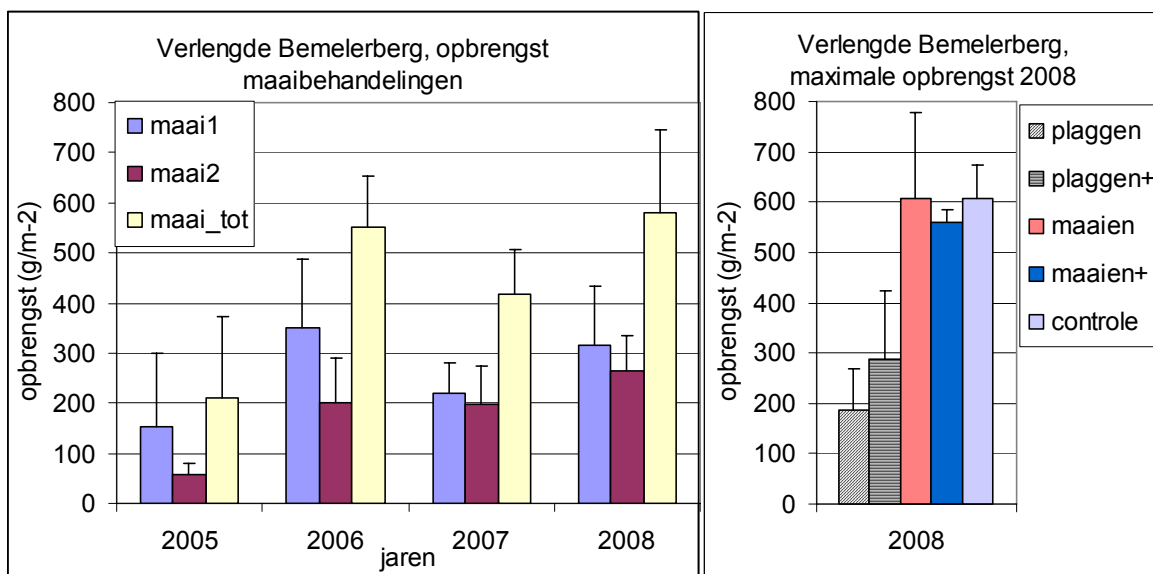
	Verlengde Bemelerberg						plaggen + maaisel					
	plaggen						2006			2007		
	2006	2007	2008	2006	2007	2008	2006	2007	2008	2006	2007	2008
Soorten die hebben geprofiteerd van de plagmaatregel												
Sagina apetala	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Epilobium montanum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lactuca serriola	.	40	r	.	.	.	20	r	.	.	.	.
Polygonum persicaria	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Stellaria media	40	+	.	.	.	.	20	r	.	.	.	.
Capsella bursa-pastoris	60	+	.	.	.	.	60	+	.	.	.	.
Euphorbia helioscopia	20	r	.	.	.	.	20	+	.	.	.	.
Mercurialis annua	.	.	.	.	.	.	20	r	.	.	.	.
Anagallis arvensis	20	r	.	20	r	.	.	.	.	.	.	.
Fallopia convolvulus	20	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Aphanes arvensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carduus nutans	20	2	.	.	.	.	20	+	20	+	.	.
Arenaria serpyllifolia	.	.	.	.	.	.	.	20	+	.	.	.
Bellis perennis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	20	+	.
Conyza canadensis	.	20	2	20	+	20	+	40	+	40	+	+
Epilobium obscurum	.	.	.	.	.	.	.	20	+	.	.	.
Geranium pusillum	.	20	2	20	+	.	.	40	+	20	+	+
Poa annua	100	+	20	+	.	.	100	+	20	+	20	r
Polygonum aviculare	80	+	.	.	.	.	80	+	40	r	.	.
Rumex acetosella	40	+	40	2	20	2	40	2	40	2	40	+
Sonchus oleraceus	.	40	+	20	1	.	.	20	+	20	+	+
Veronica serpyllifolia	.	.	.	20	+	.	.	.	.	.	.	.
Soorten die hebben geprofiteerd van de plagmaatregel/uit het maaisel zijn gekomen												
Anthoxanthum odoratum	.	20	+	20	+	.	.	20	+	20	+	1
Cytisus scoparius	20	r	20	+	20	+	20	+	20	+	20	+
Hypericum perforatum	20	+	40	+	20	+	80	1	80	+	80	+
Hypochaeris radicata	.	40	1	40	1	80	+	80	+	80	+	+
Plantago lanceolata	20	+	20	1	40	+	20	+	80	+	100	+
Soorten die uit het maaisel zijn gekomen												
Brachypodium pinnatum	.	.	.	.	.	.	.	40	+	40	+	+
Campanula rotundifolia	.	.	.	.	.	.	80	+	80	+	80	+
Danthonia decumbens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
(S) Festuca filiformis	.	20	r	20	r	60	+	100	1	100	1	1
Hieracium pilosella	.	.	.	.	.	80	+	100	+	80	1	1
Hieracium umbellatum	.	.	.	.	.	.	.	20	+	80	+	+
Jasione montana	.	.	.	20	+	80	+	40	1	40	+	+
Luzula campestris	20	+	40	+	40	+	40	+	40	+	60	+
Stachys officinalis	.	.	.	.	.	40	r	60	+	40	+	+
Aira praecox	.	.	.	.	.	20	r	.	.	.	.	.



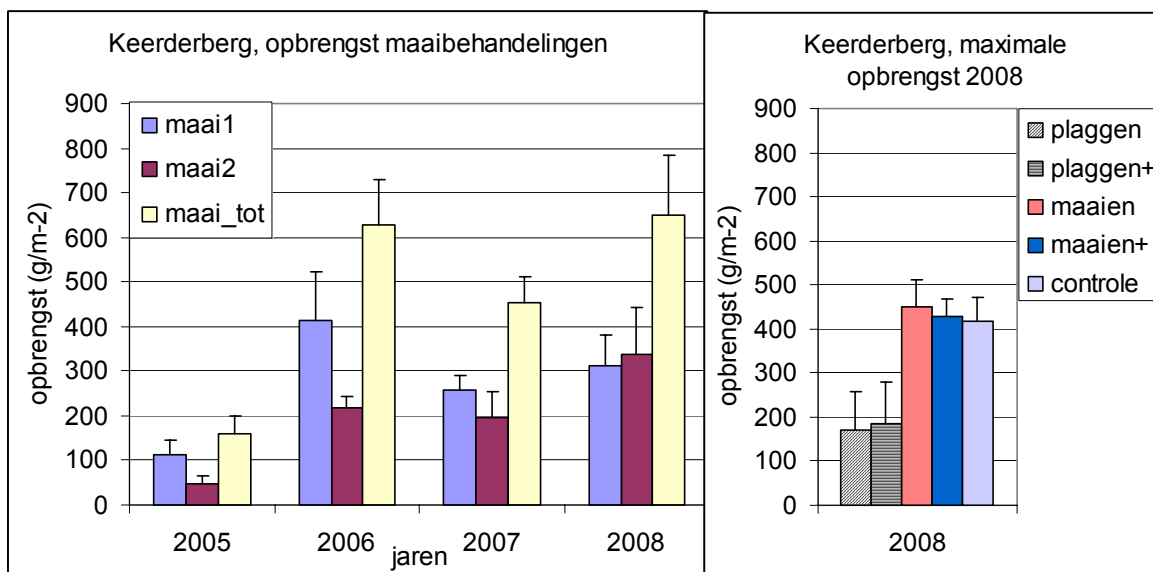
Figuur 13.1 en 13.2 Afgevoerde biomassa van de gemaaide proefvlakken. Weergegeven is de opbrengst van de eerst maaibeurt (juni, links) en de tweede maaibeurt (september/oktober, rechts) voor elk onderzoeksjaar.



Figuur 13.3 Afgevoerde totale biomassa van de gemaaide proefvlakken. Weergegeven is de opbrengst van de beide maaibeurten samen.



Figuur 13.3 Biomassa gegevens van de Verlengde Bemelerberg. Links de opbrengst van de maaibehandelingen (2x per jaar, gedurende 2005-2008), rechts de maximale productie/opbrengst van alle behandelingen, gemeten in 2008.



Figuur 13.4 Biomassa gegevens van de Keerderberg. Links de opbrengst van de maaibehandelingen (2x per jaar, gedurende 2005-2008), rechts de maximale productie/opbrengst van alle behandelingen, gemeten in 2008.

Bijlage 14 Basisgegevens ontwikkeling kalkgraslanden (bij 9.1.2)

Tabel 14.1 Soorten van de proefvlakken op de Doeveberg, nabij Eys die lijken te reageren op plaggen en/of de ingevoerde maaibehandeling. Per behandeling is elk monitoringsjaar in een aparte kolom weergegeven. Per soort is de presentie (percentage van opnamen waarin de soort voorkomt) en de karakteristieke bedekking (gemiddelde bedekking per opname waarin de soort voorkomt) weergegeven.

	Plaggen			Maaien				Controle			
	2006	2007	2008	2005	2006	2007	2008	2005	2006	2007	2008
Soorten die hebben geprofiteerd van plaggen											
Fumaria officinalis	40 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Papaver rhoeas	20 r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Apera spica-venti	20 r	20 r	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sisymbrium officinale	100 +	100 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Plantago major	40 r	20 r	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Reseda luteola	40 r	60 +	20 r	.	.	.	.	.	.	.	.
Epilobium obscurum	.	20 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Erigeron canadensis	.	20 2	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Papaver dubium	.	60 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Verbena officinalis	.	20 +	20 +	.	.	.	.	.	.	.	.
Lotus corniculatus	.	20 +	20 +	.	.	.	.	.	.	.	.
Soorten die na plaggen binnen drie jaar terugkeren											
Arenaria serpyllifolia	80 +	80 1	80 +	20 +	20 +	40 +	20 2	40 +	20 +	80 +	40 +
Holcus lanatus	20 2	80 +	80 +	60 1	40 +	60 1	60 1	20 +	40 +	.	60 +
Inula conyzae	20 +	80 +	100 +	40 r	40 r	60 +	20 +	20 +	60 +	60 r	20 +
Carduus nutans	80 2	100 +	80 +	60 +	60 +	40 +	20 +	60 +	60 +	20 +	.
Cerastium fontanum	100 +	100 1	100 1	40 +	60 +	60 +	100 1	20 +	100 +	60 +	40 +
Sonchus oleraceus	40 r	60 +	100 +	.	20 +	20 +	40 r	.	20 r	40 +	.
Daucus carota	40 +	80 +	100 +	60 +	60 +	60 1	60 1	60 +	80 +	80 1	60 +
Achillea millefolium	80 +	100 +	100 1	60 2	100 +	80 2	100 1	80 +	80 +	100 1	100 1
Rhinanthus alectorolophus	20 r	100 1	100 2	60 1	100 1	100 2	100 2	60 +	100 2	100 2	100 1
Rhinanthus minor	20 r	.	100 1	.	40 2	.	60 1	.	40 +	.	.
Plantago lanceolata	20 r	80 +	60 +	20 +	100 +	100 1	100 1	60 +	60 1	100 1	100 1
Vicia sativa	20 +	20 r	60 +	60 +	100 +	60 +	40 +	80 +	80 +	60 +	80 +
Trisetum flavescens	.	100 2	100 1	.	100 1	100 2	80 1	.	100 2	80 1	80 +
Arrhenatherum elatius	.	60 2	100 1	100 2	100 2	100 2	100 1	100 2	100 2	100 2	100 2
Bromus hordeaceus	.	60 +	100 +	60 +	80 +	100 1	100 1	60 +	80 +	60 +	80 +
Leucanthemum vulgare	.	60 +	80 +	40 +	40 +	60 +	100 1	40 +	80 +	100 +	80 1
Trifolium dubium	.	40 +	40 +	20 +	80 +	80 +	100 +	60 +	100 +	80 +	80 +
Soorten die lijken te profiteren van maaien											
Crepis biennis	.	20 +	40 +	.	100 +	80 +	80 +	.	40 +	40 +	60 +
Plantago media	20 +	40 r	40 +	20 r	60 r	80 +	80 +	.	.	.	40 +
Carlina vulgaris	.	.	40 r	.	.	40 r	.	.	.	.	.
Scabiosa columbaria	.	.	.	.	.	20 r	20 +	.	.	.	.

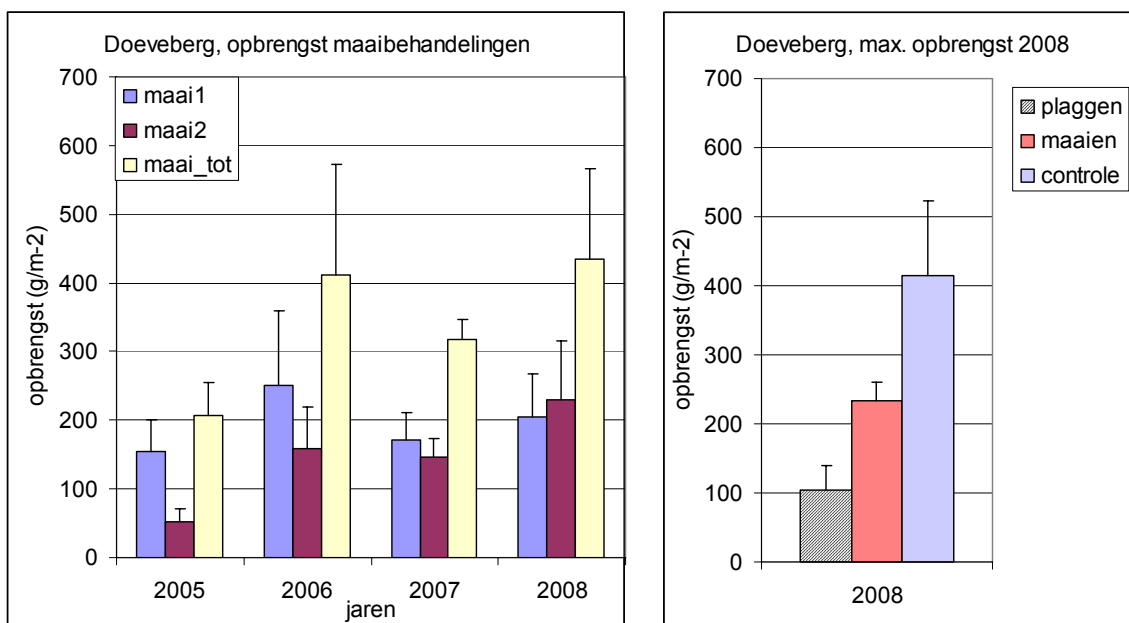
Tabel 14.2 Complete vegetatietabel van de proefvlakken op de Doeveberg, nabij Eys. Per behandeling is elk monitoringsjaar in een aparte kolom weergegeven. Per soort is de presentie (percentage van opnamen waarin de soort voorkomt) en de karakteristieke bedekking (gemiddelde bedekking per opname waarin de soort voorkomt) weergegeven.

	Plaggen				Maaien				Controle													
	2006	2007	2008	2005	2006	2007	2008	2005	2006	2007	2008											
Soorten die hebben geprofiteerd van plaggen																						
Fumaria officinalis	40	⁺	.	.	.	.	.	.	.	.	.											
Papaver rhoeas	20	^r	.	.	.	.	.	.	.	.	.											
Apera spica-venti	20	^r	20	^r	.	.	.	.	.	.	.											
Sisymbrium officinale	100	⁺	100	⁺	.	.	.	.	.	.	.											
Plantago major	40	^r	20	^r	.	.	.	.	.	.	.											
Reseda luteola	40	^r	60	⁺	20	^r	.	.	.	.	.											
Epilobium obscurum	.	.	20	⁺	.	.	.	.	.	.	.											
Erigeron canadensis	.	.	20	²	.	.	.	.	.	.	.											
Papaver dubium	.	.	60	⁺	.	.	.	.	.	.	.											
Verbena officinalis	.	.	20	⁺	20	⁺	.	.	.	.	.											
Lotus corniculatus	.	.	20	⁺	20	⁺	.	.	.	.	.											
Soorten die na plaggen binnen drie jaar terugkeren																						
Arenaria serpyllifolia	80	⁺	80	¹	80	⁺	20	⁺	20	⁺	40	⁺	20	²	40	⁺	20	⁺	80	⁺	40	⁺
Holcus lanatus	20	²	80	⁺	80	⁺	60	¹	40	⁺	60	¹	60	¹	20	⁺	40	⁺	.	.	60	⁺
Inula conyzae	20	⁺	80	⁺	100	⁺	40	^r	40	^r	60	⁺	20	⁺	20	⁺	60	⁺	60	^r	20	⁺
Carduus nutans	80	²	100	⁺	80	⁺	60	⁺	60	⁺	40	⁺	20	⁺	60	⁺	60	⁺	20	⁺	.	.
Cerastium fontanum	100	⁺	100	¹	100	¹	40	⁺	60	⁺	60	⁺	100	¹	20	⁺	100	⁺	60	⁺	40	⁺
Sonchus oleraceus	40	^r	60	⁺	100	⁺	.	.	20	⁺	20	⁺	40	^r	.	.	20	^r	40	⁺	.	.
Daucus carota	40	⁺	80	⁺	100	⁺	60	⁺	60	⁺	60	¹	60	¹	60	⁺	80	⁺	80	¹	60	⁺
Achillea millefolium	80	⁺	100	⁺	100	¹	60	²	100	⁺	80	²	100	¹	80	⁺	80	⁺	100	¹	100	¹
Rhinanthus alectorolophus	20	^r	100	¹	100	²	60	¹	100	¹	100	²	100	²	60	⁺	100	²	100	²	100	¹
Rhinanthus minor	20	^r	.	.	100	¹	.	.	40	²	.	.	60	¹	.	.	40	⁺	.	.	.	.

	Plaggen						Maaien						Controle									
	2006		2007		2008		2005		2006		2007		2008		2005		2006		2007		2008	
Plantago lanceolata	20	r	80	+	60	+	20	+	100	+	100	1	100	1	60	+	60	1	100	1	100	1
Vicia sativa	20	+	20	r	60	+	60	+	100	+	60	+	40	+	80	+	80	+	60	+	80	+
Trisetum flavescens	.		100	2	100	1	.		100	1	100	2	80	1	.		100	2	80	1	80	+
Arrhenatherum elatius	.		60	2	100	1	100	2	100	2	100	2	100	1	100	2	100	2	100	2	100	2
Bromus hordeaceus	.		60	+	100	+	60	+	80	+	100	1	100	1	60	+	80	+	60	+	80	+
Leucanthemum vulgare	.		60	+	80	+	40	+	40	+	60	+	100	1	40	+	80	+	100	+	80	1
Trifolium dubium	.		40	+	40	+	20	+	80	+	80	+	100	+	60	+	100	+	80	+	80	+
Soorten die lijken te profiteren van maaien																						
Crepis biennis	.		20	+	40	+	.		100	+	80	+	80	+	.		40	+	40	+	60	+
Plantago media	20	+	40	r	40	+	20	r	60	r	80	+	80	+	.		.		.		40	+
Carlina vulgaris	.		.		40	r	.		.		40	r	.		.		.		.		.	
Scabiosa columbaria	.		.		.		.		.		20	r	20	+	.		.		.		.	
Sanguisorba minor	.		.		.		.		.		.		20	+	.		.		.		.	
Overige soorten																						
Festuca rubra	80	1	100	2	100	3	100	4	100	2	100	2	100	3	100	4	100	3	100	2	100	3
Geranium dissectum	100	1	60	+	60	+	40	+	100	1	40	+	80	+	80	+	80	1	20	1	80	+
Dactylis glomerata	80	+	100	2	100	+	100	2	100	1	100	2	80	+	100	2	100	1	100	2	100	+
Cirsium vulgare	100	+	20	r	20	r	100	2	100	+	80	+	80	+	100	2	100	+	60	+	40	r
Medicago lupulina	40	+	100	1	100	1	60	1	100	2	100	1	80	+	80	+	80	1	100	+	40	+
Agrostis stolonifera	60	+	80	+	60	1	60	1	20	+	40	1	20	1	40	+	20	+	20	+	20	+
Crepis capillaris	20	+	60	2	60	2	40	r	60	1	60	1	40	1	.		40	+	60	+	.	
Geranium molle	60	+	80	2	40	+	40	+	60	+	80	2	40	+	80	+	60	+	80	+	80	+
Origanum vulgare	20	r	40	+	40	1	40	+	80	+	60	+	60	1	60	+	80	+	80	+	80	+
Poa pratensis	20	+	60	1	20	+	40	1	60	1	40	1	80	+	20	1	60	+	60	+	40	+
Ranunculus bulbosus	80	+	100	+	100	1	20	r	80	+	60	1	100	1	.		100	+	60	1	60	+
Senecio jacobaea	100	1	100	1	100	2	100	2	100	2	100	1	100	2	100	2	100	1	100	1	60	1
Taraxacum officinale s.l.	80	+	100	1	60	1	60	+	100	+	80	1	40	+	60	+	60	+	100	+	20	1

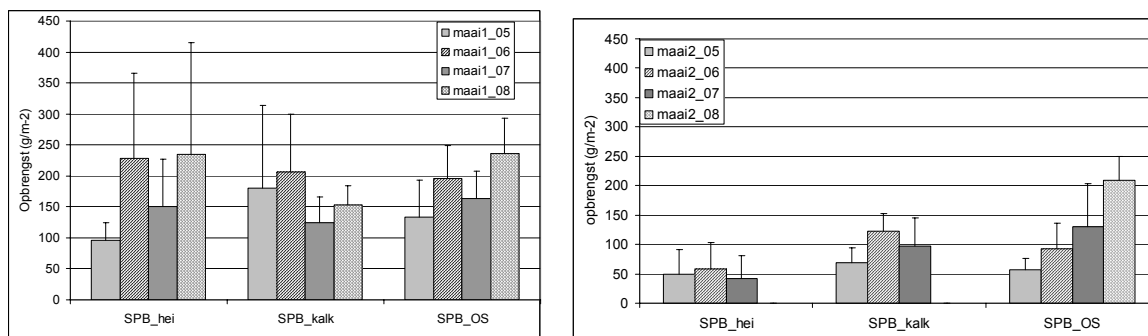
	Plaggen								Maaien								Controle							
	2006		2007		2008		2005		2006		2007		2008		2005		2006		2007		2008			
Trifolium repens	80	+	60	¹	80	+	100	¹	20	+	20	+	20	¹	60	¹	40	+	60	¹	20	+		
Veronica arvensis	80	+	40	¹	100	¹	.		100	+	80	+	100	+	20	+	100	+	80	+	80	+		
Veronica chamaedrys	20	+	20	¹	20	+	20	¹	20	¹	40	+	40	+	40	+	20	¹	40	+	40	+		
Crataegus monogyna	.		20	r	60	r	40	r	.		20	r	60	r	60	r	60	r	20	r	20	r		
Sonchus asper	20	+	40	²	.		40	r	40	+	40	¹	.		20	+	.		.		.			
Cirsium arvense	60	¹	80	+	60	+	100	+	40	+	.		.		40	+	80	+	40	r	.			
Bromus sterilis	.		.		80	+	60	+	.		.		80	+	20	+	.		.		80	+		
Acer campestre	.		20	r	.		20	r	20	+	.		.		.		.		.		20	+		
Anisantha sterilis	.		60	¹	.		.		100	+	100	²	.		40	+	80	+	60	¹	.			
Avena pubescens	.		.		.		.		.		.		.		20	+	.		.		.			
Avenula pratensis	.		.		.		.		.		.		.		20	¹	.		.		.			
Helictotrichon pubescens	.		.		20	+	20	¹	.		.		.		20	¹	20	+	.		40	+		
Bellis perennis	.		.		20	+	.		20	+	20	¹	60	+	.		20	+	.		20	+		
Cardamine hirsuta	.		.		.		.		.		.		.		.		.		20	+	.			
Trifolium pratense	.		20	+	20	+	.		60	+	40	+	40	+	40	+	40	+	.		20	+		
Sonchus species	40	r	.		.		.		.		20	+	.		.		40	r	20	r	.			
Conyza canadensis	20	r	40	+	20	²	.		.		20	+	20	¹	.		.		20	+	20	r		
Cornus sanguinea	.		.		.		.		.		.		.		.		20	r	.		20	r		
Cynosurus cristatus	.		.		.		.		20	+	.		.		.		.		.		.			
Elytrigia repens	60	+	20	+	.		40	²	40	¹	60	+	.		40	+	40	²	40	¹	40	+		
Euonymus europaeus	.		.		.		.		.		20	r	.		.		.		.		.			
Festuca arundinacea	.		.		20	r	20	+	20	r	40	+	20	+	.		.		20	+	20	¹		
Festuca pratensis	40	+	.		.		20	+	20	+	.		.		.		40	+	.		.			
Fraxinus excelsior	.		.		.		.		.		.		20	r	.		.		.		.			
Galium verum	.		.		.		.		.		20	+	20	+	.		.		20	+	20	+		
Geranium columbinum	.		.		.		.		20	+	20	+	.		.		20	+	20	+	.			

	Plaggen				Maaien				Controle			
	2006	2007	2008	2005	2006	2007	2008	2005	2006	2007	2008	
Geranium pusillum	.	20 +	20 +	.	.	20 +	.	.	20 +	20 +	.	
Heracleum sphondylium	.	20 r	.	.	.	20 r	20 r	.	20 +	20 +	20 +	
Hieracium pilosella	.	.	20 +	.	.	.	.	.	.	.	.	
Hypericum perforatum	.	.	.	.	.	20 +	.	.	.	.	.	
Juglans regia	.	.	.	.	20 r	20 r	.	.	.	20 r	20 r	
Lapsana communis	.	.	.	40 +	.	.	.	.	.	.	.	
Lathyrus pratensis	.	.	.	20 +	20 +	40 +	.	40 r	.	60 +	.	
Lolium perenne	20 1	20 +	20 +	.	60 +	40 +	.	20 +	40 +	.	.	
Myosotis arvensis	.	.	20 +	.	.	.	.	.	20 +	40 +	40 r	
Phleum pratense	.	.	.	40 +	40 +	40 +	.	40 +	40 r	.	.	
Poa annua	.	.	.	.	20 +	.	.	.	.	.	.	
Poa compressa	20 +	.	40 +	.	.	.	.	.	.	.	.	
Poa trivialis	100 1	60 +	80 +	.	20 +	20 1	.	.	.	.	.	
Prunella vulgaris	.	.	20 +	.	20 r	20 +	40 +	.	.	.	.	
Prunus avium	.	.	20 +	.	.	.	.	.	.	.	.	
Prunus species	.	.	.	.	.	.	.	.	.	20 r	.	
Prunus spinosa	.	.	.	.	.	.	.	20 r	.	.	.	
Quercus robur	.	.	.	.	20 r	.	20 r	.	.	.	20 r	
Ranunculus acris	.	.	.	20 r	.	20 1	20 +	.	.	20 +	.	
Ranunculus repens	40 r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Rosa species	.	.	.	.	.	.	.	20 r	.	.	.	
Stellaria media	20 +	.	.	.	.	.	.	.	20 +	.	.	
Vicia cracca	.	.	.	.	.	.	.	.	20 +	.	.	
Vicia hirsuta	.	.	.	.	.	.	20 +	.	.	.	.	
Vicia sepium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	40 r	.	

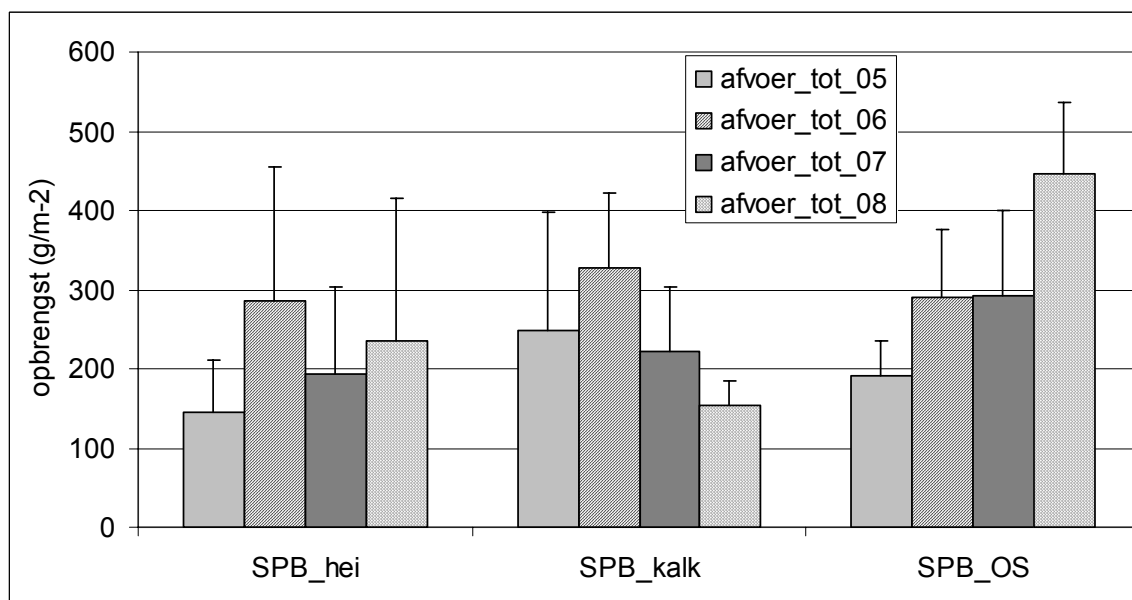


Figuur 14.1 Biomassa gegevens van de Doeveberg. Links de opbrengst van de maaibehandelingen (2x per jaar, gedurende 2005-2008), rechts de maximale productie/opbrengst van alle behandelingen, gemeten in 2008.

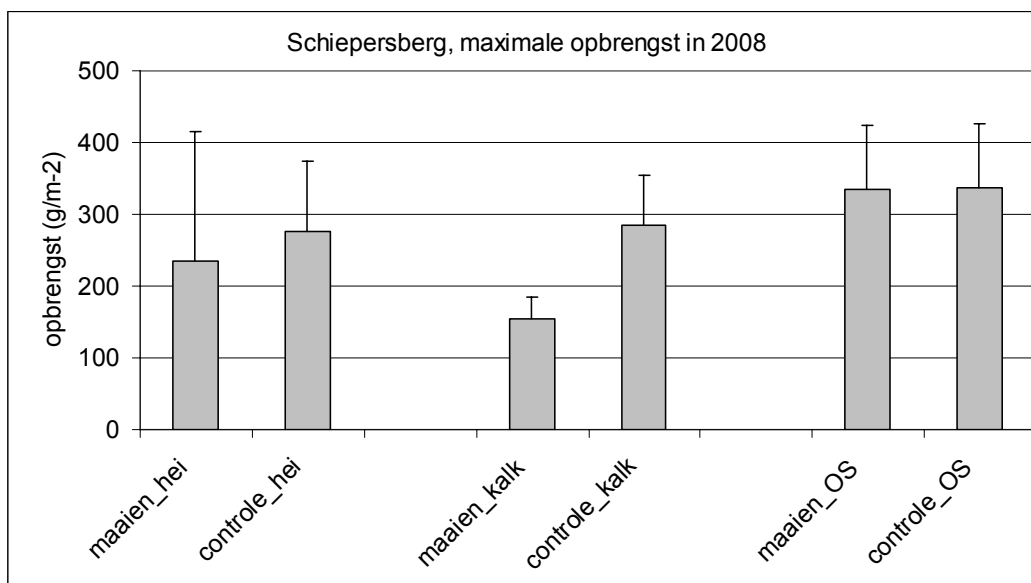
Bijlage 15 Basisgegevens herstel vanuit verruigde situatie (bij 9.2)



Figuur 15.1 Afgevoerde biomassa van de gemaaide proefvlakken. Weergegeven is de opbrengst van de eerst maaibeurt (juni, links) en de tweede maaibeurt (september/oktober, rechts) voor elk onderzoeksjaar op het Schiepersberg-complex (SPB). Hei = opnamen in het heischraal grasland op de Koeberg;; kalk = opnamen in het kalkgrasland op de Koeberg; OS = opnamen in potentieel kalkgrasland op het Orchis simia-terrein.



Figuur 15.2 Afgevoerde totale biomassa van de gemaaide proefvlakken. Weergegeven is de opbrengst van de beide maaibeurten samen.



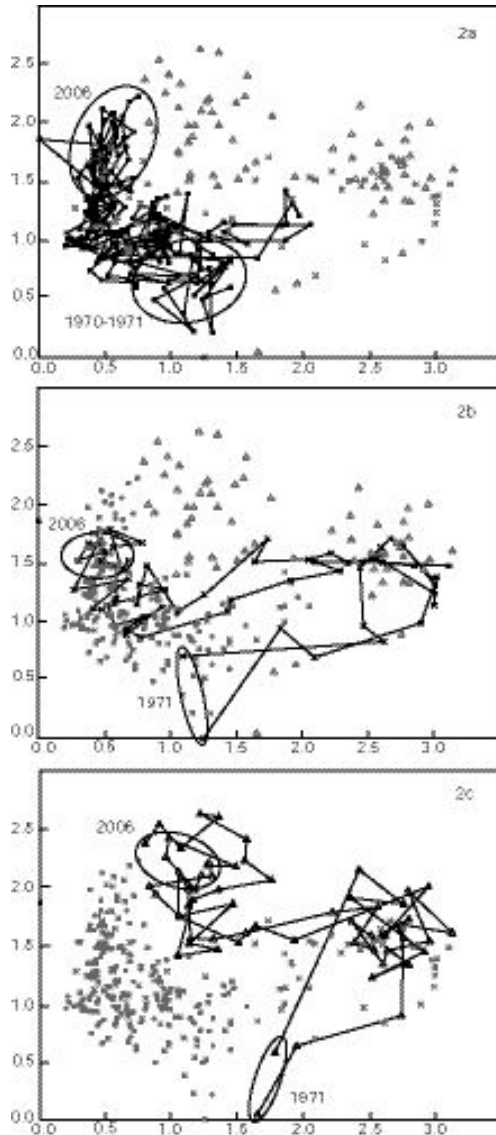
Figuur 15.3 Maximale productie/opbrengst van alle behandelingen in de proefvlakken op het Schiepersberg complex, gemeten in 2008.

Bijlage 16 Basisgegevens Gerendal proefvlakken (bij 9.3)

Tabel 16.1 Samenvattende tabel van de controle-proefvlakken in vier verschillende perioden. Per periode is voor elke soorten de presentie (in %) met in superschrift de karakteristieke bedekking. Voor de veranderingen tussen de perioden is de chi-kwadraat toets gebruikt. Er zijn steeds twee perioden met elkaar vergeleken, en de resultaten zijn als significante trends weergegeven in de laatste drie kolommen (++/ --: $p < 0.01$, +/-: $p < 0.05$). Individuen die als gevolg van taxonomische problemen niet tot specifieke soorten konden worden toebedeeld, zijn aangeduid met de genus-naam + 'species'. Soorten die slechts in één periode voorkomen met een presentie minder dan 10 % zijn slechts in het bijschrift opgenomen, waarbij tussen haakjes de presentie en karakteristieke bedekking is genoemd. Periode 1: *Arrhenatherum elatius* (6-2), *Cerastium arvense* (2-1), *Cirsium vulgare* (8-2), *Elytrigia repens* (8-5), *Euphorbia helioscopia* (6-1), *Festuca cinerea* (4-2), *Glechoma hederacea* (2-1), *Hypochaeris radicata* (4-1) *Scabiosa columbaria* (4-1); periode 2: *Hedera helix* (5-1), *Clinopodium vulgare* (2-1), *Sorbus aucuparia* (2-1), *Anagallis arvensis* (2-1), *Centaureum erythraea* (2-1); periode 3: *Ranunculus* species (4-1); group 4: *Allium vineale* (2-1), *Gymnadenia conopsea* (2-1), *Plantago major* (2-1) *Prunus spinosa* (2-1).

Jaren	71-79	80-86	87-95	96-06	Sign. Trends			
Periode	1	2	3	4	1-2	2-3	3-4	
Aantal opnamen	52	42	54	47				
Bellis perennis	28 ²	5 ¹			--			
Veronica chamaedrys	9 ²	24 ¹			+			
Festuca pratensis	77 ⁵	93 ³	48 ²	60 ²	+	--		
Lathyrus pratensis	49 ²	86 ²	63 ¹	55 ²	++	-		
Luzula campestris	8 ¹	41 ¹		2 ¹	++	--		
Poa angustifolia	17 ²	81 ²	33 ²	15 ¹	++	--		-
Carex caryophylla	9 ¹	55 ¹	41 ²	34 ³	++			
Plantago lanceolata	77 ⁴	100 ²	98 ²	96 ²	++			
Ranunculus bulbosus	43 ²	88 ¹	93 ²	87 ¹	++			
Crataegus monogyna	15 ²	50 ¹	33 ¹	23 ¹	++			
Senecio jacobaea	17 ²	45 ¹	65 ¹	45 ¹	++			-
Hypericum perforatum	8 ¹	43 ²	39 ¹	6 ¹	++			--
Origanum vulgare	8 ¹	29 ¹	33 ¹	4 ¹	++			--
Heracleum sphondylium	8 ¹	100 ³	98 ²	57 ²	++			--
Clematis vitalba	6 ¹	81 ²	91 ²	21 ¹	++			--
Taraxacum species	32 ²	79 ¹	94 ¹	81 ²	++	+		-
Pimpinella major	21 ²	67 ²	85 ¹	55 ¹	++	+		--
Brachypodium pinnatum	47 ⁵	79 ⁵	93 ⁶	100 ⁷	++	+		
Campanula rotundifolia	4 ¹	33 ¹	63 ¹	70 ²	++	++		
Rhinanthus species		62 ²	100 ³	83 ²	++	++		
Vicia species		7 ¹	24 ¹	4 ¹		+		--
Trifolium species			33 ²			++		--
Dactylorhiza maculata s. fuchsii		24 ¹	83 ³	75 ¹		++		
Tragopogon pratensis		2 ¹	28 ¹	13 ¹		++		
Fraxinus excelsior	13 ¹	71 ¹	76 ¹	98 ¹	++			++
Festuca arundinacea	9 ²	33 ²	15 ²	40 ²	++	-		++
Vicia cracca	21 ⁴	45 ¹	19 ¹	45 ¹	+	--		++
Crepis biennis			28 ¹	53 ¹		++		++
Quercus robur	8 ¹	21 ¹	4 ¹	45 ¹				++
Poa pratensis	36 ²	21 ²	6 ¹	21 ¹		-		+
Trifolium pratense	94 ²	83 ²	39 ²	60 ²				+

Jaren	71-79	80-86	87-95	96-06	Sign. Trends		
Periode	1	2	3	4	1-2	2-3	3-4
Aantal opnamen	52	42	54	47			
Dactylis glomerata	94 ²	100 ⁵	91 ²	75 ²			+
Gentianella germanica			4 ¹	17 ¹			
Cynosurus cristatus	83 ²	79 ²	2 ¹			--	
Trifolium repens	36 ²	41 ¹	2 ¹			--	
Holcus lanatus	89 ⁴	100 ⁴	65 ²	75 ²		--	
Trisetum flavescens	87 ⁴	100 ²	61 ²	60 ²		--	
Medicago lupulina	94 ³	88 ¹	52 ¹	38 ²		--	
Agrostis stolonifera	77 ³	88 ²	22 ¹	30 ¹		--	
Ranunculus acris	93 ²	98 ²	63 ¹	23 ¹		--	--
Daucus carota	94 ³	81 ¹	43 ¹	2 ¹		--	--
Prunella vulgaris	66 ³	79 ³	72 ²	32 ²			--
Agrimonia eupatoria		24 ¹	20 ²	4 ¹			-
Listera ovata	15 ¹	29 ¹	32 ¹	13 ¹			-
Overige soorten							
Linum catharticum	72 ²	79 ²	100 ³	100 ²			
Briza media	85 ⁶	100 ⁶	100 ⁶	100 ⁶			
Knautia arvensis	85 ³	98 ²	100 ²	94 ⁵			
Carex flacca	100 ⁵	100 ⁵	100 ⁶	98 ⁶			
Festuca rubra ag.	96 ⁵	100 ⁵	98 ³	98 ⁵			
Leontodon hispidus	100 ⁷	100 ⁷	100 ⁸	98 ⁷			
Leucanthemum vulgare	96 ³	93 ³	100 ⁴	98 ³			
Lotus corniculatus ag.	79 ⁴	100 ⁵	100 ³	96 ⁵			
Helictotrich pubescens	89 ⁴	100 ⁵	94 ³	94 ⁴			
Achillea millefolium	89 ²	100 ²	98 ¹	89 ¹			
Plantago media	100 ⁵	100 ³	100 ²	89 ⁴			
Centaurea jacea	100 ³	98 ³	96 ²	87 ²			
Pimpinella saxifraga	83 ²	98 ²	96 ¹	87 ²			
Ononis species	79 ⁵	83 ⁵	96 ⁶	96 ⁶			
Vicia sativa		10 ¹		13 ²			
Succisa pratensis			15 ¹	6 ¹			
Cerastium fontanum s. vulgare	9 ²		2 ¹	2 ¹			
Prunus avium	9 ¹	24 ¹		2 ¹			
Vicia hirsuta		5 ¹	17 ¹	2 ¹			
Rosa canina	2 ¹	2 ¹	6 ¹				
Vicia sepium	4 ¹	7 ¹					
Cirsium arvense	8 ¹	7 ¹					
Lolium perenne	8 ²	2 ¹					
Anthoxanthum odoratum	4 ¹	14 ¹	4 ¹				

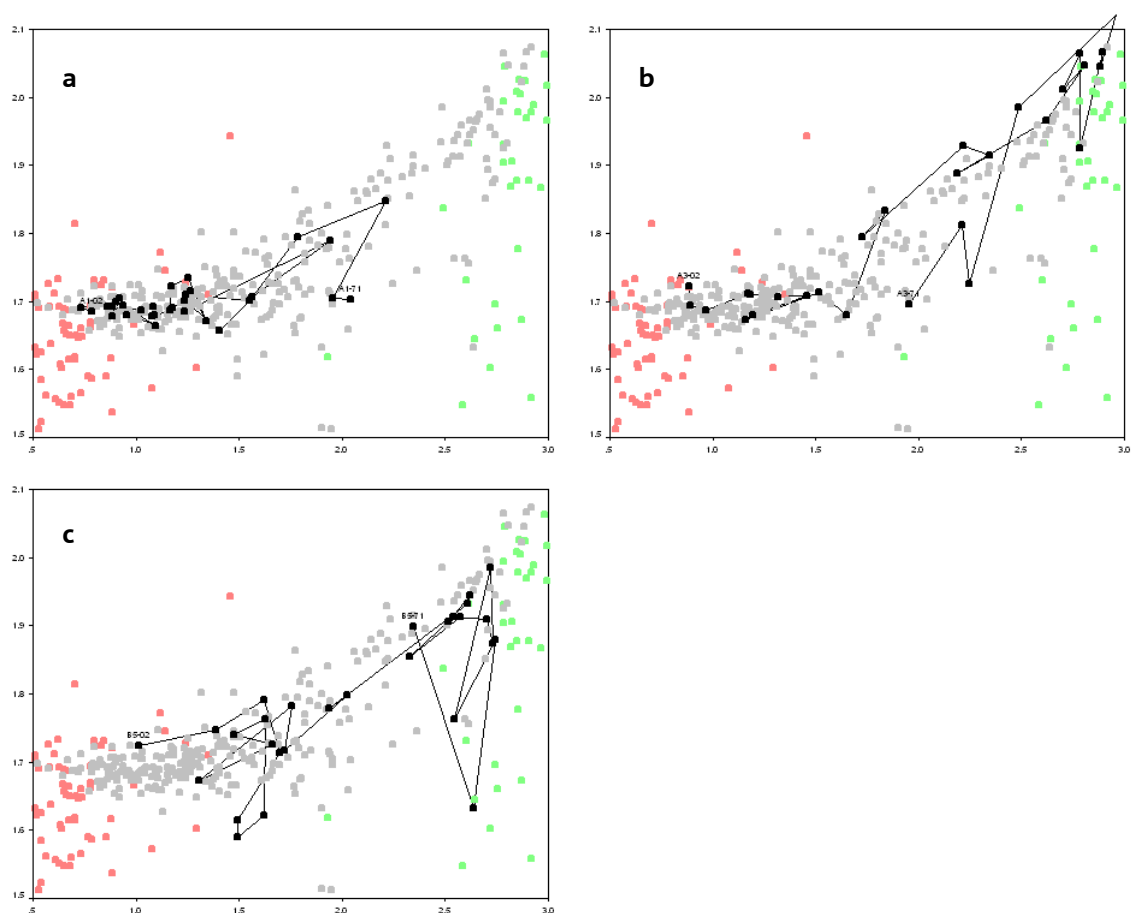


Figuur 16.1. DCA ordinatiediaagram van alle 325 opnamen van alle behandelingen. In de verschillende figuren zijn de jaren van elk proefvlak met lijnen verbonden. Per figuur vallen alle beginjaren in de onderste cirkel (1970-1971), terwijl de gegevens uit 2006 in de hoogste cirkel vallen. A) de controlebehandelingen. B) Npk-series, en C) nPk-series. Eigenwaarden van de eerste twee assen zijn resp. 0,4 en 0,2.

Tabel 16.2 Samenvatting van de GLM, repeated measurements-analyse resultaten, inclusief de post-hoc Tukey-tests voor de verschillende behandelingen. Omdat er niet voor alle jaren data beschikbaar was, zijn selecties gemaakt op basis van beschikbare data: A: 1975-'77-'79-'81-'83-'85; B: 1986-'90-'94-'98-2002-'06; C: 1978-'79-'80-'81; D: 1986-'90-'94-'98-2002-'06; E: 1978-'79-'80-'81; F: 1983-'86-'90-'94-'98-2002-'06; G: 1978-'79-'80-'81; H: 1981-'83-'86-'89-'98-2002-'06. C = controlebehandeling. Significantieniveau: $P < 0.001$ ***, $0.001 > P \leq 0.01$ **, $0.01 > P < 0.05$ *, n.s. = -. Voor de post-hoc Tukey test, zijn de groepsgemiddelden (g m^{-2}) weergegeven met letters die significante verschillen ($P < 0.05$) aanduiden.

			Treatment			
Years	N	Time	C	NpK	nPk	Time * Treatment
Peak standing crop						
A. 1975-1985	9	F = 13.276, P = 0.005 **	308 ^a	578 ^b	611 ^b	F = 4.932, P = 0.034 *
B. 1986-2006	10	F = 9.127, P = 0.000 ***	274 ^a	243 ^a	363 ^b	F = 2.650, P = 0.016 *
Total N in peak standing crop						

Years	N	Time	Treatment			Time * Treatment
			C	NpK	nPk	
C: 1978-1981	8	$F = 10.801, P = 0.000$ ***	4.08 ^a	7.77 ^b	6.73 ^{a,b}	$F = 6.176, P = 0.002$ **
D: 1986-2006	10	$F = 14.692, P = 0.000$ ***	3.48 ^a	3.32 ^a	3.97 ^a	$F = 3.417, P = 0.003$ **
Total P in peak standing crop						
E: 1978-1981	8	$F = 3.372, P = 0.112$ -	0.32 ^a	1.16 ^b	1.72 ^c	$F = 4.508, P = 0.058$ -
F: 1983-2006	10	$F = 24.050, P = 0.000$ ***	0.27 ^a	0.33 ^a	1.06 ^b	$F = 8.406, P = 0.001$ **
Total K in peak standing crop						
G: 1978-1981	8	$F = 14.715, P = 0.000$ ***	5.39 ^a	7.42 ^{a,b}	9.71 ^b	$F = 10.053, P = 0.000$ ***
H: 1981-2006	10	$F = 10.363, P = 0.000$ ***	4.26 ^a	4.03 ^a	4.66 ^a	$F = 1.012, P = 0.455$ -



Figuur 16.2a-c Detail van Figuur 9.19. De ontwikkeling van 1970 tot 2002 van drie reeksen in zwart, ten opzichte van *Arrhenatherion* (groene punten) en *Mesobromion* (roze punten). a= controle-behandeling; b= NpK-behandeling; c= nPk-behandeling.

Bijlage 17 Soortenlijst van de Tiendeberg (bij 10.1)

Deze lijst is gebaseerd op tien opnamen (2x2m). In de laatste kolom is met een sterretje aangegeven welke soorten ook in het hooi-experiment zijn teruggevonden.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	maaisel
<i>Acer pseudoplatanus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	
<i>Achillea millefolium</i>	2m	2m	1	+	1	+	+	+	1	2m	
<i>Agrostis capillaris</i>	1	+	1	1	1	2m	1	1	1	1	*
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	*
<i>Anisantha sterilis</i>	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	2m	+	2m	+	1	2m	1	2a	1	2m	
<i>Arrhenatherum elatius</i>	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Botrychium lunaria</i>	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	
<i>Brachypodium pinnatum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	
<i>Briza media</i>	.	.	+	+	1	+	+	+	+	+	*
<i>Campanula rotundifolia</i>	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	*
<i>Cardamine pratensis</i>	.	.	.	1	.	.	.	.	.	+	
<i>Carex caryophylla</i>	2m	.	1	2m	2a	2m	2a	2a	2m	2a	*
<i>Carex flacca</i>	.	.	.	.	.	.	.	2a	2m	2a	
<i>Carex pilulifera</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	
<i>Centaurea jacea</i>	1	2a	1	1	2a	2a	2a	2a	2a	2a	*
<i>Cerastium fontanum</i>	2m	2m	1	1	+	1	+	+	.	+	*
<i>Crataegus monogyna</i>	1	r	+	2a	2a	r	2b	+	2a	+	
<i>Crepis biennis</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Cuscuta epithymum</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	
<i>Dactylis glomerata</i>	+	.	.	+	.	.	.	.	.	+	*
<i>Danthonia decumbens</i>	.	.	.	.	1	.	+	+	1	1	
<i>Daucus carota</i>	+	+	+	.	+	+	.	.	.	.	
<i>Equisetum arvense</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	
<i>Euphrasia stricta</i>	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Festuca rubra</i>	3	3	3	4	3	4	4	3	3	3	*
<i>Fraxinus excelsior</i>	+	.	.	r	+	.	+	+	r	.	
<i>Galium aparine</i>	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	
<i>Genista anglica</i>	.	.	r	+	1	+	.	r	.	.	
<i>Helictotrichon pubescens</i>	2a	2b	2a	2a	2a	1	2b	1	2a	2m	*
<i>Heracleum sphondylium</i>	+	.	.	r	.	.	+	+	.	+	
<i>Hieracium umbellatum</i>	+	+	+	+	1	+	+	+	1	1	*
<i>Holcus lanatus</i>	2m	2a	2a	2m	2a	2m	1	+	1	1	*
<i>Hypericum perforatum</i>	1	1	1	2b	1	1	+	+	1	+	*
<i>Hypochaeris radicata</i>	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	*
<i>Leontodon hispidus</i>	2b	2a	2a	.	2m	1	2a	2b	2a	2b	*
<i>Lotus corniculatus</i>	+	1	.	1	2a	2b	2a	2m	1	+	*
<i>Luzula campestris</i>	+	1	1	1	2m	1	1	1	1	+	*
<i>Myosotis ramosissima</i>	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Nardus stricta</i>	.	.	+	.	1	.	.	.	.	.	

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	maaisel
<i>Pimpinella saxifraga</i>	.	2m	1	1	+	.	1	1	+	.	*
<i>Plantago lanceolata</i>	2m	2a	1	1	1	1	2a	2m	2m	2m	*
<i>Plantago media</i>	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	
<i>Poa annua</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Poa compressa</i>	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Poa pratensis</i>	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	
<i>Poa trivialis</i>	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Polygala vulgaris</i>	.	+	+	+	1	1	1	1	1	1	
<i>Potentilla erecta</i>	2m	1	2m	2m	2a	2b	3	2b	2a	2b	
<i>Prunus padus</i>	.	.	.	+	r	.	.	.	.	r	
<i>Prunus species</i>	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Prunus spinosa</i>	+	.	+	+	.	1	+	.	+	+	
<i>Quercus robur</i>	.	r	+	r	.	r	.	.	+	+	
<i>Ranunculus acris</i>	+	.	+	+	+	.	+	1	1	1	
<i>Ranunculus bulbosus</i>	+	1	1	+	.	1	.	+	.	+	*
<i>Ranunculus polyanthemus</i>	+	.	.	+	+	1	1	+	2a	2a	*
<i>Rhinanthus minor</i>	2m	2m	1	1	1	1	1	1	1	2m	
<i>Rosa species</i>	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	
<i>Rubus fruticosus ag.</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	r	+	
<i>Rumex acetosa</i>	1	1	+	1	+	1	1	1	1	1	*
<i>Saxifraga granulata</i>	1	+	+	+	.	.	.	.	.	+	
<i>Senecio jacobaea</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	
<i>Sorbus aucuparia</i>	.	.	.	.	r	.	.	.	.	r	
<i>Succisa pratensis</i>	+	+	+	+	2b	2a	1	1	1	+	*
<i>Taraxacum species</i>	.	.	.	.	r	r	+	+	+	+	
<i>Trifolium medium</i>	.	2b	2a	.	.	.	.	.	.	2m	*
<i>Trifolium pratense</i>	2a	.	.	1	1	1	2m	2m	2m	2m	*
<i>Trifolium repens</i>	1	1	1	1	1	.	.	.	.	.	*
<i>Veronica chamaedrys</i>	1	.	1	1	.	.	.	.	.	+	
<i>Viola canina</i>	1	2m	2m	1	2m	2m	.	.	.	.	*
<i>Potentilla erecta</i>											*
<i>Hieracium vulgatum</i>											*
<i>Erigeron canadense</i>											*
<i>Rumex acetosella</i>											*
<i>Sonchus spec</i>											*
<i>Senecio vulgaris</i>											*
<i>Epilobium species</i>											*
<i>Phleum pratense</i>											*