

Knelpunten voor loopkevers, wantsen en sprinkhanen in hellingshraallanden

C.G.E. van Noordwijk
J.T. Kuper
W. Floor-Zwart
K. Alders
H. Turin
T. Heijerman
B. Aukema
H. Siepel



Ministerie van Economische Zaken,
Landbouw en Innovatie

© 2012 Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken,
Landbouw en Innovatie

Rapport nr. 2012/OBN162-HE
Den Haag, 2012

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

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij het Bosschap
onder vermelding van code 2012/OBN162-HE en het aantal exemplaren.

Oplage 150 exemplaren

Samenstelling C.G.E. van Noordwijk, J.T. Kuper, W. Floor-Zwart, K.
Alders, H. Turin, T. Heijerman, B. Aukema, H. Siepel

Foto omslag C.G.E. van Noordwijk

Druk Ministerie van EL&I, directie IFZ/Bedrijfsuitgeverij

Productie Bosschap, bedrijfsschap voor bos en natuur
Bezoekadres : Princenhof Park 9, Driebergen
Postadres : Postbus 65, 3970 AB Driebergen
Telefoon : 030 693 01 30
Fax : 030 693 36 21
E-mail : algemeen@bosschap.nl

Voorwoord

Het doel van het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (O+BN) is het ontwikkelen, verspreiden en benutten van kennis voor terreinbeheerders over natuurherstel, Natura 2000, leefgebiedenbenadering en ontwikkeling van nieuwe natuur.

De Europese habitatrichtlijn definieert habitats als "land- of waterzones met bijzondere geografische, abiotische en biotische kenmerken". Het beschermen van een habitat gaat dus niet alleen om het beschermen van plantensoorten, maar ook om de daar voorkomende diersoorten. Het Kennisnetwerk OBN doet veel onderzoek naar dit vergeten aspect in de bescherming van habitats. Het voorliggende rapport is onderdeel van een groot OBN onderzoek naar de hellingschraallanden in Zuid-Limburg.

De Nederlandse hellingschraallanden liggen bijna allemaal binnen Natura 2000-gebieden en zijn opgebouwd uit de habitattypen H6110 Pionierbegroeiingen op rotsbodem, H6210 Kalkgraslanden en H6230 Heischrale graslanden. Sprinkhanen, zoals zoemertje, negertje en schavertje, maar ook diverse loopkevers en wantsen zijn typische soorten van deze habitattypen en zijn daarmee bepalend voor de staat van instandhouding van deze habitats. Bovendien vormen zij een belangrijk onderdeel van het systeem door het voedsel dat zij eten en omdat zij zelf het voedsel zijn voor bijvoorbeeld de zeldzame grauwe klauwier.

In de eerste helft van de 20^e eeuw is het oppervlakte hellingschraalland sterk afgenomen en de overgebleven terreinen zijn sterk achteruit gegaan. Herstelbeheer heeft de achteruitgang wel gedeeltelijk kunnen keren, maar de bijzondere diersoorten herstelden zich nauwelijks. In het kader van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS) zijn recent een aantal potentiële maatregelen beschreven, maar deze zijn nog niet volledig in de praktijk getoetst. In het voorliggende rapport wordt onder meer doorgelicht welke effecten deze maatregelen naar verwachting hebben op de drie insectengroepen.

In hoofdstuk 6 worden aanbevelingen gedaan voor het beheer. Begrazing in voorjaar en zomer is het beste voor veel insecten en wanneer dit gefaseerd gebeurt waarschijnlijk ook voor loopkevers, wantsen en sprinkhanen. De hier bijeengebrachte kennis over de kenmerken van deze insecten kan ook worden toegepast in andere droge systemen zoals duinen en stuifzanden.

Verder doe ik hierbij een oproep: monitor uw maatregelen, zodat andere beheerders van uw ervaringen kunnen leren. U kunt uw bevindingen delen via www.wikinatuurbeheer.nl.

Ik wens u veel leesplezier.

Drs. E.H.T.M. Nijpels
Voorzitter Bosschap

Inhoudsopgave

Dankwoord	9
Samenvatting	10
Inleiding	12
1.1	Hellingschraallanden 12
1.2	OBN onderzoek en beleidscontext 12
1.3	Visie huidig onderzoek 13
1.4	Keuze van de soortgroepen 13
1.5	Doel & onderzoeksvragen 14
2 Aanpak	15
2.1	Focus onderzoek 15
2.2	Strategieën en soorteigenschappen 15
2.3	Omgaan met potvaldata 16
2.4	Schaal 16
3 Loopkevers	18
3.1	Inleiding 18
3.1.1	Loopkever levenscyclus 18
3.1.2	Loopkevereigenschappen in relatie tot omgevingsfactoren 19
3.1.3	Loopkevers van hellingschraallanden 20
3.2	Methode 20
3.2.1	Veldgegevens loopkevers 20
3.2.2	Veldgegevens omgevingsfactoren 21
3.2.3	Eigenschappen loopkevers 22
3.2.4	Data-analyse 22
3.3	Resultaten 24
3.3.1	Individuenaantallen per vegetatievoorkeur 24
3.3.2	Kolonisaties en verdwijningen 26
3.3.3	Relatieve abundantie 28
3.3.4	Verbanden met omgevingsfactoren 29
3.3.5	Hypotheses 33
3.3.6	Terreingrootte 35
3.3.7	Terreinisolatie & vliegvermogen 37
3.3.8	Beheer en microklimaat 39

3.4	Conclusies loopkevers	45
4	Wantsen	47
4.1	Inleiding	47
4.1.1	Levenscyclus wantsen	47
4.1.2	Wantseneigenschappen in relatie tot omgevingsfactoren	48
4.1.3	Wantsen van hellingschraallanden	48
4.2	Methode	49
4.2.1	Veldgegevens	49
4.2.2	Eigenschappen wantsen	49
4.2.3	Data-analyse	50
4.3	Resultaten	50
4.3.1	Kolonisaties en verdwijningen	51
4.3.2	Verbanden met omgevingsfactoren	52
4.3.3	Hypotheses	55
4.3.4	Terreingrootte	56
4.3.5	Terreinisolatie & vliegvermogen	57
4.3.6	Beheer en microklimaat	58
4.4	Conclusies wantsen	62
5	Sprinkhanen	63
5.1	Inleiding	63
5.1.1	Levenscyclus sprinkhanen en krekels	63
5.1.2	Eigenschappen in relatie tot omgevingsfactoren	64
5.1.3	Sprinkhanen en krekels van hellingschraallanden	64
5.2	Methode	65
5.3	Resultaten	66
5.3.1	Levenscyclus in relatie tot beheer	66
5.3.2	Terreingrootte en terreinisolatie	67
5.4	Conclusies sprinkhanen en krekels	68
6	Aanbevelingen voor het beheer	70
	Literatuur	73
Bijlage 1	Onderzoeksgebieden	80
Bijlage 2	Loopkevers	85
Bijlage 3	Wantsen	91
Bijlage 4	Sprinkhanen	97

Dankwoord

Het voorliggende rapport is het eindresultaat van een onderdeel van het OBN project 2^e fase hellingschraallandonderzoek (OBN-2010-04) in opdracht van het Bosschap en gefinancierd door het ministerie van Economische zaken, Landbouw en Innovatie (EL&I). De data die zijn gebruikt voor de analyse komen voort uit bemonsteringen die zijn uitgevoerd door de Loopkeverstichting (Aukema 1983; Mabelis & Turin 1982; Turin 1983) en uit de 1^e fase van het OBN hellingschraallandonderzoek (Smits et al. 2009).

Dit onderzoek was niet mogelijk geweest zonder de inzet van een groot aantal mensen, die wij bij deze zeer hartelijk willen bedanken voor hun bijdrage. Het veldwerk is uitgevoerd met de hulp van Theo Peeters (Stichting Bargerveen), Wim Dimmers (Alterra), Stef Waasdorp (Stichting Bargerveen), Marten Geertsma (Stichting Bargerveen) en vele anderen die een dagje hebben meegeholpen. Het determinatiewerk is uitgevoerd door Berend Aukema (wantsen), Jan Burgers en Kees Alders (loopkevers) en Wim Dimmers (Sprinkhanen).

Onze zeer hartelijke dank gaat uit naar de betrokken beheerorganisaties in Nederland (Staatsbosbeheer, Stichting het Limburgs Landschap en Natuurmonumenten) en de eigenaren en beheerders van de gebieden in België (ville de Visé en Natagora) en Duitsland (Gemeinde Bad-Münstereifel en de NRW-Stiftung). Al deze orgnisaties zijn wij zeer dankbaar voor het openstellen van hun terreinen voor dit onderzoek. Onze bijzondere dank gaat uit naar de beheerders en herders: Nicole Cordewener, Arjan Ovaa, Patrick Kloet, Frenk Janssen, Claude Puts, Gaëtan Bottin, Peer de Win, Evert van Acker, Ger Lardinois, Els Jetten, Don Bröchler, Claudia Fleuter en Julia Zehlius voor het verstrekken van informatie over beheer en geschiedenis van de terreinen en de zeer prettige en inspirerende samenwerking door de jaren heen.

De inhoudelijke analyse heeft vorm gekregen dankzij de inspirerende discussies en waardevolle aanvullingen en ideeën van Matty Berg (VU), Dries Bonte (Universiteit Gent), Eva Remke (Stichting Bargerveen), Joost Vogels (Stichting Bargerveen) en Hein van Kleef (Stichting Bargerveen). Vanuit het OBN netwerk waren het deskundigenteam Heuvelland en de Expertisegroep Fauna betrokken. Vanuit deze groepen willen wij in het bijzonder Aat Barendrecht, Dick Groenendijk, Jaap Bouwman en Bart van Tooren danken voor hun constructieve commentaar.

Samenvatting

De hellingschraallanden van Zuid-Limburg behoren tot de soortenrijkste habitattypen van Nederland en herbergen een groot aantal planten- en diersoorten die in Nederland min of meer tot deze hellingschraallanden beperkt zijn. Herstelbeheer dat de afgelopen decennia werd uitgevoerd heeft de achteruitgang van de hellingschraallanden deels een halt toe kunnen roepen. De dominantie van Gevinde kortsteel (*Brachypodium pinnatum*) is sterk teruggebracht, maar volledig herstel van vegetatie en fauna bleef uit. Het achterhalen van de belangrijkste knelpunten in de Nederlandse hellingschraallanden wordt bemoeilijkt door het feit dat het aantal potentiële onderzoeksterreinen beperkt is en de terreinen die er zijn in vele opzichten van elkaar verschillen (o.a. expositie, grootte, mate van isolatie, beheer en beheergeschiedenis). Een manier om toch te achterhalen wat de belangrijkste knelpunten zijn in deze gebieden is gebruik te maken van een levenscyclus aanpak. Hoe soorten reageren op hun omgeving en welke factoren van belang zijn voor hun overleving hangt af van de levenscyclus en de specifieke eigenschappen van de soort. Door te beredeneren welke omgevingsfactoren voor een soort essentieel zijn of juist een onoverkomelijk probleem vormen op basis van zijn eigenschappen kan inzicht worden verkregen in de sturende factoren. Voor vlinders en mieren is een dergelijke analyse uitgevoerd in de eerste fase van het OBN hellingschraalland onderzoek. Daaruit bleek dat het huidige beheer binnen de reservaten leidt tot een te koel microklimaat en een te dichte vegetatiestructuur in de zomer en te veel verstoring (opgegeten/weggemaaid worden) in het najaar. Daarnaast bleek de hoge mate van versnippering en isolatie van de hellingschraallanden een belangrijk knelpunt te zijn. Naar aanleiding van dit onderzoek, in combinatie met resultaten van onderzoek naar de vegetatie en bodem, werd aanbevolen het begrazingstijdstip te verschuiven van de herfst naar voorjaar en zomer, waarbij het beheer gespreid in ruimte en tijd (gefaseerd) moet worden uitgevoerd. Deze maatregelen zijn inmiddels grotendeels opgenomen in de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS), maar zijn nog niet in de praktijk getoetst.

Om inzicht te krijgen in de mate waarin de aanbevelingen uit het eerste fase OBN onderzoek ook gelden voor andere faunagroepen zijn in het huidige onderzoek drie aanvullende faunagroepen doorgelicht. Voor deze groepen - loopkevers, wantsen en sprinkhanen - waren reeds velddata beschikbaar, zowel uit het eerste fase OBN onderzoek (2005/2006) als uit eerdere bemonsteringen uitgevoerd door de Loopkeverstichting (1977/1981/1988). Samen met de eerder geanalyseerde mieren en vlinders vormen de wantsen, loopkevers en sprinkhanen een breed spectrum aan trofische niveaus (bloembezoekers, sapzuigers, jagers, planteneters) en verschillende 'gebruikers' (levend in en op de bodem alsook in en op de vegetatie). Ze vertegenwoordigen verschillende gradaties in mobiliteit en schaal van terreingebruik. Bovendien verwachten we dat met name de loopkevers en sprinkhanen weinig last hebben van de knelpunten die eerder genoemd werden voor mieren en vlinders. De voorgestelde beheeraanbevelingen zouden voor deze groepen daarom wellicht verkeerd uit kunnen pakken. De

wantsen vertoonden als enige groep grote vooruitgang sinds begin jaren '80, dus ook voor deze groep zou een verandering in beheer mogelijk negatief kunnen zijn.

Voor elk van de soortgroepen is na een verkennende analyse literatuuronderzoek verricht om voor elke soort een overzicht te krijgen van de belangrijkste eigenschappen met betrekking tot vliegvermogen, reproductieperiode, overwinteringsstadium en voedseltype (voor loopkevers zowel voor larve als adult). Op basis hiervan zijn hypothesen opgesteld over de gevoeligheid van verschillende soorten voor een aantal omgevingsfactoren. Deze hypothesen zijn vervolgens getoetst met behulp van veldgegevens over het voorkomen van de verschillende soorten en terreineigenschappen zoals bodemtemperatuur, terreingrootte en terreinisolatie (mate van versnippering).

De belangrijkste knelpunten die aan het licht zijn gekomen voor typische hellingschraalland loopkevers, wantsen en sprinkhanen zijn de beperkte terreingrootte en de terreinisolatie. De terreingrootte is vooral een probleem voor sprinkhanen en carnivore loopkevers. De terreinisolatie is met name problematisch voor loopkevers, wantsen en sprinkhanen die niet of nauwelijks in staat zijn te vliegen. Met betrekking tot beheervorm, intensiteit en beheertijdstip tekenen zich eveneens patronen af. De veldgegevens doen vermoeden dat intensief maai- of graasbeheer in voorjaar en zomer slecht uitpakt voor loopkevers die zich in het voorjaar voortplanten. Met name voor soorten die gebonden zijn aan het kalkgraslanddeel van de hellingschraallandgradiënt wordt het mogelijk te droog. Deze loopkeversoorten zijn weliswaar warmteminnend, maar niet erg droogtetolerant. Voor de bodemactieve wantsen en de sprinkhanen lijkt een kale bodem in voorjaar en zomer en bijbehorend warm microklimaat juist positief uit te pakken. Voor de wantsen die zich vooral in de vegetatie ophouden valt op basis van literatuurgegevens te verwachten dat te intensief beheer in voorjaar en zomer juist niet goed uitpakt.

Op basis van deze resultaten kan gesteld worden dat uitbreiding van het areaal hellingschraalland, met name in de buurt van bestaande reservaten belangrijk is. Dit sluit nauw aan bij de aanbevelingen op dit vlak uit de eerste fase OBN onderzoek, die ook voor planten, mieren en vlinders liet zien dat uitbreiding van het areaal hellingschraalland belangrijk is. Wat het interne beheer betreft blijkt uit deze studie dat begrazing in voorjaar en zomer, zoals is voorgesteld naar aanleiding van de eerste fase OBN hellingschraallandonderzoek waarschijnlijk ook voor de loopkevers, wantsen en sprinkhanen positief kan uitpakken, mits het voldoende gefaseerd wordt uitgevoerd. Uit de voorliggende analyse blijkt dat met name voorjaarsvoortplantende loopkevers en vegetatiebewonende wantsen kwetsbaar kunnen zijn voor begrazingsbeheer in voorjaar en zomer. Bij het (experimenteel) uitvoeren van dergelijk beheer moeten met name deze groepen goed in de gaten gehouden worden. Voor de meeste typische sprinkhanen is het vooral belangrijk dat de vegetatie in het vroege voorjaar voldoende open en warm is. Of ook dit bij een aangepast beheerregime voldoende gewaarborgd is zal in het veld gemonitord moeten worden. Maai-beheer in voorjaar en zomer is over het algemeen niet aan te bevelen omdat het hoge sterfte kan veroorzaken onder veel grote insectensoorten die zich ophouden in de vegetatie, waaronder wantsen en sprinkhanen.

Inleiding

1.1 Hellingschraallanden

Hellingschraallanden omvatten de gradiënt van zure kiezelkopgraslanden, heischrale graslanden, kalkgraslanden en voedselrijkere graslanden die op de hellingen van het Zuid-Limburgse heuvelland gevonden kunnen worden (zie Smits et al. 2009 voor meer informatie). Deze hellingschraallanden behoren tot de soortenrijkste habitattypen van Nederland en herbergen een groot aantal planten- en diersoorten die in Nederland min of meer tot deze hellingschraallanden beperkt zijn. De Nederlandse hellingschraallanden liggen bijna allemaal binnen Natura2000-gebieden (habitattypen H6210, H6230 en H6110).

Reeds in het begin van de 20e eeuw werden de eerste hellingschraallanden door natuurbeheerorganisaties aangekocht en beschermd. Nadat het oorspronkelijke extensieve agrarische gebruik in alle terreinen was verdwenen werd vanaf de jaren '60 van de vorige eeuw in de eerste terreinen gestart met beheer gericht op behoud van de bijzondere (botanische) rijkdom. Begin jaren '80 werd in diverse terreinen weer begrazingsbeheer ingesteld met mergellandschappen. Deze maatregelen bleken succesvol voor het terugdringen van de dominantie van Gevinde kortsteel (*Brachypodium pinnatum*), maar leidden niet tot volledig herstel van vegetatie en fauna (Bobbink & Willems 2001).

1.2 OBN onderzoek en beleidscontext

Teneinde te achterhalen wat de belangrijkste oorzaken zijn voor de ecologische achteruitgang van zowel flora als fauna van de hellingschraallanden en om inzicht te krijgen in de mogelijkheden voor herstel, werd in 2005 een vierjarig OBN onderzoek gestart. Uit deze eerste fase kwam naar voren dat het huidige beheer binnen de reservaten leidt tot 1. onvoldoende verschraling (Smits et al. 2009), 2. een te koel microklimaat en te dichte vegetatiestructuur in de zomer (van Noordwijk et al. 2012) en 3. hoge sterfte onder overwinterende rupsen en andere insecten door directe fysieke verstoring (opgegeten/weggemaaid worden) (van Noordwijk et al. 2011; van Noordwijk et al. in press). Daarnaast bleek de hoge mate van versnippering en isolatie van de hellingschraallanden een belangrijk knelpunt voor zowel flora als fauna. (Smits et al. 2009; van Noordwijk 2011; van Noordwijk et al. 2012). Aan de hand van de onderzoeksresultaten uit de eerste fase zijn aanbevelingen opgesteld voor het beheer van de Zuid-Limburgse hellingschraallanden. Zo worden goede resultaten verwacht van begrazing in voorjaar en zomer, waarbij het beheer gespreid in ruimte en tijd (fasering) moet worden uitgevoerd. Deze maatregelen zijn inmiddels opgenomen in de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS), maar zijn grotendeels nog niet in de praktijk getoetst.

In 2010 is de tweede fase OBN hellingschraalland onderzoek van start gegaan. Deze tweede fase richt zich op onderzoek naar de mogelijkheden voor herstel van hellingschraalland op voormalige landbouwgrond en het achterhalen van knelpunten in de stikstofhuishouding voor de heischrale vegetatie (zie van Noordwijk et al. 2011 voor meer informatie).

1.3 Visie huidig onderzoek

Het faunaonderzoek uit de eerste fase hellingschraallandonderzoek dat heeft geleid tot de bovengenoemde lijst van knelpunten en beheeraanbevelingen is grotendeels verricht aan mieren en vlinders. Uit diverse studies is echter bekend dat verschillende faunagroepen verschillend kunnen reageren op beheermaatregelen (Kruess & Tschardt 2002; Vessby et al. 2002; Oertli et al. 2005), waardoor de voorgestelde wijzigingen niet automatisch goed uitpakken voor alle faunagroepen. Tegelijkertijd is het ondoenlijk onderzoek te verrichten aan alle aanwezige faunasoorten, zeker in een dergelijk soortenrijk systeem. In het huidige onderzoek worden als aanvulling op het eerdere onderzoek drie faunagroepen doorgelicht. Door te kiezen voor in totaal vijf faunagroepen die samen een grote variatie in levenscycli, trofische niveaus en levensstrategieën vertegenwoordigen is getracht met een beperkte inspanning een zo breed mogelijk beeld te krijgen van de bestaande knelpunten en mogelijkheden voor herstel van het hellingschraallandsysteem.

Het achterhalen van de belangrijkste knelpunten in de Nederlandse hellingschraallanden wordt bemoeilijkt door het feit dat het aantal potentiële onderzoeksterreinen beperkt is en de terreinen die er zijn in vele opzichten van elkaar verschillen (o.a. expositie, grootte, mate van isolatie, beheer, beheergeschiedenis). Hierdoor is het onduidelijk welke factoren verantwoordelijk zijn voor verschillen in soortensamenstelling tussen de terreinen. Om deze reden is zowel in het reeds uitgevoerde onderzoek (eerste fase) als in het huidige onderzoek gekozen voor een aanpak waarin de eigenschappen en levensstrategieën van de soorten centraal staan. Hoe soorten reageren op hun omgeving en welke factoren van belang zijn voor hun overleving hangt af van de levenscyclus en de specifieke eigenschappen van de soort (Verberk 2008; van Noordwijk et al. 2012). Door te beredeneren welke omgevingsfactoren voor een soort essentieel zijn op basis van zijn eigenschappen kan alsnog inzicht worden verkregen in de sturende factoren (zie van Noordwijk 2011 voor meer informatie).

1.4 Keuze van de soortgroepen

De in dit rapport beschreven knelpuntenanalyse die is uitgevoerd als aanvulling op de eerste fase OBN hellingschraallandonderzoek is uitgevoerd voor loopkevers, wantsen en sprinkhanen. De keuze voor deze drie groepen als aanvulling op de eerder geanalyseerde mieren en vlinders is grotendeels gebaseerd op praktische argumenten. Alle drie de groepen werden in de eerste fase uitgebreid geïnventariseerd in Nederlandse en buitenlandse hellingschraallanden. Bovendien bestonden voor deze groepen ook al datasets uit de jaren '80 van de vorige eeuw, die een beeld geven van de recente veranderingen. De velddata werden op hoofdlijnen reeds geanalyseerd (Smits et al. 2009), echter zonder inbegrip van de soorteigenschappen. Naast deze praktische argumenten zijn er een aantal inhoudelijke redenen voor analyse

van deze drie soortgroepen. Samen vormen de vijf groepen (mieren, vlinders, wantsen, loopkevers en sprinkhanen) een breed spectrum aan trofische niveaus (bloembezoekers, sapzuigers, jagers, planteneters) en verschillende 'gebruikers' (levend in en op de bodem alsook in en op de vegetatie). Ze vertegenwoordigen verschillende gradaties in mobiliteit en schaal van terreingebruik. Bovendien verwachten we dat met name de loopkevers en sprinkhanen weinig last hebben van de knelpunten die eerder genoemd werden voor mieren en vlinders. De voorgestelde beheeraanbevelingen zouden voor deze groepen daarom wellicht verkeerd uit kunnen pakken. De wantsen vertoonden als enige groep grote vooruitgang sinds begin jaren '80, dus ook voor deze groep zou een verandering in beheer mogelijk negatief kunnen zijn. Analyse van de loopkevers, wantsen en sprinkhanen biedt dan ook de gelegenheid te onderzoeken hoe breed de voordelen zijn van de voorgestelde beheeraanpassingen. Eventuele nieuwe knelpunten voor sprinkhanen, wantsen en loopkevers kunnen met deze analyse vroegtijdig worden opgespoord.

1.5 Doel & onderzoeksvragen

Het doel van het voorliggende onderzoek was allereerst inzicht te krijgen in de belangrijkste sturende factoren in hellingschraallanden voor de drie betrokken soortgroepen. In aansluiting op het eerder verrichte onderzoek is getracht zicht te krijgen op de effecten van de voorgestelde beheerwijzigingen voor wantsen, sprinkhanen en loopkevers.

De onderzoeksvragen zijn:

- Welke knelpunten ondervinden karakteristieke sprinkhanen, loopkevers en wantsen in hun levenscyclus?
- Welke optimalisaties in het beheer zijn voor de verschillende overlevingsstrategieën vereist?
- Hoe zijn deze optimalisaties te integreren met de beheeradviezen voor vegetatie, mieren en vlinders uit de eerste fase OBN onderzoek?
- Welke karakteristieke loopkevers, wantsen en sprinkhanen ondervinden naar verwachting grote problemen bij het koloniseren van nieuwe hellingschraallanden?

2 Aanpak

2.1 Focus onderzoek

Doel van het onderzoek was helderheid te krijgen over de knelpunten die loopkevers, wantsen en sprinkhanen ondervinden in de Nederlandse hellingschraallanden. Vanwege het grotere aantal betroffen soorten en het relatieve gebrek aan kennis over de gevolgen van verschillende beheermaatregelen is aanzienlijk meer tijd en energie gestoken in de analyses van de wantsen en loopkevers dan in de analyse van de sprinkhanen. Voor de sprinkhanen is al veel informatie beschikbaar over elk van de gevonden soorten, zowel wat betreft eigenschappen en levenscyclus als wat betreft gevoeligheid voor beheermaatregelen. In dit rapport is voor deze groep dan ook volstaan met het concreet beantwoorden van de gestelde onderzoeksvragen (zie paragraaf 1.3.) op basis van de bestaande kennis. Voor de loopkevers en wantsen is een uitgebreidere analyse uitgevoerd die op hoofdlijnen hieronder besproken wordt.

2.2 Strategieën en soorteigenschappen

Uitgangspunt van de voorliggende analyse was om analoog aan de analyse die voor mieren is uitgevoerd (van Noordwijk et al. 2012) de loopkevers en wantsen in te delen in levensstrategieën die op een uniforme manier reageren op hun omgeving. Voor die levensstrategieën zouden dan op basis van de literatuur hypothesen kunnen worden opgesteld over de belangrijkste habitateigenschappen, waarna met velddata zou kunnen worden getoetst in hoeverre voor de verschillende groepen knelpunten optreden. Na uitgebreid literatuuronderzoek moet geconcludeerd worden dat voor de loopkevers en wantsen onvoldoende literatuur over de soorteigenschappen bekend is om waardevolle levensstrategieën te kunnen opstellen. Met name over de ontwikkeling en reproductie is voor beide groepen weinig bekend (eigenschappen als ontwikkelingsduur, intrinsieke ontwikkelingssnelheid, aantal eieren, eigrootte, variatie in investeringen in reproductie en synchronisatie van de reproductieperiode). Voor de loopkevers ontbreekt veelal kennis over de ecologie van de larven. Dit laat onverlet dat er over een aantal belangrijke eigenschappen wel informatie beschikbaar is. De belangrijkste eigenschappen waarover wel voor bijna alle soorten informatie is gevonden zijn vliegvermogen, reproductieperiode, overwinteringsstadium en voedseltype van zowel larve als adult. Op basis van deze eigenschappen kunnen aan de hand van literatuurgegevens voorspellingen worden gedaan over de gevoeligheid van verschillende soorten voor een aantal omgevingsfactoren. Aan de hand van de beschikbare veldgegevens kan vervolgens worden nagegaan in hoeverre deze factoren in de Nederlandse hellingschraallanden momenteel van belang zijn.

2.3 Omgaan met potvaldata

De beschikbare veldgegevens voor wantsen en loopkevers zijn verkregen met potvallen. Potvallen zijn de meest gebruikte methode voor het bemonsteren van bodembewonende faunagroepen. Ze geven een goed beeld van de aanwezige soorten die actief rondlopen en de methode is goed te standaardiseren, wat het mogelijk maakt vangsten uit verschillende terreinen en verschillende perioden met elkaar te vergelijken. Bij de analyse is het belangrijk te realiseren dat potvalvangsten geen goede representatie geven van de lokale dichtheden, maar van de activiteitsdichtheid ('activity density'). Soorten die zeer actief rondlopen hebben een veel grotere kans gevangen te worden dan soorten met een minder actieve levenswijze. De meest gevangen soorten zijn hierdoor niet noodzakelijkerwijs de meest dominante soorten. Bovendien kan het hierdoor gebeuren dat één of enkele soorten getalsmatig sterk overheersen waardoor een analyse op basis van eigenschappen sterk door één soort beïnvloedt wordt. Een manier om dit te vermijden is te kijken naar aan- en afwezigheid van soorten in plaats van een analyse van de individuen aantallen. Hiermee gaat echter veel waardevolle informatie verloren. In welke dichtheden een soort voorkomt geeft immers ook waardevolle informatie over de geschiktheid van een terrein voor deze soort. Waar relevant is in dit rapport dan ook gekozen voor een andere aanpak, gebruikmakend van relatieve abundanties (Lambeets et al. 2009). Binnen elke soort zijn individuen aantallen wel goed vergelijkbaar, verschillen in activiteit bestaan met name tussen soorten. Door per soort de individuen aantallen te schalen van 0 (afwezig) tot 1 (maximale dichtheid) wordt het mogelijk soorten die verschillen in activiteit met elkaar te vergelijken. Dit werd gedaan door voor elke soort het totale individuen aantal per jaar en per terrein te delen door het hoogste aantal individuen dat in dat jaar in één terrein (op basis van vier potvalseries per terrein) van deze soort werd gevangen. Om te zorgen dat soorten die in hele lage dichtheden voorkomen niet overmatig zwaar meetellen in de analyse wordt een drempelwaarde ingesteld, doorgaans gelijk aan het aantal bemonsterde terreinen (mond. med. Dries Bonte). In dit onderzoek zijn derhalve bij analyses op basis van de relatieve abundantie alle soorten die in totaal met minder dan 10 exemplaren per jaar (in alle terreinen samen) werden gevangen weggelaten.

2.4 Schaal

Een belangrijk verschil tussen planten en dieren is de mobiliteit van veel dieren gedurende hun leven. Waar planten na de zaadverspreidingsfase op één en dezelfde plek blijven groeien en afhankelijk zijn van de omstandigheden op die plek, zijn veel diersoorten in staat actief geschikte plekjes op te zoeken. Daarbij stellen larven en volwassen stadia van dezelfde soort vaak verschillende eisen aan hun omgeving. Om een goed beeld te krijgen van de habitateisen en mogelijke knelpunten voor wantsen, loopkevers en sprinkhanen in hellingschraallanden is het essentieel na te denken op het juiste schaalniveau. Veel volwassen loopkevers en bodemactieve wantsen gebruiken hun habitat op een schaal van enkele tientallen meters, vliegende soorten komen zelfs nog aanzienlijk verder. Nimfen en larven zijn minder mobiel en hebben veelal een smallere niche dan de volwassen stadia (Thiele 1977, Bourn & Thomas 2002). Door hun mobiliteit, in combinatie met hun lange levensduur (zeker voor loopkevers) worden volwassen loopkevers en wantsen op allerlei plaatsen aangetroffen die ongeschikt zijn om hun volledige levenscyclus te voltooien. Dit maakt dat een

analyse per potvalserie, gerelateerd aan de lokale standplaatscondities (bijvoorbeeld binnen het habitatype) een vertekend beeld geeft van de daadwerkelijke nichebreedte van een soort. Op terreinniveau kan redelijkerwijs wel worden aangenomen dat aangetroffen soorten zich lokaal voortplanten. In dit rapport zijn de analyses derhalve op terreinniveau uitgevoerd en niet apart per potvalserie binnen het terrein.

Eveneens gerelateerd aan het ruimtegebruik van wantsen, loopkevers en sprinkhanen is het feit dat een deel van de soorten die wordt aangetroffen in hellingschraallanden niet aan deze plekken zelf gebonden zijn, maar afkomstig zijn uit omliggende bossen, graslanden en akkers. De eigenschappen van deze soorten zijn dan ook niet gekoppeld aan de habitatkwaliteit van het hellingschraalland. Hierbij kan het om een groot deel van de aanwezige soorten en individuen gaan, zeker in kleine terreinen. Dauber et al. (2005) en Dauber en Purtauf (2007) hebben voor loopkevers aangetoond dat loopkevergemeenschappen sterk worden bepaald door het landgebruik in de omgeving en slechts in beperkte mate door habitatkarakteristieken. Om deze reden is het belangrijk onderscheid te maken tussen soorten die binnen het hellingschraalland hun levenscyclus voltooien en soorten die slechts tijdelijk van het hellingschraalland gebruikmaken, maar hun kwetsbare larvestadium elders doorbrengen. Een dergelijke grens is moeilijk goed te trekken. Alleen van de typische soorten van schrale graslanden is met redelijke zekerheid te zeggen dat ze hun volledige cyclus in de hellingschraallanden doorbrengen. Door de hoge mate van versnippering van de Nederlandse hellingschraallanden is aannemelijk dat individuen van typische soorten die in een specifiek terrein gevonden werden ook uit dat terrein afkomstig zijn. Voor alle andere soorten is niet goed vast te stellen waar ze hun levenscyclus voltooien. Een deel van de algemene soorten zal ook als larve in de hellingschraallanden leven, maar zonder specifieke vangsten van larven is niet vast stellen welk deel dit is. Om deze reden is in de analyses onderscheid gemaakt tussen de 'typische soorten' en overige soorten. Bij de loopkevers werd deze laatste groep nog verder verdeeld in eurytope veldsoorten en soorten van bossen en natte graslanden (zie paragraaf 3.2.3 voor de exacte criteria).

3 Loopkevers



Foto 1: Bombardeerkever (*Brachinus crepitans*). Foto: Theodoor Heijerman.

3.1 Inleiding

3.1.1 Loopkever levenscyclus

Loopkevers zijn holometabole insecten (volledige gedaanteverwisseling) wat betekent dat ze, naast de eifase, drie afgebakende levensfasen kennen, het larvestadium, het popstadium en het adulte stadium. Larven, poppen en adulten van dezelfde soort verschillen sterk van elkaar wat betreft uiterlijk, maar ook wat betreft gedrag en habitateisen. De adulten zijn veruit het meest mobiel en zijn door hun chitinepantser redelijk goed beschermd, bijvoorbeeld tegen uitdroging. Eieren en poppen zijn niet mobiel, maar over het algemeen wel enigszins beschermd tegen ongunstige omgevingsfactoren. Bij de meeste loopkeversoorten duren ei- en popstadium bovendien relatief kort, doorgaans een tot vier weken voor zowel ei- als popstadium (Turin 2000). De larven worden als het meest kwetsbare stadium gezien. Ze zijn weinig mobiel en gevoelig voor uitdroging (Thiele 1977).

De meeste loopkeversoorten zijn als adult generalistische en opportunistische jagers of zelfs omnivoren. Een aantal carnivore soorten heeft uitwendige vertering en is gespecialiseerd in slakken en/of regenwormen. In bossen en natte graslanden komen ook soorten voor die gespecialiseerd zijn in het vangen van springstaarten. In hellingschraallanden leven naast carnivore en

omnivore loopkevers ook een flink aantal uitgesproken fytofage soorten, die met name leven van zaden en vruchten van diverse soorten grassen, scherm- en kruisbloemigen. Een klein aantal soorten heeft een sterke voorkeur voor één of twee specifieke waardplanten waaronder de veel in hellingschraallanden voorkomende soorten Wilde peen (*Daucus carota*), Herderstasje (*Capsella bursa-pastoris*) en Kleine bevernel (*Pimpinella saxifraga*). Over de voedselvoorkeuren van de larven van de meeste loopkeversoorten is weinig bekend. Over het algemeen wordt aangenomen dat de larven ongeveer hetzelfde dieet hebben als de adulten, al zijn uitzonderingen op deze regel bekend. De Bombardeerkever (*Brachinus crepitans*) is in dit opzicht een bijzondere soort. De larven leven als ectoparasiet op keverlarven. Adulten van deze soorten zijn generalistische predatoren. Diverse *Amara* en *Harpalus* soorten die als adult voornamelijk plantaardig materiaal eten zijn als larve carnivoor (Turin 2000).

De meeste Nederlandse loopkevers hebben een eenjarige levenscyclus. De adulten van veel soorten kunnen meer dan één jaar oud worden en ook meer dan één keer deelnemen aan de reproductie. Een aantal soorten is facultatief bivoltien (twee generaties per jaar) of heeft een facultatief tweejarige cyclus. Een klein aantal soorten heeft een obligaat tweejarige levenscyclus. Wat betreft de voortplantingsperiode worden twee hoofdgroepen onderscheiden, de voorjaarsvoortplanters en de najaarsvoortplanters. Het gros van de soorten plant zich voort in het voorjaar, heeft larven die zich in voorjaar en zomer ontwikkelen met verse dieren in het najaar. Deze soorten overwinteren als volwassen kever, vaak onder graspollen, achter bast van bomen of ingegraven in de grond. De najaarsvoortplanters overwinteren als (halfvolgroeide) larve, vaak eveneens in de grond of onder strooisel en vegetatie. Zij voeden zich als larve in zowel najaar als voorjaar en verpoppen in de zomer. In beide groepen bevinden zich 'vroeg' en 'late' soorten. Diverse auteurs hebben geprobeerd loopkevers in te delen in een beperkt aantal duidelijk te onderscheiden levenscycli. Na het onderscheid in voorjaars- en najaarsvoortplanters van Larsson (1939), kwam Thiele (1977) met een verdeling in zeven groepen. Matalin (2007) heeft recent een typologie voorgesteld waarin 30 verschillende levenscycli worden onderscheiden. Hoewel al deze verdelingen in principe waardevol zijn voor ecologisch onderzoek, blijkt het in de praktijk vrijwel onmogelijk het grootste deel van de soorten toe te delen tot een specifieke levenscyclus. Informatie over de larven (van een aantal soorten is de larve nog niet eens beschreven), de spreiding in voortplantingsperiode, de exacte ontwikkelingsduur, het aandeel in de reproductie van meer dan één jaar oude individuen en de geografische en temporele variatie in voortplantingscyclus zijn daarvoor veelal onvoldoende bekend. Een van de meest praktische indelingen werd gemaakt door Den Boer & Den Boer-Daanje (1990) die de loopkevers onderscheiden naar soorten met zomerlarven en soorten met winterlarven.

3.1.2 Loopkevereigenschappen in relatie tot omgevingsfactoren

In de internationale literatuur zijn loopkevers vaak genoemd als een (potentieel) geschikte indicatorgroep voor het meten van het succes van herstel- en beheermaatregelen (Rainio and Niemelä 2003; Koivula 2011; Kotze et al. 2011). Loopkevers zouden sterk reageren op veranderingen in omgevingsfactoren, waardoor positieve en negatieve ontwikkelingen in een gebied in een vroegtijdig stadium in kaart kunnen worden gebracht. Onderzoeken laten inderdaad bijna altijd duidelijke verschillen zien in de soortensamenstelling tussen terreinen. De oorzaken van deze verschillen blijven echter vaak onduidelijk, waardoor loopkevers de belofte van een goede indicatorgroep tot op heden nog niet helemaal waarmaken. Op

landschapsschaal zijn al wel diverse verbanden gevonden tussen loopkevereigenschappen (met name lichaamsgrootte, vliegvermogen, voortplantingsperiode en trofisch niveau) en gradiënten in omgevingsfactoren (Sota 1994; Ribera et al. 1999; Ribera et al. 2001; Harvey et al. 2008; Lambeets et al. 2008; Barbaro & Van Halder 2009; Gerisch 2011). De mechanismen achter deze veranderingen in eigenschappen blijven echter vaak onduidelijk. Bovendien zijn er nauwelijks studies naar de relaties tussen eigenschappen en omgevingsfactoren op lokaal niveau (binnen een gebied).

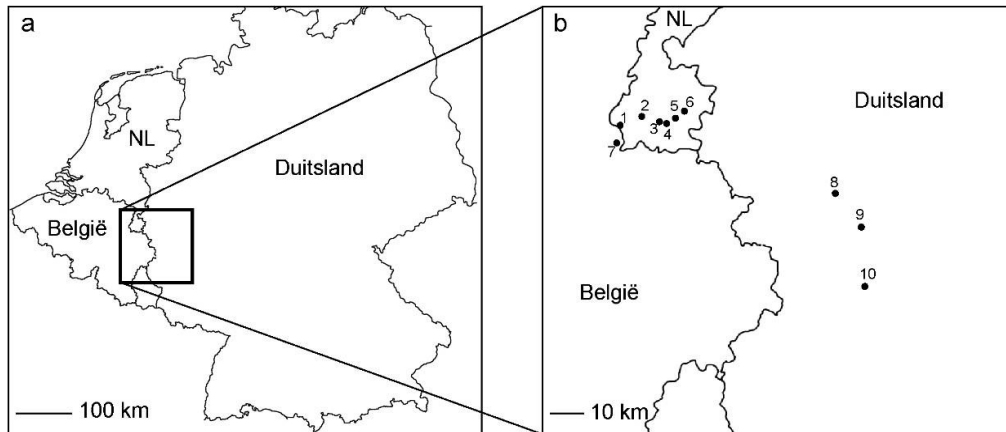
3.1.3 Loopkevers van hellingschraallanden

Loopkeversoorten die typisch genoemd worden voor hellingschraallanden zijn vooral aangepast aan de warme en droge omstandigheden (Lindroth 1949; Thiele 1977; Turin 2000). Lindroth (1949) heeft uitgebreid onderzoek gedaan naar de habitateisen en preferenties van 15 typische kalkgraslandsoorten. Hij concludeerde dat de chemische eigenschappen van kalksteen en kalkhoudende grond geen rol spelen. De belangrijkste factoren die wel van positieve invloed zijn zijn de snellere opwarming van kalksteen, met name in het vroege voorjaar, het vermogen van kalksteen om warmte langer vast te houden en de doorgaans schrale, open vegetatiestructuur. Het droge microklimaat van hellingschraallanden is voor loopkevers waarschijnlijk een obstakel, waar alleen goed aangepaste soorten mee om kunnen gaan. Daarbij zijn heischrale en zure graslanden aanzienlijk droger dan het kalkgrasland en de colluviale delen van de helling. Uitdroging in het larvestadium wordt door diverse auteurs genoemd als een van de belangrijkste bedreigingen voor loopkevers (Thiele 1977; van Dijk & den Boer 1992; Turin 2000). Hellingschraallandsoorten moeten hier in meer of mindere mate een oplossing voor gevonden hebben, hetzij door een fysiologische aanpassing, hetzij door aangepaste biologische eigenschappen. Mogelijke aanpassingen zijn bijvoorbeeld een snelle ontwikkeling in voor- of najaar, voordat het zeer droog wordt of diep ingraven in de bodem waar het altijd koel en vochtig blijft. Dergelijke aanpassingen hebben vaak ook een keerzijde waardoor soorten sterk beperkt worden in hun verspreiding. Soorten die diep ingegraven leven in de grond kunnen bijvoorbeeld beperkt zijn tot zeer warme gebieden omdat alleen daar voldoende warmte doordringt tot de diepte waarop de larven zich bevinden. Voor voedselspecialisten kan ook de voedselvoorkeur een reden zijn waarom soorten aan hellingschraallanden gebonden zijn. Dit lijkt bij loopkevers echter nauwelijks een rol te spelen (zie specifieke waardplanten in paragraaf 3.1.1.).

3.2 Methode

3.2.1 Veldgegevens loopkevers

De loopkevers zijn bemonsterd in zes Nederlandse hellingschraallanden met behulp van potvallen. Bemonsteringen zijn uitgevoerd in 1977 (Laamhei), 1981 (Bemelerberg, Berghofweide, Kunderberg en Wrakelberg), 1988 (Bemelerberg, Berghofweide, Laamhei, Kunderberg, Sint Pieterberg en Wrakelberg), 2005 (Bemelerberg, Laamhei, Kunderberg en Wrakelberg) en 2006 (Bemelerberg, Berghofweide, Sint Pieterberg en Wrakelberg). Daarnaast zijn in 2005 (deel van het jaar) en 2006 (gehele seizoen) een aantal buitenlandse terreinen geïnventariseerd ter vergelijking. Dit waren de terreinen Ahrhütte, Bürvenicherberg en Halsberg in Duitsland en Thier de Lanaye in België (figuur 1).



Figuur 1: Ligging van de bemonsterde terreinen Sint Pietersberg (1), Bemelerberg (2), Laamhei (3), Berghofweide (4), Wrakelberg (5), Kunderberg (6), Thier de Lanaye (7), Bürvenicherberg (8), Halsberg (9) en Ahrhütte (10).

In elk terrein zijn 4 tot 9 series potvallen geplaatst, waarvan ten minste vier in het best ontwikkelde hellingschraalland (bijlage 1). De overige series zijn zodanig geplaatst dat alle verschillende habitattypen (zuur kiezelkopgrasland, heischraal grasland, kalkgrasland en voedselrijker colluviaal grasland) binnen het terrein goed gedekt waren. Daarnaast is bij de plaatsing in 1988, 2005 en 2006 rekening gehouden met de bemonsteringen die in 1977, 1981 en 1988 zijn uitgevoerd door de Loopkeverstichting (Mabelis & Turin 1982; Turin 1983; Turin 2000). 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 0,1 liter formaline (5%) waaraan een druppel zeep was toegevoegd om de oppervlaktespanning te verlagen. In elk van de bemonsteringsjaren is onafgebroken bemonsterd tussen 1 april en 31 oktober, waarbij de vallen ongeveer eens per drie weken werden geleegd.

3.2.2 Veldgegevens omgevingsfactoren

Terreingrootte en isolatie is voor elk van de terreinen bepaald vanaf kaartmateriaal. Terreingrootte is daarbij gedefinieerd als het oppervlak aaneengesloten hellingschraalland. Op de Bemelerberg zijn zowel de Stroberg als de Winkelberg meegenomen, maar niet nabijgelegen onderdelen van het Bemelerbergcomplex zoals Hoefijzer en Koeberg. Op de Sint Pietersberg werden Kannerhei en Poppelmondedal meegeteld. De akker op het vlakke deel van het Poppelmondedal en kalkgraslanden aan de Noord en Oostzijde van de Sint Pietersberg zijn niet meegerekend (zie bijlage 1). Terreinisolatie is gedefinieerd als de afstand tot het eerstvolgende kalkgrasland. Schrale bermen en overhoekjes kunnen mogelijk ook een belangrijke rol spelen, maar zijn niet meegenomen omdat ze moeilijk in kaart te brengen zijn. In elk van de Nederlandse en Belgische terreinen zijn gedurende één jaar (april 2008-maart 2009) bodemtemperatuur en vegetatiehoogtedata verzameld (zie van Noordwijk et al. 2012 voor de exacte methode van de temperatuurmetingen). De vegetatiehoogte werd elke vier tot zes weken gemeten met behulp van een 'drop-disk'. Op vier plekken per terrein (overeenkomstig met de locaties van de temperatuurmetingen) werd in een vlak van twee bij twee meter in een regelmatig grid op 25 locaties de vegetatiehoogte bepaald. Deze

bepalingen werden uitgevoerd door een schijf van 8g met een diameter van 10cm langs een stok met centimeterverdeling (verticaal op de berg op de grond geplaatst) naar beneden te laten glijden.

3.2.3 Eigenschappen loopkevers

Voor elke soort zijn literatuurgegevens verzameld over de habitatpreferentie en een aantal eigenschappen die te maken hebben met ontwikkeling, reproductie, dispersie, synchronisatie en voedsel. Habitatpreferenties werden overgenomen uit Desender et al. (2008), aangevuld met Nederlandse gegevens afkomstig uit Turin (2000). Desender et al. (2008) onderscheiden de volgende categorieën: bos, nat grasland, akker, eurytoop open veld, kalkgrasland, heischraal grasland en heide en overig schraal droog grasland. De laatste drie categorieën werden door ons gezamenlijk aangemerkt als typische soorten voor deze studie. Informatie over vliegvermogen, reproductieperiode, voedseltype (zowel voor larven als voor adulten), levenscyclus, overwinteringsstadium en lichaamsgrootte werd verzameld uit Thiele (1977), Lindroth (1992), Luff (1993), Ribera et al. (1999), Turin (2000) en Saska et al. (2004).

3.2.4 Data-analyse

Analyses van de data uit 2005 en 2006 zijn uitgevoerd op basis van de gepoolde data van vier potvalseries per terrein zodat de vangstintensiteit in alle terreinen gelijk is. Voor terreinen waar meer dan vier series bemonsterd werden is een keuze gemaakt uit de beschikbare series op grond van de volgende criteria: series binnen twee meter van de rand van een terrein of langs heggen en graften werden uitgesloten, evenals series in zeer nutriëntenrijk grasland of bos. Als na deze selectie nog meer dan vier series overbleven werd een random selectie gemaakt, met dien verstande dat elk van de bemonsterde vegetatietypen in de selectie vertegenwoordigd bleef. Als eerste verkenning werd met deze data een vergelijking gemaakt tussen de terreinen op basis van de individuaantallen per habitatpreferentiegroep.

Bij het zoeken naar verbanden met omgevingsfactoren en het toetsen van deze verbanden met behulp van eigenschappen is gebruik gemaakt van relatieve abundanties, waardoor de maximale aanwezigheid van elke soort gelijk werd gesteld aan 1,0 (zie paragraaf 2.3.). Voor de terreinen die twee jaar lang bemonsterd werden werd, na een vergelijking tussen die jaren, alleen het eerste volledig bemonsterde jaar meegenomen in de analyse. Bij het berekenen van de correlaties tussen het aantal loopkeversoorten per terrein en mogelijk verklarende omgevingsfactoren zijn alleen de Nederlandse terreinen meegenomen. Met name de terreinen in Duitsland wijken af van de Nederlandse hellingschraallanden wat betreft vegetatiestructuur (ijler), microklimaat (droger) en deels grootte. Hierdoor kan het zijn dat de loopkeverfauna in deze buitenlandse terreinen door andere factoren gestuurd wordt dan in de Nederlandse hellingschraallanden. Omdat het doel van de huidige studie is uitspraken te doen over de sturende factoren in de Nederlandse gebieden zijn de buitenlandse terreinen buiten beschouwing gelaten. In de figuren zijn de buitenlandse terreinen waar mogelijk wel opgenomen ter ondersteuning van de Nederlandse data. Ook bij het toetsen van specifieke hypothesen aan de hand van soorteigenschappen zijn de buitenlandse terreinen wel in de analyse opgenomen.

Voor de vergelijking van vangsten tussen verschillende perioden is gebruik gemaakt van de absolute aantallen gevangen individuen in de afzonderlijke potvalseries per terrein (ook soorten die maar met één exemplaar gevangen

werden), dus niet de gepoolde data van de vier geselecteerde series uit de bovenstaande analyse. Alleen potvalseries die in beide inventarisatieperiodes werden bemonsterd zijn meegenomen (tabel 1). Om te onderzoeken of soorten met verschillende eigenschappen verschillen in hun verandering in de tijd is per soort gekeken naar de verandering in elke potvalserie per terrein. Als een soort in één of meer potvalseries vooruitging en in geen enkele serie achteruit is gegaan is dit geregistreerd als vooruitgang. Als een soort in één of meer series is achteruitgegaan en in geen enkele serie vooruit ging is dit geregistreerd als achteruitgang. Als een soort in sommige series in aantal is toegenomen en in andere series is afgenomen is dit geregistreerd als geen verandering. In deze analyse zijn ook de soorten meegenomen die in zeer lage aantallen gevonden werden.

*Tabel 1: Potvalseries per terrein en jaren waarin deze bemonsterd werden. Data uit de series gemarkeerd met * werden gebruikt voor de analyse van de 2005/2006 data met behulp van soorteigenschappen.*

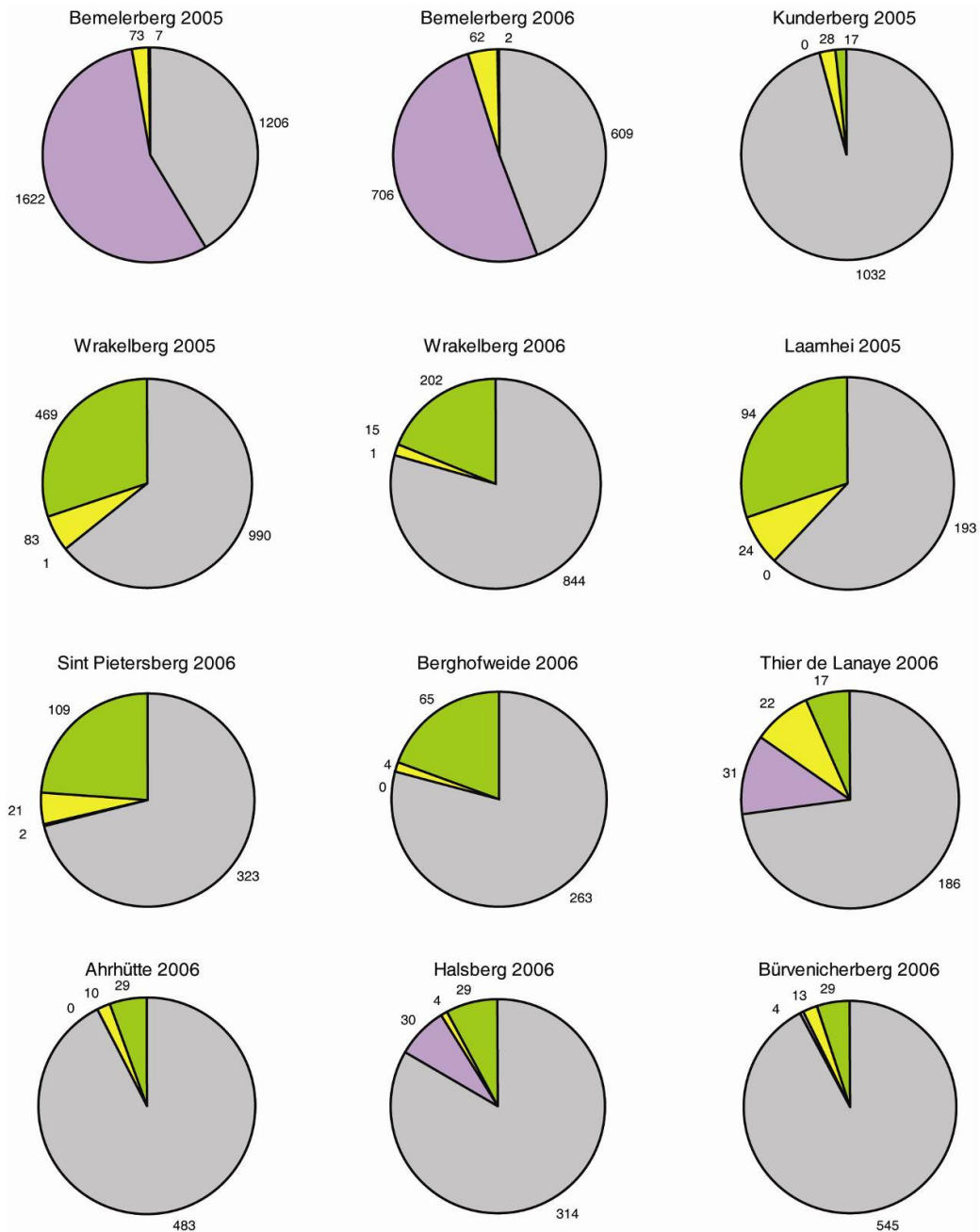
Terrein	Terreindeel	1977/1981	1988	2005/2006
Bemelerberg	Bem 1	81		05/06
Bemelerberg	Bem 2*	81	88	05/06
Bemelerberg	Bem 3	81	88	05/06
Bemelerberg	Bem 4*	81	88	05/06
Bemelerberg	Bem 5*	81		05/06
Bemelerberg	Bem 6	81		05/06
Bemelerberg	Bem 7*	81	88	05/06
Berghofweide	Bh 71*	81		06
Berghofweide	Bh 72	81	88	06
Berghofweide	Bh 73*	81	88	06
Berghofweide	Bh 74	81		06
Berghofweide	Bh 75	81		06
Berghofweide	Bh 76*			06
Berghofweide	Bh 77*			06
Kunderberg	Kun 12	81		05
Kunderberg	Kun 13*	81	88	05
Kunderberg	Kun 14*	81	88	05
Kunderberg	Kun 15*	81	88	05
Kunderberg	Kun 16*			05
Kunderberg	Kun 17	81		05
Laamhei	Laam 08*	77	88	05
Laamhei	Laam 09*	77	88	05
Laamhei	Laam 10*			05
Laamhei	Laam 11*			05
Sint Pietersberg	SP 81*		88	06
Sint Pietersberg	SP 82*		88	06
Sint Pietersberg	SP 83*		88	06
Sint Pietersberg	SP 84*		88	06
Wrakelberg	Wra 51	81		05
Wrakelberg	Wra 52	81	88	05/06
Wrakelberg	Wra 53*	81	88	05/06
Wrakelberg	Wra 54*	81		05/06
Wrakelberg	Wra 55*	81		05/06
Wrakelberg	Wra 56*	81	88	05/06
Wrakelberg	Wra 57	81		05
Wrakelberg	Wra 58	81	88	05/06
Wrakelberg	Wra 59	81		05

3.3 Resultaten

Een eerste getalsmatige analyse van de loopkevervangsten is beschreven in het eindrapport van de eerste fase hellingschraallandonderzoek (Smits et al. 2009). Uit die analyse kwam naar voren dat het aantal loopkeverssoorten in de Nederlandse hellingschraallanden nauwelijks is veranderd ten opzichte van de situatie in 1981. Er was geen duidelijk verband te zien tussen het soorten- en individuen aantal en het gevoerde beheer. In het huidige onderzoek wordt nader gekeken naar de afzonderlijke soorten en hun eigenschappen om meer inzicht te krijgen in de sturende factoren. Een overzicht van de gevangen soorten en hun eigenschappen is weergegeven in bijlage 2.

3.3.1 Individuenaantallen per vegetatievoorkeur

Als de samenstelling van de loopkeverfauna van de verschillende gebieden met elkaar wordt vergeleken, blijkt dat er grote verschillen bestaan in soortensamenstelling en totale individuenaantallen (bijlage 2). In figuur 2 zijn de totale individuenaantallen weergegeven, waarbij de "typische" soorten zijn opgesplitst in soorten van kalkgraslanden, soorten van heiden en heischrale graslanden en soorten van overige droge schrale graslanden. Ook uit deze data blijkt dat er grote variatie is tussen de terreinen, die overigens goed overeenkomt met de verschillen in vegetatie (Smits et al. 2009). De heischrale soorten komen in minder terreinen voor dan de andere groepen. Op de Bemelerberg en in mindere mate op Thier de Lanaye en de Halsberg vormen de heischrale soorten getalsmatig een belangrijke groep. Hoewel slechts vier heischrale soorten zijn aangetroffen op de Bemelerberg, vertegenwoordigt deze groep meer dan 50% van het aantal gevangen individuen. Op de Kunderberg, Berghofweide, Laamhei en het Duitse Ahrhütte is deze groep geheel afwezig. De echte kalkgraslandsoorten zijn op de Bemelerberg juist ondervertegenwoordigd, evenals op Thier de Lanaye. Op de Kunderberg is het totale aandeel typische soorten zeer laag. Dit wordt deels veroorzaakt door het zeer hoge aantal individuen behorend tot de redelijk eurytope veldsoorten, met name *Carabus auratus*. Deze soort wordt door sommige auteurs (Turin 2000) overigens wel tot de kalkgraslandsoorten gerekend, maar komt in Nederland ook buiten de kalkgraslanden lokaal massaal voor, bijvoorbeeld op (zuidhellingen van) dijken. Opvallend is dat ook in de Duitse terreinen het aandeel individuen behorend tot typische soorten relatief laag is. Vergelijking van het aandeel typische- en niet typische soorten per terrein laat een vergelijkbaar beeld zien als de individuenaantallen. Ook hier is geen duidelijk verschil zichtbaar tussen de Nederlandse en de buitenlandse gebieden. In de Nederlandse hellingschraallanden ligt het aandeel typische soorten tussen 14% (Berghofweide) en 30% (Wrakelberg). In de buitenlandse gebieden ligt het aandeel typische soorten op 19% (Ahrhütte) tot 31% (Bürvenicherberg).



Figuur 2: Aantal loopkevers (individueën) per jaar per terrein ingedeeld op basis van habitatvoorkeur: typische kalkgraslandsoorten (groen), typische soorten van heide en heischrale vegetaties (paars), typische soorten van droge, schrale graslanden (geel) en overige soorten zoals eurytope veldsoorten, bossoorten en soorten van natte graslanden (grijs). Het totaal aantal individuen per groep is weergegeven naast de taartpunten.

3.3.2 Kolonisaties en verdwijningen

Om een indruk te krijgen van de veranderingen in loopkeversamenstelling in de afgelopen 25 jaar is een vergelijking gemaakt tussen de loopkevervangsten uit 1981 en 1988 (destijds verzameld door de Loopkeverstichting) en de data uit 2005 en 2006. In 1981 waren de hellingschraallanden al flink aangetast door versnippering, vermeting en verwaarlozing. Data uit een eerdere periode die als weinig aangetast beschreven kan worden zijn helaas niet voorhanden. Rond 1981 is wel in diverse terreinen het beheer opgepakt of geïntensiveerd. Uit dat oogpunt biedt deze vergelijking de mogelijkheid te zien in hoeverre het intensievere beheer een verbetering of juist verslechtering voor de loopkevers heeft bewerkstelligd.

De vergelijking van de data uit 1981, 1988 en 2005/2006 laat zien dat er 17 gevallen zijn van typische soorten die geheel uit een terrein zijn verdwenen (tabel 2). Daar tegenover staan 18 gevallen van typische soorten die nieuw in een terrein zijn verschenen (tabel 3). Zowel bij de verdwenen als bij de nieuw verschenen soorten gaat het vooral om soorten die in lage dichtheden zijn gevangen. De kans is aanwezig dat deze soorten wel degelijk in beide inventarisatiejaren aanwezig waren, maar in één van beide jaren door de lage dichtheid waarin ze voorkomen over het hoofd zijn gezien. Als alleen de soorten worden meegenomen die in tenminste één van de bemonsteringsperioden met 5 of meer individuen zijn gevonden en niet zijn gevonden in één van de andere perioden dan blijven er vier verdwijningen en vier verschijningen over. Op drie terreinen (Berghofweide, Laamhei en Wrakelberg) zijn daarnaast in 1988 voor het eerst individuen gevonden van *Pterostichus ovoideus*, maar aangezien deze soort in 1981 niet is onderscheiden van *P. strenuus* is niet vast te stellen of het hier werkelijk om nieuwe kolonisaties gaat. Tenminste van de Wrakelberg is bekend dat *Pterostichus ovoideus* er al vóór 1988 voorkwam (Turin 2000).

Tabel 2: Loopkeversoorten die in 1981 en/of 1988 gevonden werden maar in hetzelfde terrein niet werden teruggevonden in 2005 en 2006. Het aantal individuen uit elke bemonsteringsperiode is weergegeven evenals de terreinen waar de soort in 2005 en/of 2006 wel werd aangetroffen. In de laatste drie kolommen staan de belangrijkste eigenschappen van de soort: het vliegvermogen, het voedseltype (larve/adult) en de reproductieperiode.

Soort	Terrein	'81/'88	Terreinen '05	Vliegen	Voedsel	Reproductie
<i>Amara praetermissa</i>	Wra	11/-	-	ja	carn/fyt	beide
<i>Calathus cinctus</i>	Bem	12/-	-	ja	carnivoor	najaar
<i>Ophonus melletii</i>	Wra	54/3	-	ja	fytofaag	voorjaar
<i>Ophonus melletii</i>	SP	a/13	-	ja	fytofaag	voorjaar
<i>Amara curta</i>	SP	a/1	-	?	carn/fyt	voorjaar
<i>Amara eurynota</i>	SP	a/1	Wrakelberg	ja	fytofaag	beide
<i>Amara montivaga</i>	SP	a/1	Laam/Wrakel	?	fytofaag	voorjaar
<i>Amara ovata</i>	SP	a/1	-	ja	carn/fyt	voorjaar
<i>Carabus convexus</i>	Wra	4/-	-	nee	carnivoor	voorjaar
<i>Harpalus dimidiatus</i>	Bh	1/-	-	?	fytofaag	voorjaar
<i>Harpalus dimidiatus</i>	Wra	1/-	-	?	fytofaag	voorjaar
<i>Lebia cruxminor</i>	Bem	1/-	-	ja	carnivoor	voorjaar
<i>Nebria salina</i>	Bem	1/-	Wrakelberg	ja	carnivoor	najaar
<i>Nebria salina</i>	Kun	3/-	Wrakelberg	ja	carnivoor	najaar
<i>Ophonus nitidulus</i>	SP	^a /1	Kun/Laam	ja	fytofaag	voorjaar
<i>Panagaeus bipustulatus</i>	SP	^a /3	Bem/Wrakel	?	carnivoor	voorjaar
<i>Syntomus truncatellus</i>	SP	^a /1	-	ja	carnivoor	voorjaar

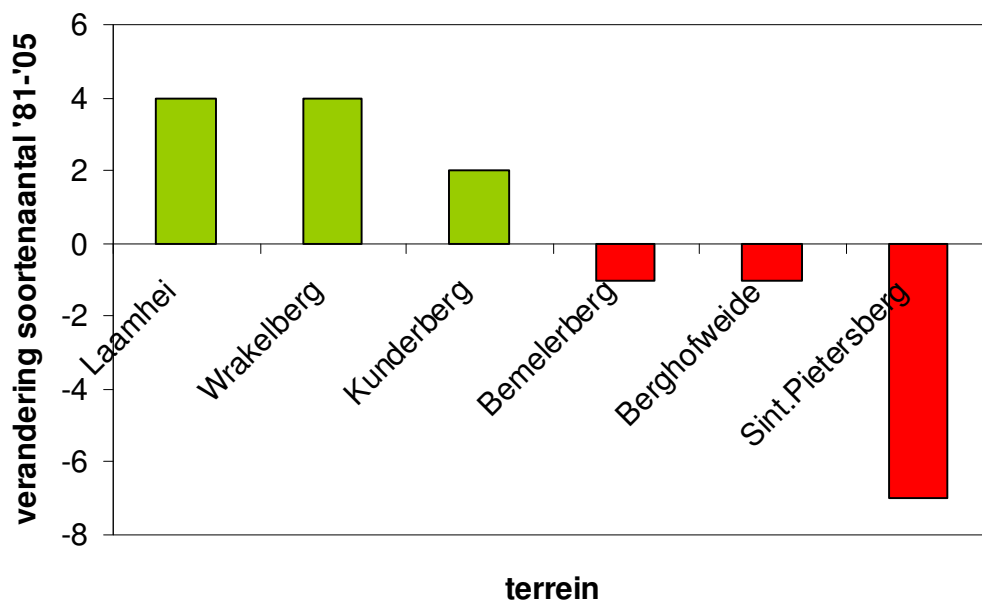
^a De Sint Pietersberg werd in 1981 niet bemonsterd.

Tabel 3: Loopkeversoorten die in 2005 of 2006 gevonden werden, maar niet uit dat terrein bekend waren uit 1981 en/of 1988. Het aantal individuen uit elke bemonsteringsperiode is weergegeven evenals de terreinen waar de soort in 1981 al aanwezig was. In de laatste drie kolommen staan de belangrijkste eigenschappen van de soort: het vliegvermogen, het voedseltype (larve/adult) en de reproductieperiode.

Soort	Terrein	'88/'05	Terreinen '81	Vliegen	Voedsel	Reproductie
<i>Amara convexior</i>	Kun	7/91	Bem, Bh, Kun, Wra	ja	fytofaag	voorjaar
<i>Amara nitida</i>	Laam	-/31	Berghof	?	fytofaag	voorjaar
<i>Parophonus maculicornis</i>	Bem	-/85	-	?	fytofaag	voorjaar
<i>Parophonus maculicornis</i>	Wra	1/8	-	?	fytofaag	voorjaar
<i>Amara equestris</i>	Kun	-/1	Bemelerberg	ja	fytofaag	najaar
<i>Amara eurynota</i>	Wra	-/1	-	ja	fytofaag	beide
<i>Amara montivaga</i>	Bem	-/1	-	?	fytofaag	voorjaar
<i>Amara montivaga</i>	Laam	-/3	-	?	fytofaag	voorjaar
<i>Amara montivaga</i>	Wra	-/2	-	?	fytofaag	voorjaar
<i>Ophonus arduus</i>	Wra	-/2	-	ja	fytofaag	najaar
<i>Ophonus nitidulus</i>	Laam	-/1	Kunderberg	ja	fytofaag	voorjaar
<i>Ophonus nitidulus</i>	Wra	-/1	Kunderberg	ja	fytofaag	voorjaar
<i>Ophonus puncticeps</i>	Laam	-/1	Bem, Kun, Wra	ja	fytofaag	najaar
<i>Ophonus puncticollis</i>	Wra	-/1	Kunderberg	ja	fytofaag	voorjaar
<i>Panagaeus bipustulatus</i>	Wra	3/1	Bemelerberg	?	carnivoor	voorjaar
<i>Parophonus maculicornis</i>	Kun	-/1	-	?	fytofaag	voorjaar
<i>Parophonus maculicornis</i>	Wra	-/8	-	?	fytofaag	voorjaar
<i>Syntomus foveatus</i>	SP	^a /1	Bemelerberg	ja	carnivoor	voorjaar

^a De Sint Pietersberg werd in 1981 niet bemonsterd.

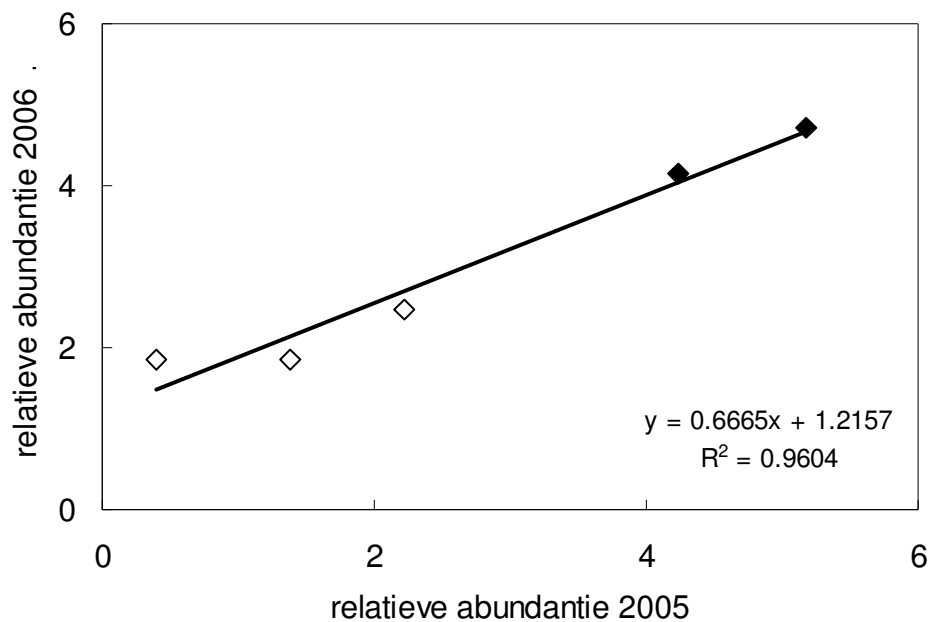
Het aantal in 2005/2006 nieuw gevangen soorten en het aantal soorten dat niet werd teruggevonden in de Nederlandse hellingschraallanden is goed met elkaar in evenwicht. Over het geheel gezien lijkt de kwaliteit van de Nederlandse hellingschraallanden voor typische loopkevers hiermee nauwelijks veranderd te zijn sinds 1981. Wel zijn negen soorten inmiddels uit alle onderzochte terreinen verdwenen, terwijl slechts vijf soorten nieuw in de onderzoeksgebieden zijn opgedoken. Daarmee lijken de kalkgraslanden wel iets eenvormiger geworden te zijn. Het aantal verschijningen en verdwijningen is ook niet evenredig over alle terreinen verdeeld (figuur 3). Met name op de Sint Pietersberg zijn veel soorten verdwenen (acht soorten verdwenen, slechts één verschenen), terwijl op de Wrakelberg en de Laamhei meer soorten zijn verschenen (Laamhei: vier soorten verschenen, geen verdwenen, Wrakelberg: acht soorten verschenen, vier verdwenen). Opvallen hierbij is dat de terreinen waar het aantal typische soorten is toegenomen alleen in het najaar worden beheerd, terwijl in de terreinen die ook in de zomer beheerd worden het soortenaantal is afgenomen. Dit betekent nog niet dat het beheer de oorzaak is voor dit patroon. Er zijn diverse andere factoren die dit patroon veroorzaakt kunnen hebben. Wel is het beheer duidelijk een aandachtspunt voor de verdere analyse (zie paragraaf 3.3.8).



Figuur 3: Netto verandering in het aantal typische schraal grasland loopkevers tussen 1981 (1977 voor Laamhei en 1988 voor Sint Pietersberg) en 2005/2006.

3.3.3 Relatieve abundantie

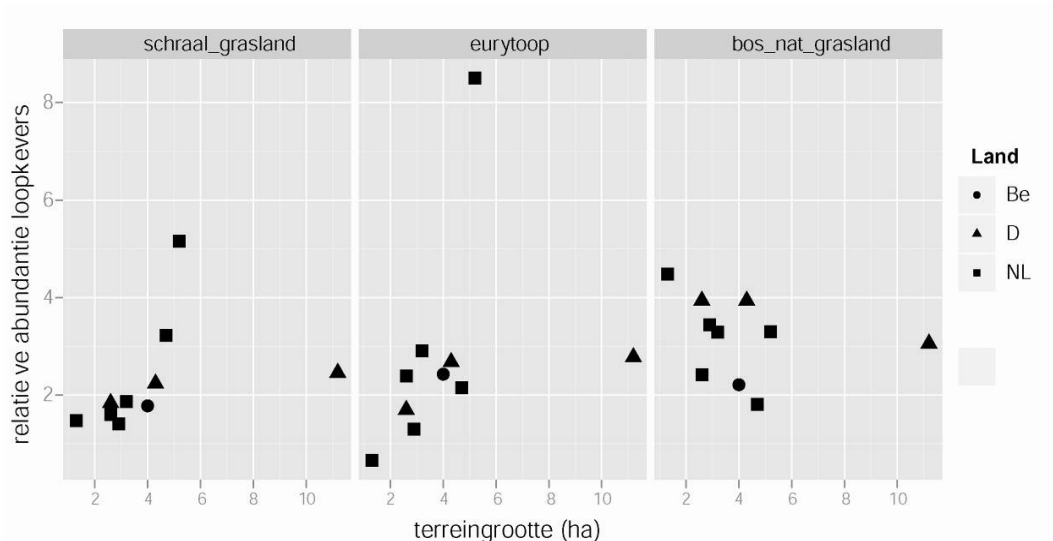
Zoals al eerder is aangegeven wordt met potvallen niet de werkelijke dichtheid aan loopkevers, maar de activiteitsdichtheid bemonsterd. Om te corrigeren voor soorten die in zeer grote aantallen gevangen worden door hun hoge activiteit is in de verdere analyse gewerkt met relatieve abundanties (geschaald per soort, zie paragraaf 2.3). Voor de data uit 2005 kon de relatieve abundantie voor 33 soorten loopkevers berekend worden (van deze soorten werden in totaal meer dan 10 individuen gevangen). In 2006 ging het om 35 soorten. Figuur 4 laat zien dat de som van de relatieve abundanties van typische schraalgrasland loopkevers per terrein goed overeenkomen tussen 2005 en 2006. De werkelijke individuen aantallen en in mindere mate de soortenaantallen schommelen wel sterk tussen de jaren (zie Smits et al. 2009). Die jaar tot jaar variatie was in de eerdere analyse een van de redenen dat geen duidelijke conclusies getrokken konden worden over de verschillen tussen de terreinen. De relatieve abundanties geven dus voor de typische soorten een redelijk stabiel beeld, waardoor de bemonsteringen uit 2005 en 2006 goed met elkaar vergeleken kunnen worden. Voor de terreinen die in beide jaren bemonsterd zijn maakt het hierdoor weinig uit welk jaar meegenomen wordt in de verdere analyse.



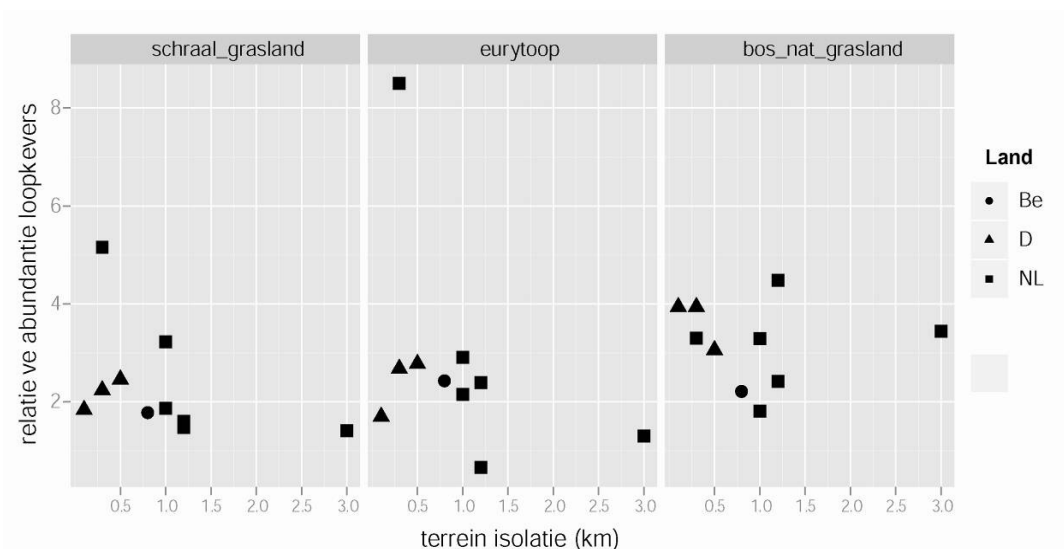
Figuur 4: Som van de relatieve abundantie van typische schraalgrasland loopkevers per terrein in 2005 ten opzichte van de som van de relatieve abundantie van typische schraalgrasland loopkevers in 2006 voor de Bemelerberg en Wrakelberg, die beide jaren van april tot oktober bemonsterd werden (zwart) en Halsberg, Ahrehütte en Thier de Lanaye die bemonsterd werden vanaf mei/juni 2005 (wit).

3.3.4 Verbanden met omgevingsfactoren

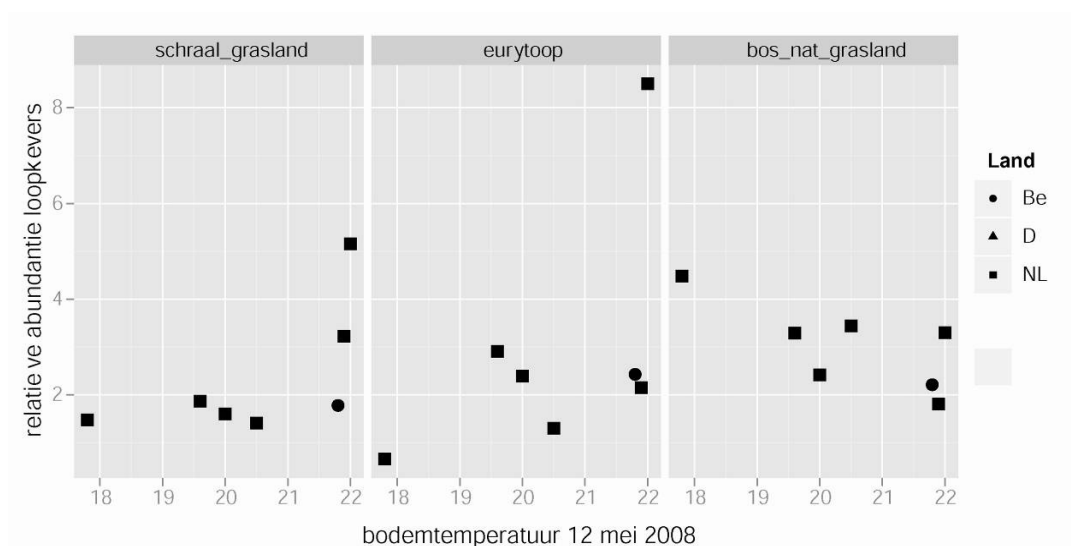
Om een indruk te krijgen van de verklarende waarde van een aantal potentieel belangrijke omgevingsfactoren is gekeken naar het verband tussen het voorkomen van typische schraalgrasland loopkevers en specifieke omgevingsfactoren. Op basis van de levenswijze van loopkevers (zie paragraaf 3.1) verwachten we met name patronen in het voorkomen van loopkevers in relatie tot de bodemtemperatuur in voor- en najaar, de terreingrootte, de mate van terreinisolatie en de vegetatiehoogte (figuren 5 t/m 10).



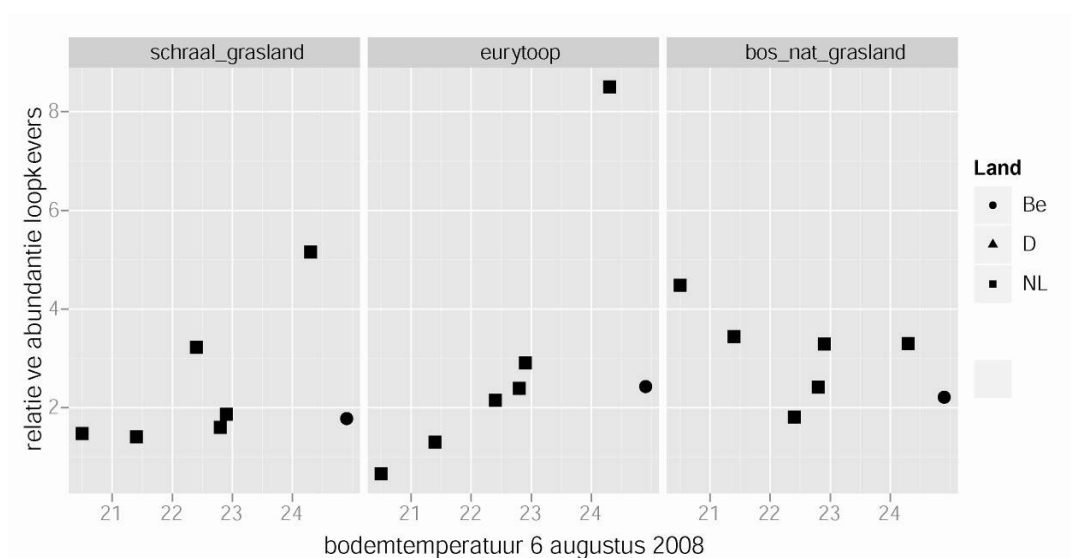
Figuur 5: Som van de relatieve abundantie van schraal grasland loopkevers (links), eurytope veldloopkevers (midden) en bos en nat grasland loopkevers (rechts) uitgezet tegen de terreingrootte.



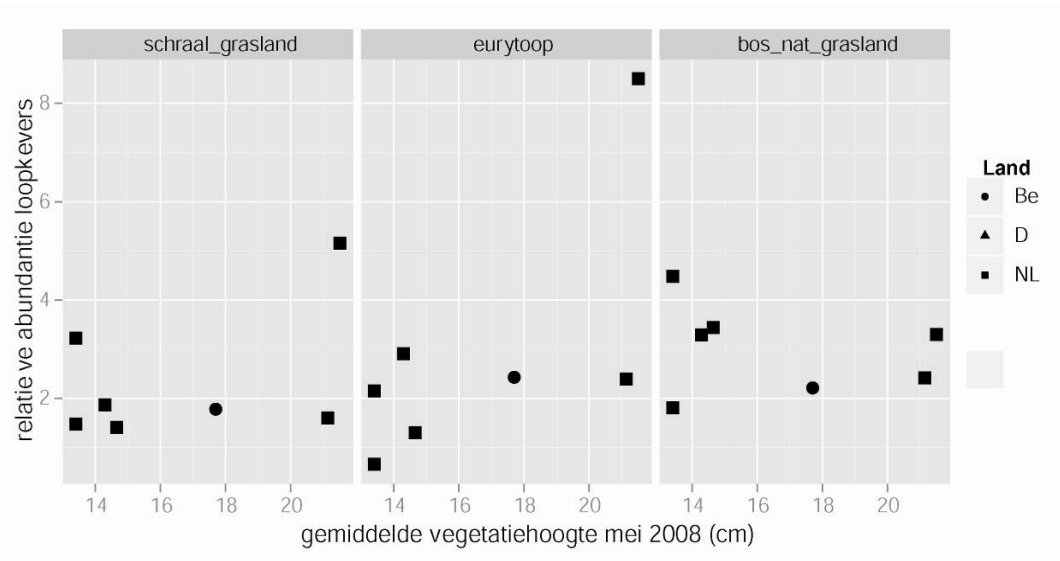
Figuur 6: Som van de relatieve abundantie van schraal grasland loopkevers (links), eurytope veldloopkevers (midden) en bos en nat grasland loopkevers (rechts) uitgezet tegen de terrein isolatie, weergegeven als de afstand (km) tot het dichtstbijzijnde kalkgrasland.



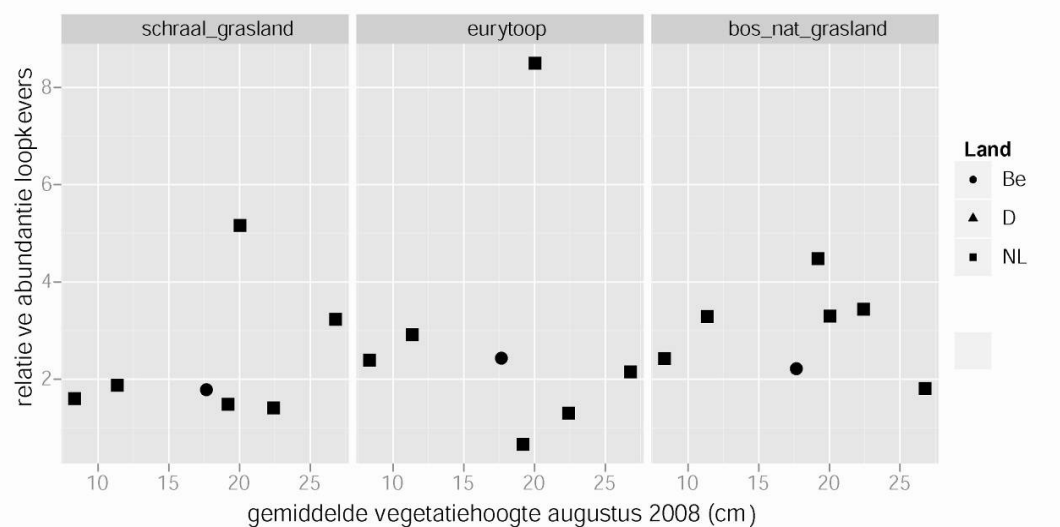
Figuur 7: Som van de relatieve abundantie van schraal grasland loopkevers (links), eurytope veldloopkevers (midden) en bos en nat grasland loopkevers (rechts) uitgezet tegen de bodemtemperatuur op 5 cm diepte op een warme dag in mei. Voor de Duitse terreinen zijn temperatuur gegevens niet beschikbaar.



Figuur 8: Som van de relatieve abundantie van schraal grasland loopkevers (links), eurytope veldloopkevers (midden) en bos en nat grasland loopkevers (rechts) uitgezet tegen de bodemtemperatuur op 5 cm diepte op een warme dag in augustus. Voor de Duitse terreinen zijn temperatuur gegevens niet beschikbaar.



Figuur 9: Som van de relatieve abundantie van schraal grasland loopkevers (links), eurytope veldloopkevers (midden) en bos en nat grasland loopkevers (rechts) uitgezet tegen de gemiddelde vegetatiehoogte (cm) in mei. Voor de Duitse terreinen zijn vegetatiehoogte gegevens niet beschikbaar.



Figuur 10: Som van de relatieve abundantie van schraal grasland loopkevers (links), eurytope veldloopkevers (midden) en bos en nat grasland loopkevers (rechts) uitgezet tegen de gemiddelde vegetatiehoogte (cm) in augustus. Voor de Duitse terreinen zijn vegetatiehoogte gegevens niet beschikbaar.

De relatieve abundantie van typische loopkevers in de Nederlandse hellingschraallanden is significant gecorreleerd aan terreingrootte en terreinisolatie (tabel 4). Zwakkere correlaties zijn zichtbaar met de bodemtemperatuur in mei en augustus. De relatieve abundantie van eurytope veldsoorten correleert eveneens positief met terreingrootte en bodemtemperatuur en negatief met terreinisolatie. Deze correlaties zijn wel zwakker en niet significant, behalve waar het gaat om de bodemtemperatuur in augustus. Juist het voorkomen van eurytope veldsoorten is zeer sterk positief hieraan gecorreleerd. Hieruit valt af te leiden dat voor de eurytope soorten blijkbaar deels dezelfde factoren van belang zijn als voor de typische

soorten. Het is daarmee aannemelijk dat een deel van de eurytope soorten en individuen zijn levenscyclus wel degelijk in de hellingschraallanden zelf voltooid. Tegelijkertijd is ook uit deze data duidelijk dat dit niet voor alle individuen geldt, de correlaties zijn over het algemeen immers zwakker voor de eurytope soorten dan voor de typische soorten. De bos en nat grasland soorten reageren, zoals verwacht, precies tegenovergesteld. Zij komen vooral voor op plaatsen waar minder typische schraalgrasland loopkevers zitten.

Tabel 4: Spearman correlaties tussen de relatieve abundantie van schraal grasland loopkevers, eurytope veldloopkevers en bos- en nat graslandloopkevers in de Nederlandse terreinen en verschillende omgevingsfactoren. Significante correlaties zijn gemarkeerd (= $p < 0,05$; **= $p < 0,01$).*

	Schraal grasland	Eurytoop	Bos/nat grasland
Terreingrootte	0,83*	0,71	-0,43
Isolatie (afstand)	-0,97**	-0,71	0,38
Temperatuur mei	0,60	0,49	-0,37
Temperatuur augustus	0,77	1,0**	-0,43
Vegetatiehoogte mei	0,23	0,67	0,00
Vegetatiehoogte augustus	0,14	-0,26	-0,29

Het is belangrijk op te merken dat uit de correlaties tussen relatieve abundantie van typische loopkevers en omgevingsfactoren geen eenduidige conclusies te trekken zijn over causale verbanden. Het aantal bemonsterde terreinen is beperkt en bovendien zijn de verschillende omgevingsfactoren onderling gecorreleerd. De grootste terreinen (Bemelerberg en Wrakelberg) zijn toevallig tevens de warmste terreinen, met name in het voorjaar (correlatie terreingrootte en temperatuur in mei heeft een Spearman correlatie van 0,89). Ook de temperatuur in mei en augustus zijn onderling gecorreleerd, terreinen die in het voorjaar warm zijn, zijn in augustus ook relatief warm (correlatie temperatuur in mei en temperatuur in augustus heeft een Spearman correlatie van 0,50). Uit deze data is dan ook niet af te leiden of de hoge relatieve abundantie, bijvoorbeeld op de Bemelerberg, veroorzaakt wordt door de terreingrootte, de bodemtemperatuur, een combinatie van beide of zelfs een andere hieraan gecorreleerde factor. Om inzicht te krijgen in de onderliggende mechanismen is het noodzakelijk specifiek te kijken naar de eigenschappen van de betrokken soorten. Op basis van die eigenschappen zijn voorspellingen te doen over welke soorten het meest zouden moeten reageren op bepaalde factoren en van welke soorten geen reactie wordt verwacht.

3.3.5 Hypotheses

Voor elk van de factoren die mogelijk een belangrijke rol spelen voor de loopkevers zijn hieronder hypothesen opgesteld over mogelijke mechanismen en de relevante soorteigenschappen. Deze hypothesen zullen hierna aan de hand van de velddata worden getoetst.

Terreingrootte

Als terreingrootte op zichzelf een belangrijke factor is in het voorkomen van loopkevers zijn de kleinere terreinen waarschijnlijk te klein om langdurig populaties te herbergen. Kleine populaties zijn kwetsbaar voor stochastische factoren en sterven sneller uit. Met name als de habitatkwaliteit niet optimaal is kan het zijn dat in kleine terreinen onvoldoende geschikt habitat voorkomt. Als (een deel van) de Nederlandse hellingschraallanden te klein is voor

loopkevers verwachten we dat vooral in de kleine terreinen veel soorten zijn verdwenen.

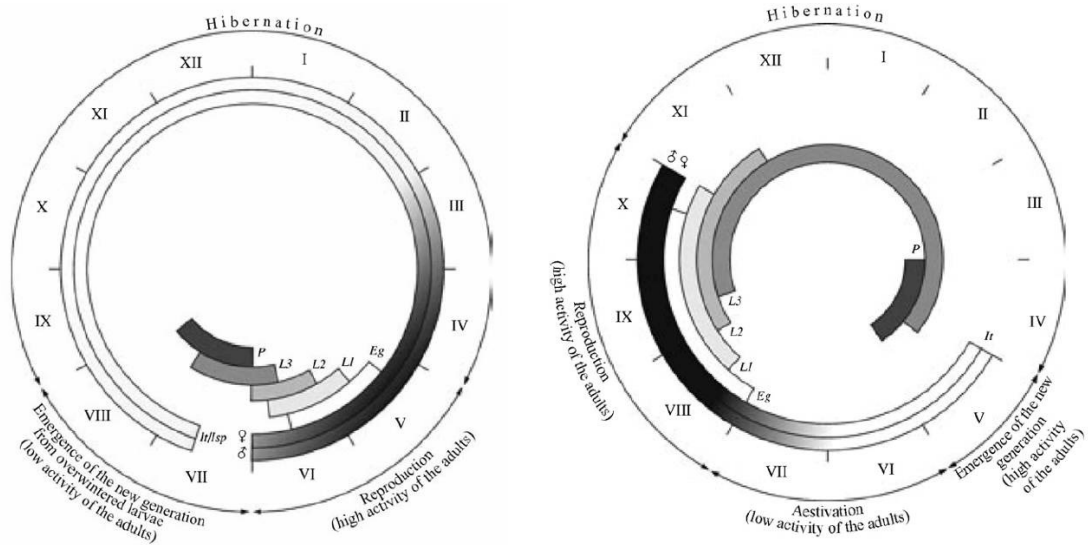
In de literatuur is veelvuldig beschreven dat hogere trofische niveaus (carnivoren, parasieten) sterker afhankelijk zijn van grote terreinen (Holt et al. 1999, Tschamtkke & Kruess 1999, Henle et al. 2004, van Nouhuys 2005). De reden hiervoor is dat lokale populatiefluctuaties groter zijn bij hogere trofische niveaus. Soorten van hoge trofische niveaus zijn hierdoor afhankelijk van minder betrouwbare voedselbronnen. In kleinere terreinen zijn minder alternatieve voedselbronnen aanwezig en is er minder ruimtelijk variatie om deze fluctuaties op te vangen. Hierdoor ondervinden soorten sneller tijdelijk voedselgebrek waardoor ze lokaal uitsterven.

Tereinisolatie

Als terreinisolatie een belangrijke factor is betekent dit dat de meest geïsoleerde terreinen onbereikbaar zijn voor een deel van de soorten. Soorten die verdwijnen zijn dan niet meer in staat een terrein te herkoloniseren. Het valt te verwachten dat terreinisolatie eerder een probleem is voor ongevleugelde soorten dan voor soorten met goed ontwikkelde vleugels en vliegspieren.

Microklimaat en vegetatiestructuur

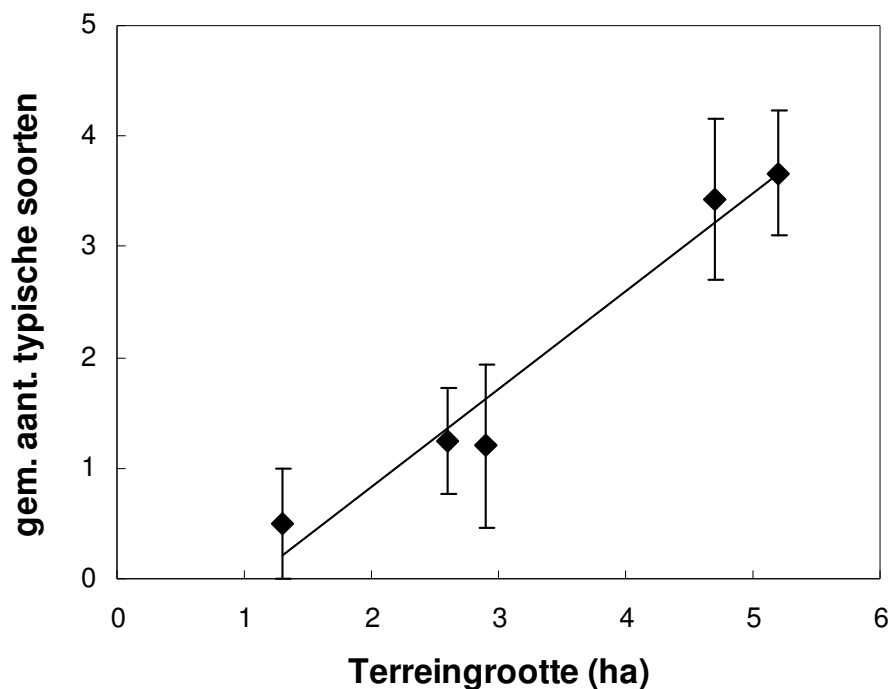
De bodemtemperatuur is voor loopkevers met name van belang voor de ontwikkeling van larven en eieren. Typische kalkgraslandsoorten zullen over het algemeen een voldoende hoge bodemtemperatuur nodig hebben om hun ontwikkeling te kunnen voltooien. Tegelijkertijd zijn larven ook gevoelig voor uitdroging en kan een hoge bodemtemperatuur dus ook negatief uitpakken doordat deze vaak gepaard gaat met droge omstandigheden. Het valt te verwachten dat voorjaarsvoortplanters en najaarsvoortplanters verschillend reageren op de bodemtemperatuur omdat zij op verschillende momenten in het jaar larven hebben. In figuur 11 is de ontwikkelingscyclus van voor- en najaarsvoortplanters schematisch weergegeven. Hieruit valt af te leiden dat voorjaarsvoortplanters larven hebben in de periode van ongeveer half mei tot half augustus. Najaarsvoortplanters hebben larven van half augustus tot ongeveer half mei. De vegetatiehoogte heeft invloed op de bodemtemperatuur en het vochtgehalte van de bodem, bij een hogere, dichtere vegetatiestructuur warmt de bodem minder sterk op en blijft deze vochtiger.



Figuur 11: Schematische weergave van de levenscyclus van voorjaarsvoortplantende loopkevers (links) en najaarsvoortplantende loopkevers (rechts) overgenomen uit Matalin 2007. De romijnse cijfers geven de maanden van het jaar weer (I = januari etc.).

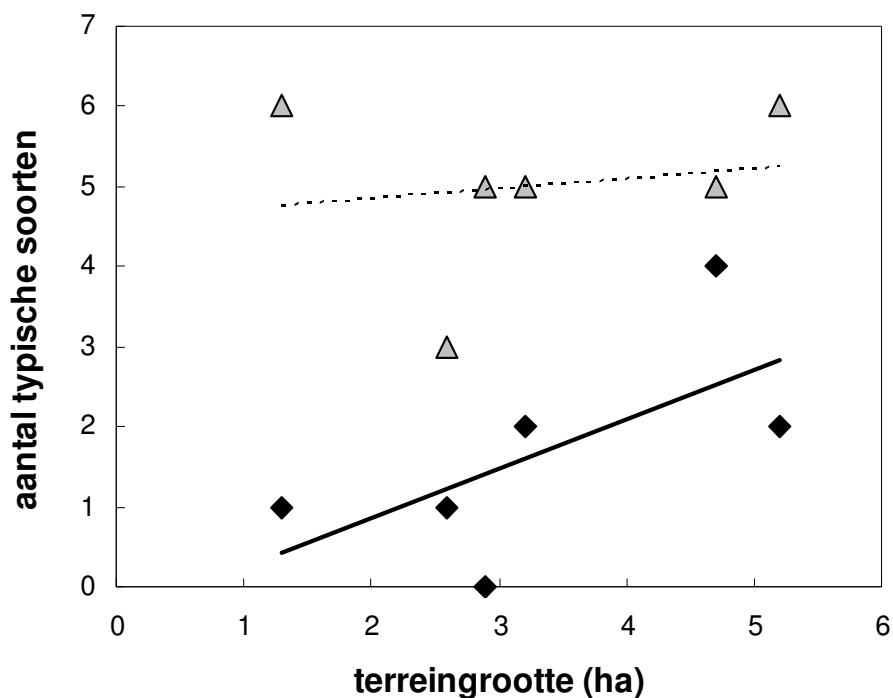
3.3.6 Terreingrootte

Om te achterhalen in hoeverre de terreingrootte beperkend is voor het voorkomen van typische loopkeversoorten is allereerst een vergelijking gemaakt tussen de data uit 1981 en de data uit 2005/2006. Als terreingrootte een belangrijke rol speelt zouden we verwachten dat de persistentie van typische soorten het laagst is in de kleine terreinen, wat betekent dat vooral hier soorten verdwijnen. Dit blijkt niet het geval te zijn. Het aantal verdwenen soorten is het hoogst op de Sint Pietersberg (8 soorten), Wrakelberg (4 soorten) en Bemelerberg (3 soorten), de drie grootste terreinen in dit onderzoek. Dit betekent hetzij dat alle Nederlandse terreinen groot genoeg zijn voor stabiele populaties van typische loopkevers, hetzij dat in de kleine terreinen al voor 1981 minder soorten voorkwamen. Als het aantal loopkeversoorten per terrein in 1981 wordt uitgezet tegen de terreingrootte blijkt dat laatste aan de hand te zijn (figuur 12). Al in 1981 was het gemiddeld aantal typische soorten per potvalserie sterk gecorreleerd met de terreingrootte (Pearson correlatie, $R^2 = 0.96$).



Figuur 12: Gemiddeld aantal typische schraal grasland loopkevers ($\pm$ standaard fout) per potvalserie per terrein in 1981 (Laamhei 1977) uitgezet tegen de terreingrootte. Het aantal potvalseries wisselt per terrein, zie tabel 1.

Uit literatuur is bekend dat hogere trofische niveaus sterker gebonden zijn aan grotere terreinen (zie paragraaf 3.3.6). Als we kijken welke soorten alleen in de drie grootste terreinen voorkomen en niet of nauwelijks in de kleinere valt op dat de carnivore soorten in deze categorie oververtegenwoordigd zijn. Maar liefst 83% (5 van de 6) van de typische carnivore soorten komt alleen in de drie grootste terreinen voor, tegen 36% (5 van de 14) van de typische fytofage soorten. Ook als we kijken naar de soorten die sinds 1981 uit terreinen zijn verdwenen zien we dat dit relatief veel soorten zijn die ten minste als larve carnivoor zijn. Van de 14 soorten die op een of meer locaties zijn verdwenen zijn er 9 (64%) carnivoor, terwijl van de 10 soorten die op een of meer locaties zijn verschenen slechts twee soorten (20%) carnivoor is. Ook als het aantal typische carnivore en fytofage loopkeversoorten per terrein gevangen in 2005/2006 wordt uitgezet tegen de terreingrootte blijkt dat met name de carnivore soorten sterk afnemen met afnemende terreingrootte (figuur 13).



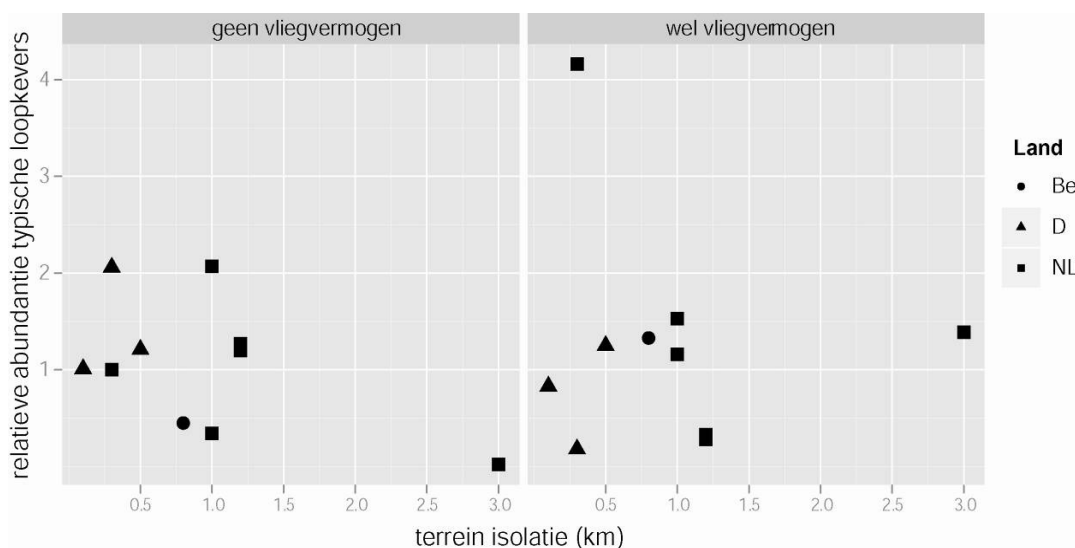
Figuur 13: Het aantal typische carnivore (ruit) en fytofage (driehoek) soorten loopkevers per terrein afhankelijk van de terreingrootte (alleen de Nederlandse terreinen zijn weergegeven). De Spearman correlatie tussen terreingrootte en het aantal carnivore soorten bedraagt 0,71, voor fytofage soorten is deze 0,19.

Terreingrootte lijkt dus wel degelijk een belangrijke factor voor het voorkomen van typische loopkevers in hellingschraallanden, met name voor carnivore soorten. Gezien het beperkte aantal terreinen is het moeilijk te zeggen wat een minimale terreingrootte is voor een soortenrijke loopkeverfauna. Voor de carnivore soorten lijken zelfs de grootste terreinen aan de kleine kant voor duurzame instandhouding. Wellicht is ook het verdwijnen van typische soorten uit de grotere terreinen sinds 1981 een aanwijzing dat zelfs de Sint Pietersberg, Bemelerberg en Wrakelberg voor (sommige) loopkevers aan de kleine kant zijn. De meeste soorten die in deze periode uit de grootste terreinen zijn verdwenen kwamen in 1981 al niet (meer?) voor in de kleinere hellingschraallanden.

3.3.7 Terreinisolatie & vliegvermogen

Naast terreingrootte is terreinisolatie eveneens significant (negatief) gecorreleerd aan de relatieve abundantie van typische loopkevers. De vraag is in hoeverre de huidige mate van terreinisolatie voor loopkevers beperkend is doordat soorten niet meer in staat zijn terreinen te (her)koloniseren. Uit tabel 3 blijkt dat slechts drie soorten in 2005/2006 in grotere getale aanwezig waren die niet al werden gevonden in 1981 (of 1988 voor de Sint Pietersberg). Een groter aantal soorten is in zeer lage aantallen nieuw opgedoken. Met de huidige potvaldata is onmogelijk vast te stellen of deze nieuwe verschijningen daadwerkelijk (her)koloniseren vanuit andere terreinen zijn of dat het gaat om uitbreidingen van relictpopulaties die nog in of nabij de reservaten aanwezig waren. Uit literatuur is bekend dat veel loopkevers die over goed ontwikkelde vleugels en vliegspieren beschikken afstanden van enkele kilometers kunnen afleggen en daarmee in principe alle Nederlandse

hellingschraallanden zouden moeten kunnen bereiken (den Boer 1970; Turin 2000). Tegelijkertijd zullen voor de meeste soorten de bronpopulaties dusdanig klein zijn (mede door de beperkte terreingrootte) dat slechts zelden kolonisaties optreden. Voor soorten met een beperkt vliegvermogen (vleugelaanleg en/of vliegspieren niet aanwezig of slechts ontwikkeld in een zeer klein deel van de populatie) is terreinisolatie waarschijnlijk een grote beperkende factor. In de Nederlandse hellingschraallanden is te zien dat de vertegenwoordiging van typische soorten met beperkt vliegvermogen erg laag is op de Kunderberg, het meest geïsoleerde terrein (figuur 14). Voor de andere terreinen is er geen duidelijk verband zichtbaar evenals voor de typische soorten met goed ontwikkeld vliegvermogen.



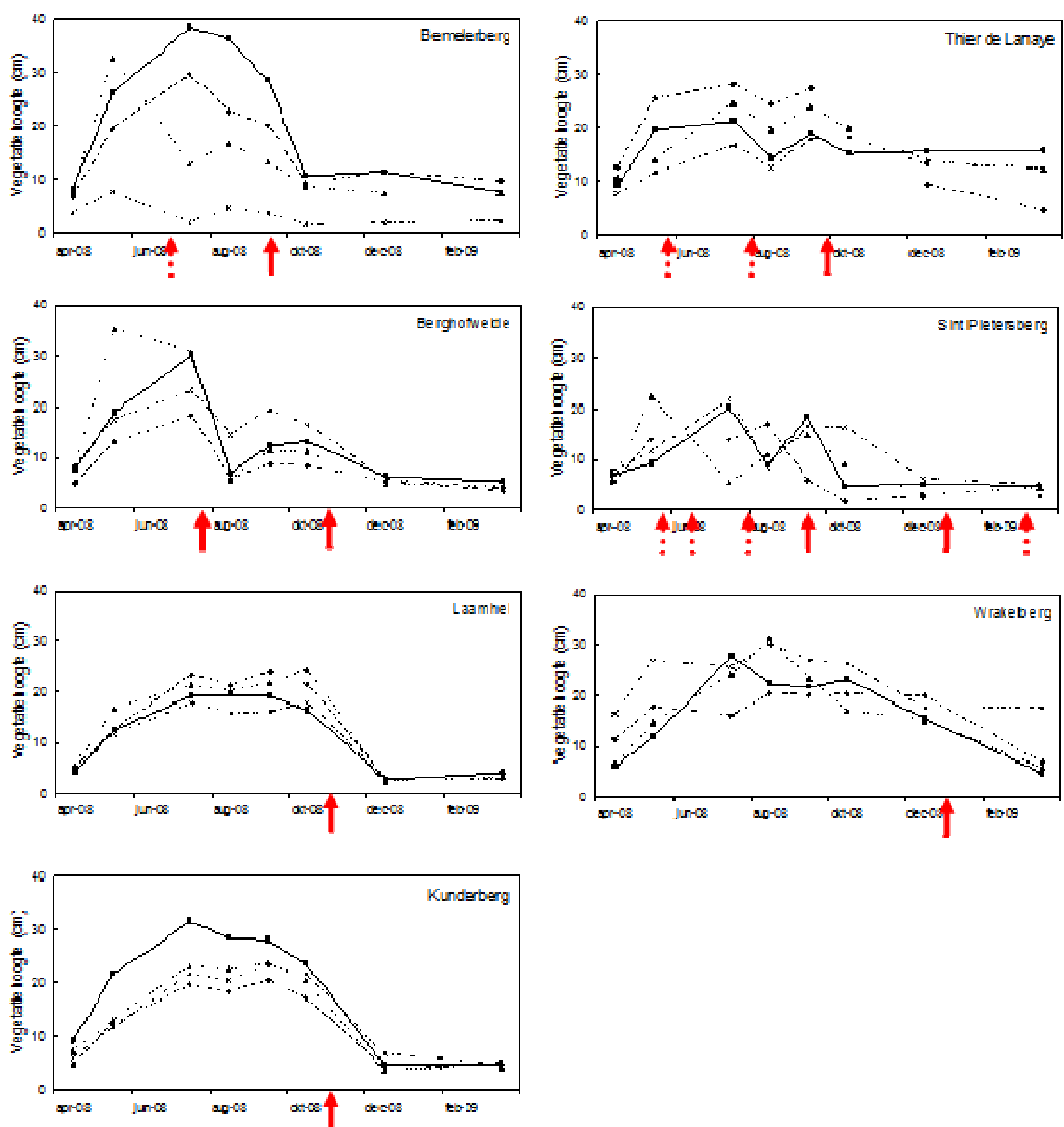
Figuur 14: Relatieve abundantie van loopkevers met (rechts) en zonder (links) goed ontwikkeld vliegvermogen in relatie tot de afstand tot het dichtstbijzijnde hellingschraalland.

Probleem bij deze analyse is dat het vliegvermogen pas een rol speelt bij de verspreiding van soorten als het gaat om de mogelijkheid terreinen te herkoloniseren, niet waar het gaat om overleving in reeds gekoloniseerde terreinen. Een isolatie-effect is daarom moeilijk aan te tonen in een studie met een beperkt aantal terreinen waarbij ook nog andere factoren van belang zijn voor de plaatselijke overleving. Op de Kunderberg kan bijvoorbeeld meegespeeld hebben dat in dit terrein lange tijd brandbeheer is uitgevoerd waardoor de loopkeverfauna in 1981 sterk verarmd was (Turin 1983). Voor een grote groep typische soorten is het bovendien niet helemaal duidelijk hoe goed het vliegvermogen daadwerkelijk is (Turin 2000). Er zijn slechts twee typische soorten die helemaal niet kunnen vliegen (*Carabus convexus* en *Pterostichus ovoideus*). *C. convexus* is sinds 1981 geheel uit de bemonsterde terreinen verdwenen. Van *P. ovoideus* is onduidelijk of kolonisaties hebben plaatsgevonden aangezien de soort in 1981 niet werd onderscheiden. In dit opzicht is het zeer interessant te volgen wat er gebeurt op de Verlengde Winkelberg waar nieuw kalkgrasland wordt gecreëerd. Relictpopulaties zijn hier zeker niet aanwezig, waardoor het kolonisatieproces goed gevolgd kan worden. Vanuit de literatuur wordt het beeld dat terreinisolatie wel degelijk een rol speelt voor loopkevers ondersteund. Duits onderzoek heeft recent laten zien dat 1) loopkevers met goed ontwikkeld vliegvermogen evenveel aanwezig zijn in geïsoleerde graslanden als in niet geïsoleerde graslanden; 2) loopkevers met beperkt vliegvermogen aanzienlijk minder voorkomen in geïsoleerde graslanden; 3) loopkevers met beperkt vliegvermogen deels

gebruik maken van bermen en andere lijnvormige verbindende elementen (Wamser et al. 2012). In Zuid-Limburg zijn dergelijke verbindende elementen echter nauwelijks nog aanwezig. Schrale wegbermen, holle wegen en overhoekjes die in het verleden als 'groene infrastructuur' functioneerden zijn momenteel nauwelijks nog te vinden (Wallis de Vries et al. 2009).

3.3.8 Beheer en microklimaat

Uit figuur 3 en de tabellen 2 en 3 komt naar voren dat het aantal sinds 1981 verdwenen of verschenen soorten sterk verschilt tussen de terreinen. De drie terreinen waar ook beheer in de zomer plaatsvindt doen het daarbij aanmerkelijk slechter dan de drie terreinen met enkel beheer in het najaar. Dit doet vermoeden dat het beheer en/of het daarmee samenhangende microklimaat een duidelijk effect heeft op de loopkeversamenstelling. Mede als gevolg van het beheer zijn er grote verschillen in de gemiddelde vegetatiehoogte gedurende het jaar tussen de gebieden (figuur 15).



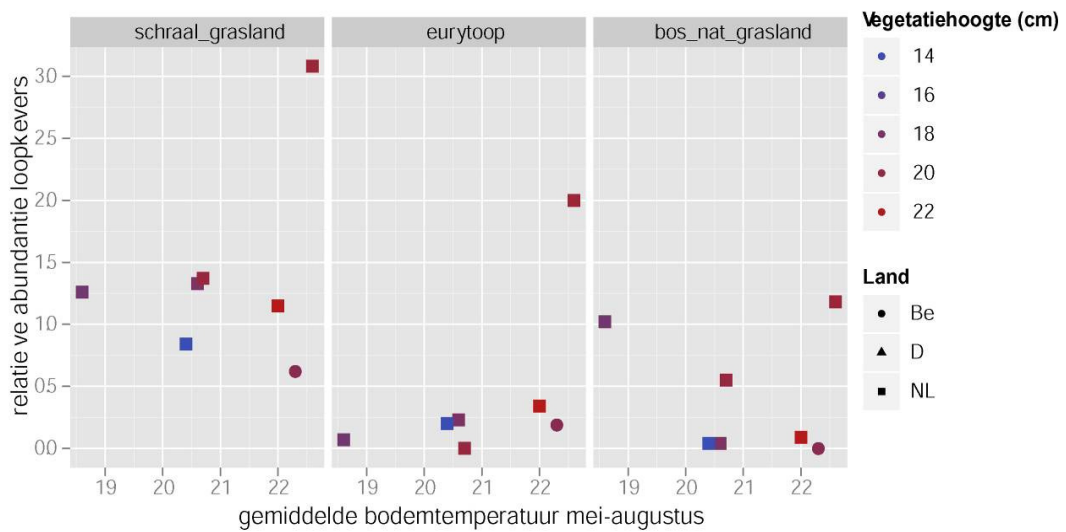
Figuur 15: Vegetatiehoogte door het jaar heen op vier locaties per gebied. Met pijlen is aangegeven op welke momenten beheer is uitgevoerd. Beheer in een deel van het terrein is aangegeven met een onderbroken pijl.

De variatie in vegetatiehoogte verschilt eveneens tussen de gebieden, waarbij er op de Bemelerberg, Sint Pietersberg en Thier de Lanaye aanmerkelijk grotere verschillen zijn gemeten tussen de vier meetpunten dan in de andere gebieden. Ook op kleinere schaal is de variatie in vegetatiehoogte van belang. Een gesloten vegetatiedek laat minder zonlicht door en is daardoor koeler en vochtiger dan een ijle vegetatie. Dit effect is niet terug te zien in de gemiddelde vegetatiehoogte per terrein, maar is wel mede bepalend voor de bodemtemperatuur en het vochtgehalte van de bodem. Daarnaast valt te verwachten dat de vegetatiehoogte en -structuur bepalend is voor het voedselaanbod van loopkevers.

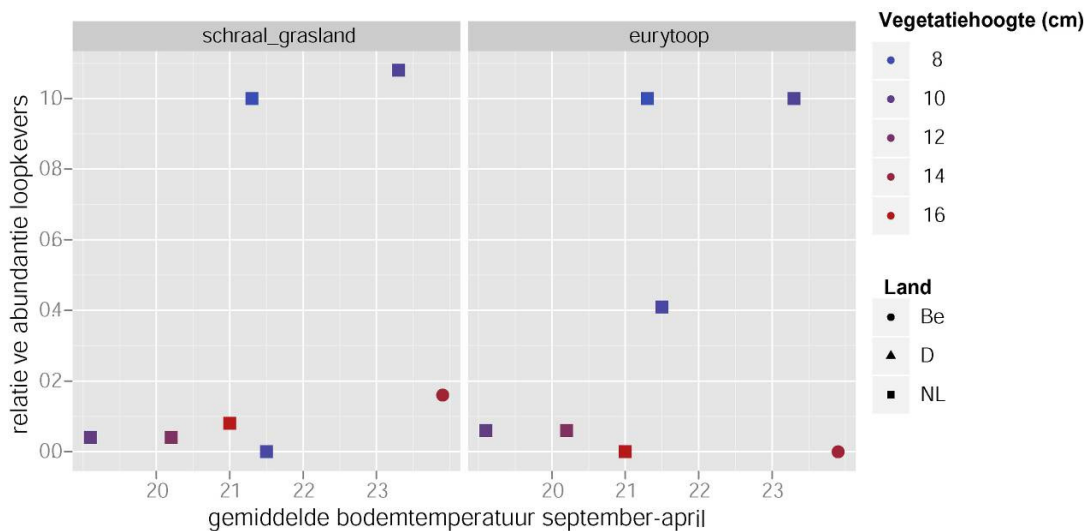
Vanuit de levenscycli van voorjaars- en najaarsvoortplanters valt te verwachten dat voorjaarsvoortplanters het meest gevoelig zijn voor temperatuur, vochtigheid en voedselbeschikbaarheid in de periode mei-augustus, wanneer de larven actief zijn. Voor de najaarsvoortplanters verwachten we dat eveneens de larvale periode het meest gevoelig is, deze loopt van september tot april. Aangezien de carnivore loopkevers nagenoeg beperkt zijn tot de twee grootste terreinen is de hieronder beschreven analyse alleen uitgevoerd voor de fytofage soorten. Fytofage soorten met voortplanting in zowel voor- als najaar zijn nauwelijks in de hellingschraallanden gevonden, daarom zijn deze niet apart geanalyseerd.

Er is geen eenduidig verband tussen de relatieve abundantie van de voorjaarsvoortplantende fytofage loopkevers en de bodemtemperatuur in de periode mei-augustus (figuur 16). De relatieve abundantie is veruit het hoogst op de Bemelerberg, het warmste terrein, maar de relatieve abundantie op de andere twee zeer warme terreinen, Wrakelberg en Thier de Lanaye, is juist vrij laag. De hoge relatieve abundantie op de Bemelerberg wordt mede veroorzaakt door het zeer abundante voorkomen van twee soorten die typisch zijn voor heischrale graslanden (*Harpalus anxius* en *Harpalus rufipalpis*), een vegetatietype dat in de meeste andere terreinen nauwelijks aanwezig is. Het is mogelijk dat de typische, fytofage voorjaarsvoortplantende loopkevers het meest gebaat zijn bij een middelmatige bodemtemperatuur (warm genoeg, maar niet te droog) en voldoende staande vegetatie (voedselbron en buffering tegen uitdrogen van de bodem), maar op basis van deze data is dit niet meer dan speculatie. Het is opvallend dat bij de eurytope soorten een positief verband zichtbaar is tussen bodemtemperatuur en relatieve abundantie van voorjaarsvoortplanters. Het is onwaarschijnlijk dat de eurytope soorten een hogere temperatuurbehoefte en/of droogtetolerantie hebben dan de typische loopkevers. Mogelijk worden de hoge relatieve abundanties van eurytope soorten deels veroorzaakt door volwassen kevers die niet hun levenscyclus in het hellingschraalland voltooien.

Voor de fytofage najaarsvoortplanters lijkt er meer patroon te zitten in het voorkomen van soorten in relatie tot de bodemtemperatuur in het najaar en vroege voorjaar (figuur 17). Alleen in terreinen met een hoge bodemtemperatuur en een lage vegetatiehoogte in de kritieke periode is de relatieve abundantie voor deze groep soorten hoog. Dit patroon is ook zichtbaar bij de eurytope soorten. Bij deze data moet wel worden opgemerkt dat het totale aantal typische fytofage soorten met najaarsvoortplanting zeer laag is (vier soorten). Stochastische processen zoals uitsterven en kolonisatie in individuele gebieden, die mede gestuurd worden door de terreingrootte en de ligging ten opzichte van bronpopulaties, hebben hierdoor een groot effect op de data.



Figuur 16: Som van de relatieve abundantie van fytofage voorjaarsvoortplantende loopkevers verdeeld in schraal grasland loopkevers (links), eurytope veldloopkevers (midden) en bos en nat grasland loopkevers (rechts) uitgezet tegen de gemiddelde bodemtemperatuur op 5 cm diepte op warme dagen in de periode mei-augustus. De gemiddelde vegetatiehoogte in dezelfde periode is weergegeven met verschillende kleuren (zie legenda).

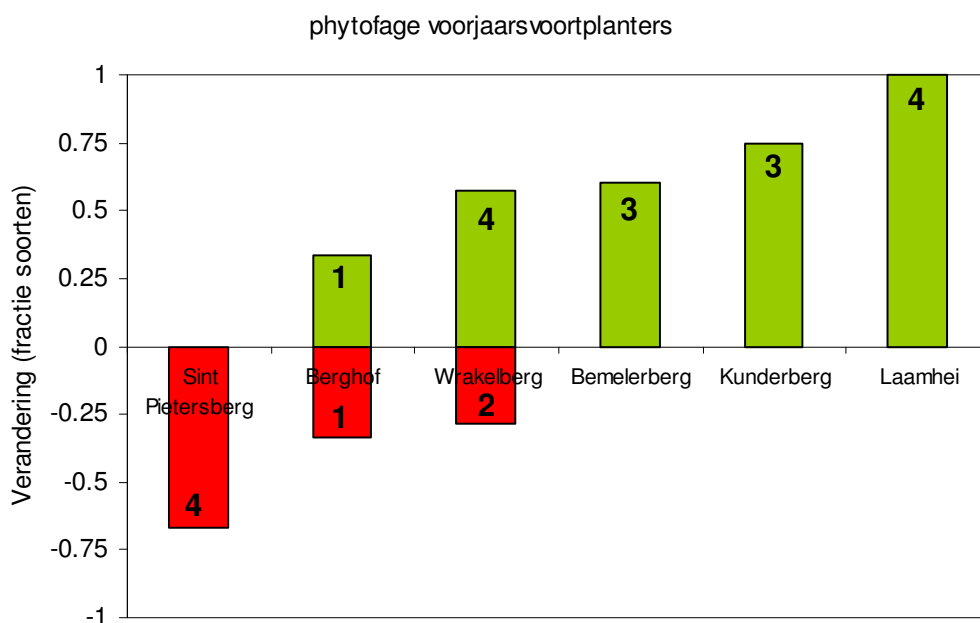


Figuur 17: Som van de relatieve abundantie van fytofage najaarsvoortplantende loopkevers verdeeld in schraal grasland loopkevers (links) en eurytope veldloopkevers (rechts) uitgezet tegen de gemiddelde bodemtemperatuur op 5 cm diepte op warme dagen in de periode september-april. De gemiddelde vegetatiehoogte in dezelfde periode is weergegeven met verschillende kleuren (zie legenda).

Om meer inzicht te krijgen in de mogelijke rol van het beheer op de soortensamenstelling is ook gekeken naar de veranderingen in abundantie sinds 1981 (voor de Laamhei is gebruik gemaakt van de data uit 1977, voor de Sint Pietersberg gaat het om een vergelijking met 1988). Sinds 1981 is in veel terreinen het beheer veranderd of geïntensiveerd. Verschuivingen in de verschillende soortgroepen sinds de jaren tachtig geeft daardoor een beeld van het effect van de verschillende beheermaatregelen. Aangezien

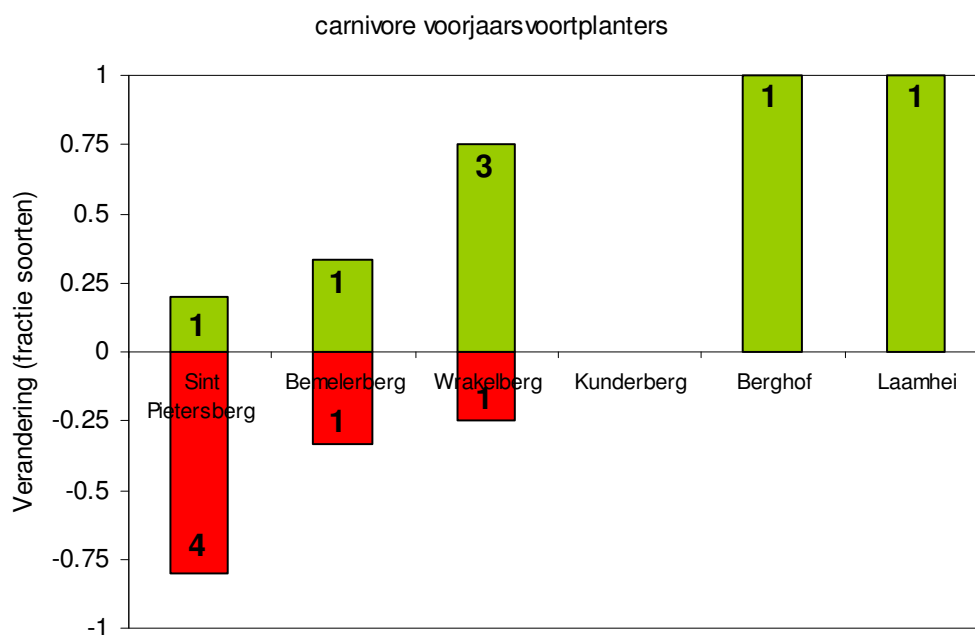
voorjaarsvoortplanters en najaarsvoortplanters in verschillende perioden van het jaar het meest gevoelig zijn voor microklimatologische omstandigheden zijn deze groepen apart geanalyseerd. Daarbij is ook onderscheid gemaakt tussen de carnivore en de fytofage soorten, omdat de carnivore soorten ook afhankelijk blijken te zijn van de terreingrootte, wat interacteert met het verband met beheer.

Sinds de jaren tachtig blijken de voorjaarsvoortplanters, zowel fytofaag als carnivoor, met name op de Sint Pietersberg sterk achteruit te zijn gegaan (figuur 18 en 19). Met name op de Wrakelberg, Kunderberg en Laamhei is een duidelijke vooruitgang te zien voor zowel carnivore als fytofage voorjaarsvoortplanters. Op de Bemelerberg en de Berghofweide laten de voorjaarsvoorplanters een lichte vooruitgang zien of zijn ze gelijk gebleven. Door het beperkte aantal terreinen en het grote aantal factoren dat tussen de terreinen verschilt is geen eenduidige verband te leggen tussen de veranderingen in soortensamenstelling en het gevoerde beheer. Wel valt op dat deze veranderingen in de tijd het beeld voor zowel de carnivore als de fytofage soorten geldt en dat het aansluit bij de huidige relatieve abundanties van voorjaarsvoorplanters, waarin niet alleen soortenaantal maar ook de abundantie is opgenomen. Mogelijk leidt het relatief intensieve beheer in voorjaar en zomer op de Sint Pietersberg tot ongunstige omstandigheden voor voorjaarsvoortplanters. Mogelijke mechanismen zijn een te droog microklimaat op de bodem of onvoldoende voedselbeschikbaarheid voor de larven. Juist alle drie de terreinen die alleen in het najaar begraasd of gemaaid worden zijn het meest vooruit gegaan. In deze terreinen zijn droogte en voedselbeschikbaarheid naar alle waarschijnlijkheid niet beperkend.



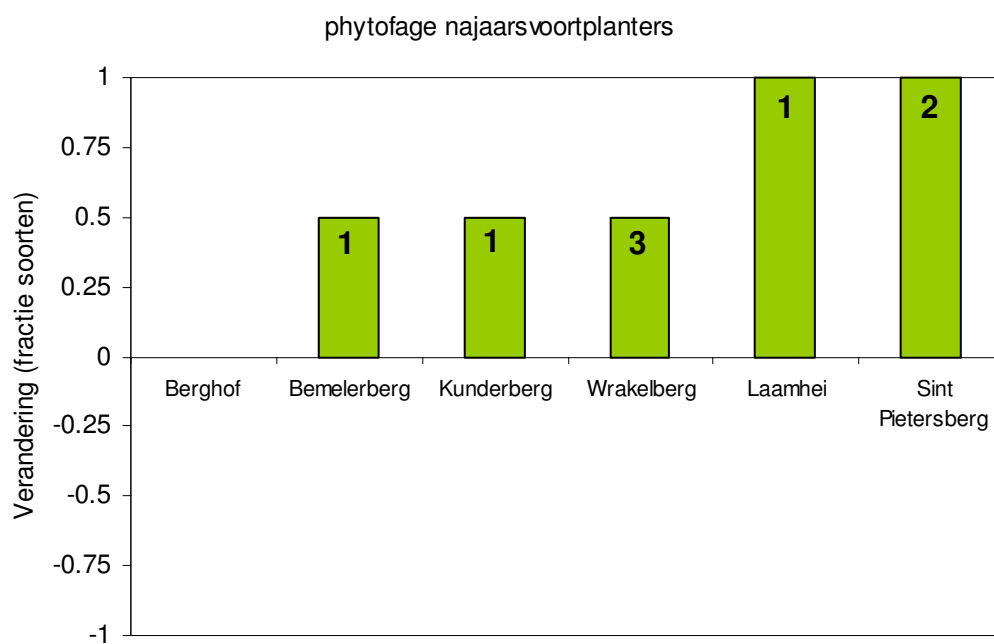
Fi

figuur 18: Fractie van de typische phytofage voorjaarsvoortplantende loopkevers die vooruitgang (groen) of juist achteruitgang (rood) vertonen sinds 1981 (1977 voor de Laamhei en 1988 voor de Sint Pietersberg). De absolute soortenaantallen zijn in de figuur weergegeven.

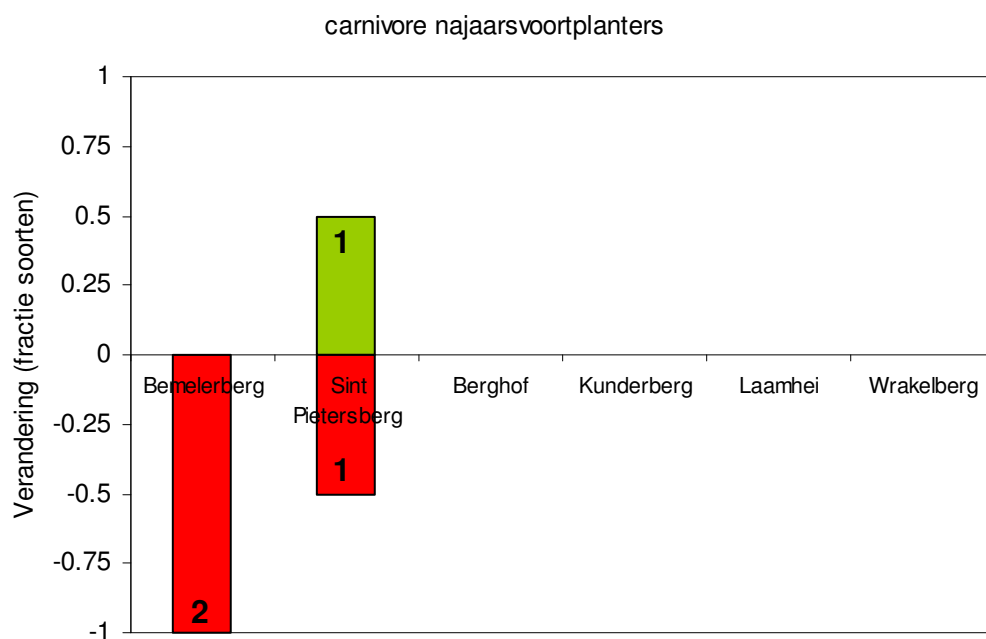


Figuur 19: Fractie van de typische carnivore voorjaarsvoortplantende loopkevers die vooruitgang (groen) of juist achteruitgang (rood) vertonen sinds 1981 (1977 voor de Laamhei en 1988 voor de Sint Pietersberg). De absolute soortenaantallen zijn in de figuur weergegeven.

Voor de fytofage najaarsvoortplanters is het beeld positiever, zij zijn bijna overal vooruit gegaan (figuur 20). Alleen op de Berghofweide zijn zowel in 1981 als nu geen typische soorten uit deze groep aangetroffen. De vooruitgang is het grootst op de Sint Pietersberg en de Wrakelberg. Over de carnivore najaarsvoortplanters (figuur 21) valt weinig te zeggen gezien het beperkte aantal soorten en gebieden. Het beeld is hier wel negatiever dan voor de fytofage soorten.



Figuur 20: Fractie van de typische phytofage najaarsvoortplantende loopkevers die vooruitgang (groen) of juist achteruitgang (rood) vertonen sinds 1981 (1977 voor de Laamhei en 1988 voor de Sint Pietersberg). De absolute soortenaantallen zijn in de figuur weergegeven.



Figuur 21: Fractie van de typische carnivore najaarsvoortplantende loopkevers die vooruitgang (groen) of juist achteruitgang (rood) vertonen sinds 1981 (1977 voor de Laamhei en 1988 voor de Sint Pietersberg). De absolute soortenaantallen zijn in de figuur weergegeven.

3.4 Conclusies loopkevers

- Elk van de bemonsterde hellingschraallanden heeft een eigen loopkeversamenstelling, die mede wordt bepaald door de aanwezige vegetatietypen. Behoud van het unieke karakter van elk van de terreinen is daarmee een belangrijk uitgangspunt voor het beheer.
- Het totale aantal verdwijningen en verschijningen van populaties van typische loopkeversoorten in de Nederlandse hellingschraallanden sinds 1981 is nagenoeg gelijk. Het aantal soorten dat in grotere getale aanwezig was en geheel is verdwenen alsmede het aantal soorten dat in grotere getale nieuw is verschenen is zeer laag. Toch zit er wel patroon in de verdwijningen en verschijningen. Netto is het aantal typische soorten het hardst achteruitgegaan op de Sint Pietersberg. De Laamhei en de Wrakelberg zijn juist het meest vooruit gegaan. Vanwege het beperkte aantal terreinen in deze studie en het grote aantal potentieel betrokken omgevingsfactoren is het moeilijk vast te stellen wat de oorzaak hiervan is. Het beheer zou een rol kunnen spelen (zie hieronder).
- Terreingrootte blijkt een belangrijkste verklarende factor te zijn voor de relatieve abundantie van typische loopkevers in de Nederlandse hellingschraallanden. Terreingrootte lijkt met name een beperkende factor te zijn voor typische loopkevers die ten minste als larve carnivoor zijn (16 van de 38 soorten in deze dataset). Voor deze groep lijken zelfs de grootste Nederlandse hellingschraallanden (Bemelerberg, Wrakelberg en Sint Pietersberg) aan de kleine kant voor duurzame populaties.
- Terreinisolatie lijkt eveneens een negatief effect te hebben op het voorkomen van typische loopkevers. Met name voor soorten met een beperkt vliegvermogen is het waarschijnlijk vrijwel onmogelijk hellingschraallanden over grotere afstanden te herkoloniseren. Voor soorten met een goed ontwikkeld vliegvermogen is de afstand tussen de Nederlandse hellingschraalland niet per definitie problematisch, maar bestaande populaties zullen veelal te klein zijn om voor voldoende massa te kunnen zorgen voor effectieve kolonisatie. Buitenlands onderzoek heeft laten zien dat verbindende lijnvormige elementen een positief effect kunnen hebben op het kolonisatievermogen van met name soorten met beperkt vliegvermogen (Wamser et al. 2012). Deze 'groene infrastructuur' bestaande uit holle wegen, schrale bermen en overhoekjes is momenteel echter vrijwel geheel verdwenen uit Zuid-Limburg (Wallis de Vries et al. 2009).
- Met betrekking tot het beheer zijn geen eenduidige conclusies te trekken. Wel lijkt het erop dat intensieve begrazing in voorjaar en zomer ongunstig is voor typische loopkevers met voorjaarsvoortplanting. Bij invoering van zomerbegrazing, zoals voorgesteld is naar aanleiding van het eerste fase OBN hellingschraallandonderzoek, moet goed in de gaten gehouden worden of de voorjaarsvoortplantende loopkevers niet in de problemen komen. Met fasering op de juiste tijd- en ruimteschaal is het waarschijnlijk

mogelijk problemen te voorkomen. Veldonderzoek is noodzakelijk om in de praktijk een passend beheerregime te vinden.

4 Wantsen



Foto 2: *Prostemma guttula*. Foto: Theodoor Heijerman.

4.1 Inleiding

4.1.1 Levenscyclus wantsen

Wereldwijd zijn er meer dan 40.500 bekende wantsensoorten, waarvan zo'n 1000 soorten in Noordwest Europa voorkomen. Binnen de wantsen is er grote variatie in zowel uiterlijk als gedrag, waardoor wantsen in een scala aan habitats kunnen worden aangetroffen, zowel op het land als in het water. De meeste wantsen zijn qua kleur en/of lichaamsbouw afgestemd op hun omgeving. De blindwantsen (*Miridae*) hebben bijvoorbeeld vaak een goede schutkleur waardoor zij opgaan in de kleuren van de plant waar zij op leven. *Myrmecoris gracilis* en juveniele *Himacerus mirmicoides* lijken door hun lichaamsbouw sterk op mieren en zijn slechts door een geoefend oog als wantsen te herkennen. Typisch voor wantsen zijn de stinkklieren waaruit een stinkende vloeistof wordt afgescheiden, die onder andere bedoeld is voor het afweren van predatoren.

Wantsen hebben een onvolledige gedaanteverwisseling (hemimetabool). Uit het ei kruipt een 1^e stadium nimf die verschillende groeispurten doorloopt om daarna te vervellen. Na elke vervelling gaat de larve steeds meer op het

ouderdier lijken. Pas na de laatste vervelling komen de vleugels tevoorschijn. Bij de meeste wantsen die in graslanden voorkomen vindt de voortplanting in het voorjaar plaats. De overwinterde adulten komen tevoorschijn in het voorjaar en zoeken een partner. De nimfen die uit de eitjes komen ontwikkelen zich vervolgens gedurende voorjaar en zomer tot adult. Een deel van de soorten volgt een andere cyclus. Zij overwinteren als ei en ontwikkelen zich in het (vroeg) voorjaar tot adult. Voortplanting vindt bij deze groep in de (na-)zomer plaats. Een klein aantal soorten overwintert als nimf of kan in verschillende stadia overwinteren. De meeste wantsen kennen in onze streken één generatie per jaar, maar er komen ook soorten voor met een obligate of facultatieve tweede of zelfs derde generatie per jaar. Zowel de eilegplaats als de overwinteringsplaats verschilt per soort. Eieren worden door veel soorten met een legboor afgezet in plantstructuren. Soorten zonder legboor, zoals de schildwantsen (*Pentatomidae*), plakken hun eipakketje op het oppervlak van bladeren of stengels. Sommige wantsensoorten kennen een primitieve vorm van broedzorg. De winter wordt door veel wantsen doorgebracht verscholen in de strooisellaag of in moskussens (adult-overwinteraars) en in plantstructuren (ei-overwinteraars).

Wantsen hebben een zuignuit en geen kaken. De snuit wordt onder het lichaam gedragen. Het merendeel van de soorten is fytofaag en leeft van plantensappen en zaden. Een deel van deze soorten is gebonden aan een specifieke plant of plantenfamilie. Onder de zoöfage soorten zitten zowel generalistische rovers die veelal leven van andere insecten als bloedparasieten (b.v. bedwantsen en parasieten van vogels en kleine zoogdieren). Een beperkte groep soorten voedt zich zowel met plantaardig als met dierlijk voedsel.

4.1.2 Wantseneigenschappen in relatie tot omgevingsfactoren

Tot op heden is er weinig onderzoek gedaan naar de relaties tussen eigenschappen van op het land levende wantsen en omgevingsfactoren. Zurbrügg & Frank (2006) lieten zien dat er verschuivingen zijn in habitatvoorkeur (hooiland, begraasd weiland of bloemrijke akkerrand) tussen wantsen die als ei of als adult overwinteren en tussen zoöfage en fytofage soorten. Ei-overwinteraars en zoöfage soorten waren het meest talrijk in bloemrijke akkerranden, terwijl als adult overwinterende soorten wantsen het meest talrijk waren in hooilanden. Het mechanisme achter deze verschuivingen werd echter niet beschreven. Morris (1990) speculeerde dat vliegende wantsensoorten beter in staat zouden zijn nieuw ingezaaide kalkgraslanden te bereiken dan wantsen zonder vliegvermogen.

4.1.3 Wantsen van hellingschraallanden

In tegenstelling tot de loopkevers zijn diverse wantsensoorten wel aan hellingschraallanden gebonden door hun voedselkeuze. Verschillende voedselspecialisten zijn gebonden aan één of enkele waardplanten die voornamelijk in kalkgraslanden of juist zure schrale graslanden gevonden worden. Zo zijn *Berytinus clavipes* en *Dicyphus annulatus* afhankelijk van Kattedoorn (*Ononis repens*), en leeft *Aellopus atratus* op en onder slangenkruid (*Echium vulgare*). Daarnaast is er ook een groep wantsen die "thermofiel" genoemd wordt en waarschijnlijk in onze streken voornamelijk in hellingschraallanden voorkomt vanwege de relatief hoge bodemtemperatuur. Welke eigenschappen bepalen in hoeverre wantsensoorten beperkt zijn tot warme gebieden is niet exact bekend. Net als voor de mieren (Van Noordwijk et al. 2012) speelt de temperatuur waarschijnlijk voornamelijk een rol bij de ontwikkelingsduur van eieren en nimfen. Gegevens over die

ontwikkelingsduur zijn echter voor de meeste soorten wantsen niet bekend. Zurbrügg en Frank (2006) lieten zien dat met name de vegetatiestructuur en de bloemenrijkdom bepalend zijn voor de samenstelling van de wantsenfauna in graslanden. Ook diverse onderzoeken uit Engeland (Morris 1969, Morris 1973, Morris 1979, Morris & Lakhani 1979, Brown et al. 1990, Morris 1990) laten zien dat de vegetatiestructuur een doorslaggevende factor is. Daarnaast blijkt uit deze onderzoeken dat het beheer grote invloed op de wantsen heeft. Gemaaide terreinen herbergen een andere soortensamenstelling dan begraasde kalkgraslanden en ook graas- en maaitijdstip en intensiteit spelen een belangrijke rol. De soortenrijkdom in kalkgraslanden neemt toe naarmate de vegetatie complexer is (hoger, meer gelaagd). Tegelijkertijd speelt het microklimaat een rol. Waar ijle hoge vegetatie veel warmte doorlaat tot op de bodem, zorgt een dichte hoge vegetatie voor een koel en vochtig microklimaat op de bodem. De effecten van het beheer op de wantsenfauna komen voort uit de effecten op de vegetatiestructuur, maar ook door de direct verstorende effecten van het beheer. Afhankelijk van de levensfase waarin een soort verkeerd tijdens de beheerperiode zijn wantsen meer of minder in staat de grazers te ontwijken en zijn ze meer of minder afhankelijk van voedselbronnen en schuilmogelijkheden die tijdelijk verdwijnen. De exacte relaties tussen soorteigenschappen en de respons van wantsensoorten op verschillende beheermaatregelen werden echter niet eerder uitgezocht.

4.2 Methode

4.2.1 Veldgegevens

De veldgegevens van de wantsen zijn verkregen uit de eerder beschreven potvalbemonsteringen die in 1981, 1988, 2005 en 2006 zijn uitgevoerd (zie Aukema 1983 en paragraaf 3.2.1). De bemonstering uit 1977 in het Gerendal kon voor de analyse van de wantsen niet worden meegenomen. Het moet worden benadrukt dat met potvallen geen compleet beeld van de wantsenfauna wordt verkregen. Alleen actieve, bodembewonende wantsen zijn goed met potvallen te bemonsteren. Soorten die zich vooral in de vegetatie ophouden komen onregelmatig in potvallen terecht. Voor een compleet beeld van de wantsenfauna moeten potvallen gecombineerd worden met zuig-, sleep- of klopmonsters (opzuigen van wantsen uit de vegetatie, met een net door de vegetatie slepen of kloppen op struiken en bomen zodat de aanwezige wantsen zich laten vallen). Ondanks deze tekortkoming lenen de potvalgegevens zich wel tot een goede vergelijking van de veranderingen in de tijd en de verschillen tussen terreinen zolang de bemonsteringsmethode en -intensiteit steeds gelijk blijft zoals hier het geval is. De gebruikte omgevingsfactoren zijn eveneens hetzelfde als voor de loopkeverdata (zie paragraaf 3.2.2).

4.2.2 Eigenschappen wantsen

Voor elke soort zijn literatuurgegevens verzameld over de habitatpreferentie en een aantal eigenschappen die te maken hebben met ontwikkeling, reproductie, dispersie, synchronisatie en voedsel (geraadpleegde bronnen: Alexander 2003; Aukema et al. 2002; Aukema & Hermes 2006; Derjanshi & Péricart 2005; Moulet 1995; Péricart 1972; 1983; 1984; 1990; 1987; 1999; Southwood & Leston 1959; Wagner 1952; 1961; 1966; 1967; Wachmann et al. 2004; 2006; 2007a; 2007b). Op basis van de habitatomschrijvingen uit de literatuur werden alle soorten verdeeld in typische wantsen van kalkgraslanden en andere schrale droge graslanden en in overige soorten.

Daarnaast werden alle soorten ingedeeld op basis van vliegvermogen (wel/niet goed in staat zich vliegend te verspreiden), overwinteringsstadium (adult, ei, larve (inclusief overwintering in meer dan één stadium mogelijk), voedseltype (carnivoor, phytofaag of gemengd), levenscyclus (eenjarige cyclus of meer dan één generatie per jaar mogelijk).

4.2.3 Data-analyse

Analyses van de data uit 2005 en 2006 zijn uitgevoerd op basis van dezelfde vier potvalseries per terrein als bij de loopkevers (zie paragraaf 3.2.4). Gezien het geringe aantal soorten dat met meer dan tien exemplaren per bemonsteringsjaar werd aangetroffen (respectievelijk 11 en 14 van de in totaal 64 en 62 gevangen wantsensoorten), verschaft het werken met relatieve abundanties weinig meer inzicht dan het werken met soortenaantallen. De voordelen van het meewegen van de (geschaalde) abundantie wegen niet op tegen het verlies aan data doordat driekwart van de data niet meegeteld mogen worden. Om deze reden is voor de wantsendata besloten enkel te werken met soortenaantallen en niet met (relatieve) abundanties. Uit de eerder uitgevoerde analyse (Smits et al. 2009) bleek al dat zowel de soorten- als individuaantallen bij de wantsen weinig variëren tussen 2005 en 2006 in de terreinen die in beide jaren bemonsterd werden. Voor de huidige data-analyse werd er derhalve voor gekozen van elk terrein het eerste complete bemonsteringsjaar te gebruiken voor analyse en eventuele dubbele bemonsteringen niet mee te nemen. De wantsengegevens van de potvalbemonstering uit 1981 waren niet voor elke afzonderlijke potvalserie beschikbaar. Hierdoor kon niet, zoals bij de loopkevers, voor elke serie afzonderlijk worden bekeken welke soorten een toe- of afname vertonen. Vergelijkingen zijn daarom per terrein gemaakt, waarbij bij de interpretatie rekening gehouden moet worden met het feit dat de bemonsteringsintensiteit niet in alle periode even intensief was.

Analoog aan de analyse van de loopkevers zijn bij het berekenen van de correlaties tussen het aantal wantsensoorten per terrein en mogelijk verklarende omgevingsfactoren alleen de Nederlandse terreinen meegenomen. Met name de terreinen in Duitsland wijken af van de Nederlandse hellingschraallanden wat betreft vegetatiestructuur (ijler), microklimaat (droger) en deels grootte. Hierdoor kan het zijn dat de wantsenfauna in deze buitenlandse terreinen door andere factoren gestuurd wordt dan in de Nederlandse hellingschraallanden. Omdat het doel van de huidige studie is uitspraken te doen over de sturende factoren in de Nederlandse gebieden zijn de buitenlandse terreinen buiten beschouwing gelaten. In de figuren zijn de buitenlandse terreinen waar mogelijk wel opgenomen ter ondersteuning van de Nederlandse data. Ook bij het toetsen van specifieke hypothesen aan de hand van soorteigenschappen zijn de buitenlandse terreinen in de analyse opgenomen.

4.3 Resultaten

Net als voor de loopkevers zijn de veldgegevens van de wantsen die verzameld werden in 2005 en 2006 reeds op hoofdlijnen gepresenteerd in het eindrapport van de eerste fase hellingschraallandonderzoek (Smits et al. 2009). Uit die analyse kwam naar voren dat er duidelijke verschillen zijn in soortensamenstelling en individuaantal tussen de terreinen. Daarnaast bleek dat het aantal wantsensoorten in de hellingschraallanden sterk is

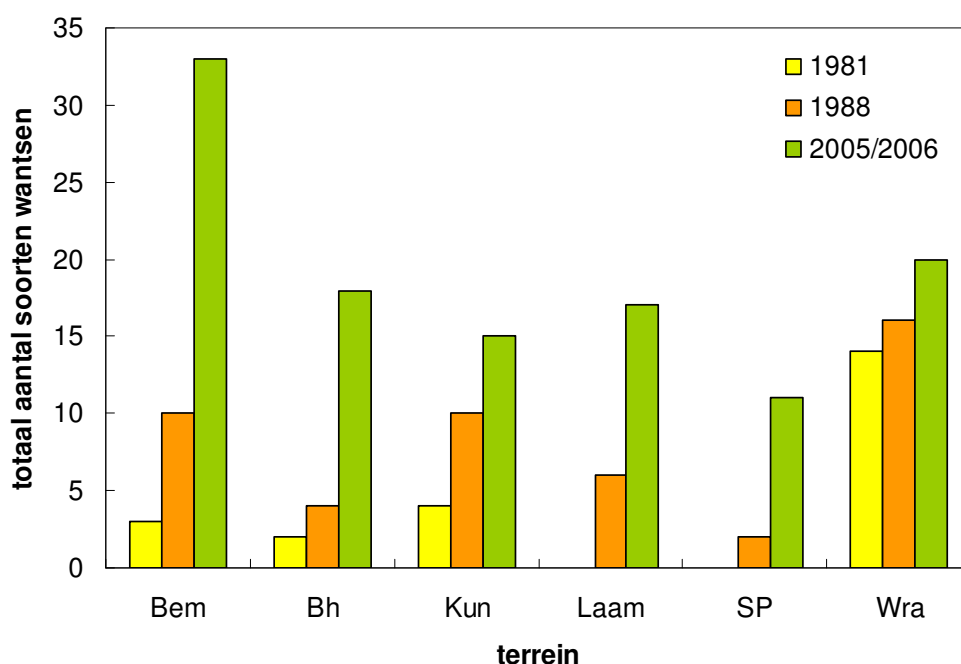
gestegen sinds 1981. In het voorliggende rapport wordt gekeken welke patronen met betrekking tot mogelijk sturende omgevingsfactoren uit deze data te halen zijn. Een overzicht van de gevangen soorten en hun eigenschappen is weergegeven in bijlage 3.

4.3.1 Kolonisaties en verdwijningen

Het aantal gevangen wantsensoorten is sinds 1981 in alle Nederlandse hellingschraallanden toegenomen (figuur 22). Ondanks de verschillen in bemonsteringsintensiteit tussen de terreinen en de inventarisatieperioden (tabel 5) is in alle terreinen een stijgende lijn zichtbaar. Tegelijkertijd is ook zichtbaar dat de vooruitgang niet in alle terreinen even groot is. De Bemelerberg kent zowel de grootste toename in het aantal wantsensoorten alsook het hoogste aantal soorten in 2005/2006. De Wrakelberg had in 1981 de beste uitgangspositie, maar deze voorsprong heeft niet geleid tot een hoger aantal wantsensoorten nu. Slechts twee soorten die in 1981 werden aangetroffen zijn in 2005/2006 niet teruggevonden in de betreffende terreinen. Het gaat daarbij om *Bertynus clavipes* waarvan één exemplaar op de Wrakelberg en twee exemplaren op de Kunderberg werden gevonden in 1981 en *Bertynus signoreti* waarvan 35 exemplaren werden gevangen op de Kunderberg. *B. clavipes* is in 2005/2006 in geen van de Nederlandse terreinen aangetroffen, *B. signoreti* komt nog voor op de Wrakelberg en in één van de terreinen in de Eifel. Aangezien de wantsenfauna in 1981 in alle terreinen sterk verarmd was en sindsdien overal sterk is toegenomen levert een uitgebreide analyse van de verdwenen en verschenen soorten geen nieuwe informatie op ten opzichte van een analyse van het huidige voorkomen van wantsen in de hellingschraallanden.

Tabel 5: Aantal wantsensoorten per terrein in de verschillende bemonsteringsperioden. Het aantal potvalseries is aangegeven tussen haakjes. De Laamhei en de Sint Pietersberg werden in 1981 niet bemonsterd.

Terrein	1981	1988	2005/2006
Bemelerberg	3 (7)	10 (5)	33 (7)
Berghofweide	2 (4)	4 (2)	18 (6)
Kunderberg	4 (5)	10 (3)	15 (6)
Laamhei	-	6 (2)	17 (4)
Sint Pietersberg	-	2 (4)	11 (4)
Wrakelberg	14 (9)	16 (4)	20 (6)



Figuur 22: Aantal wantsensoorten per terrein in 1981, 1988 en 2005/2006. De Laamhei (Laam) en Sint Pietersberg (SP) werden in 1981 niet bemonsterd. Het aantal potvalseries waaruit deze data zijn verkregen verschilt per terrein en per bemonsteringsperiode (zie tabel 5).

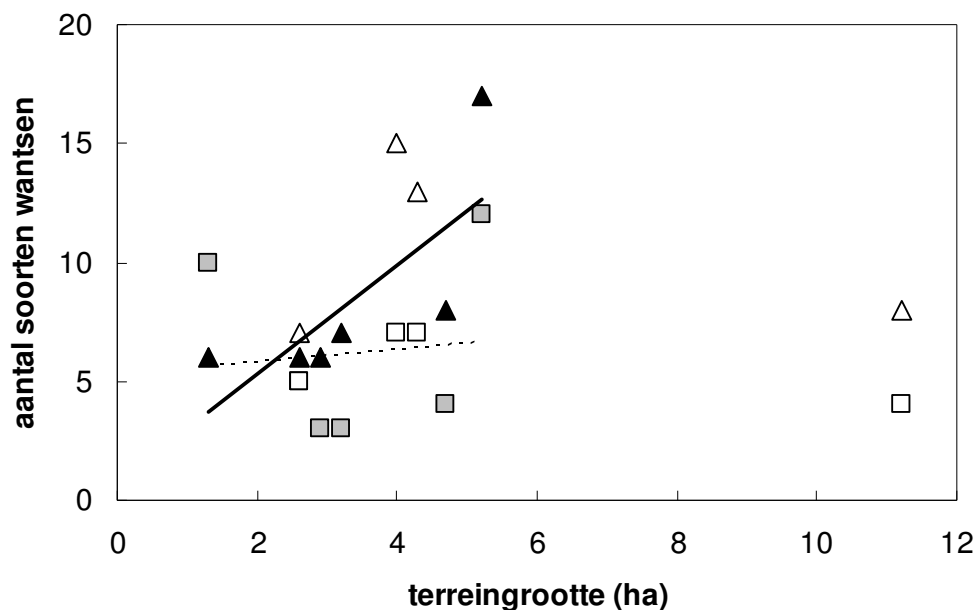
4.3.2 Verbanden met omgevingsfactoren

Om te achterhalen welke factoren van belang zijn voor het voorkomen van typische wantsen in hellingschraallanden is allereerst gekeken naar verbanden met een aantal omgevingsfactoren. Net als voor de loopkevers werd voor de wantsen met name een verband verwacht met de terreingrootte, terreinisolatie, bodemtemperatuur en vegetatiestructuur (uitgedrukt in gemiddelde vegetatiehoogte). Correlaties met deze factoren zijn berekend voor alle Nederlandse terreinen voor zowel het aantal typische soorten als het aantal overige wantsensoorten dat in één jaar tijd in vier potvalseries per terrein werd gevangen (tabel 6).

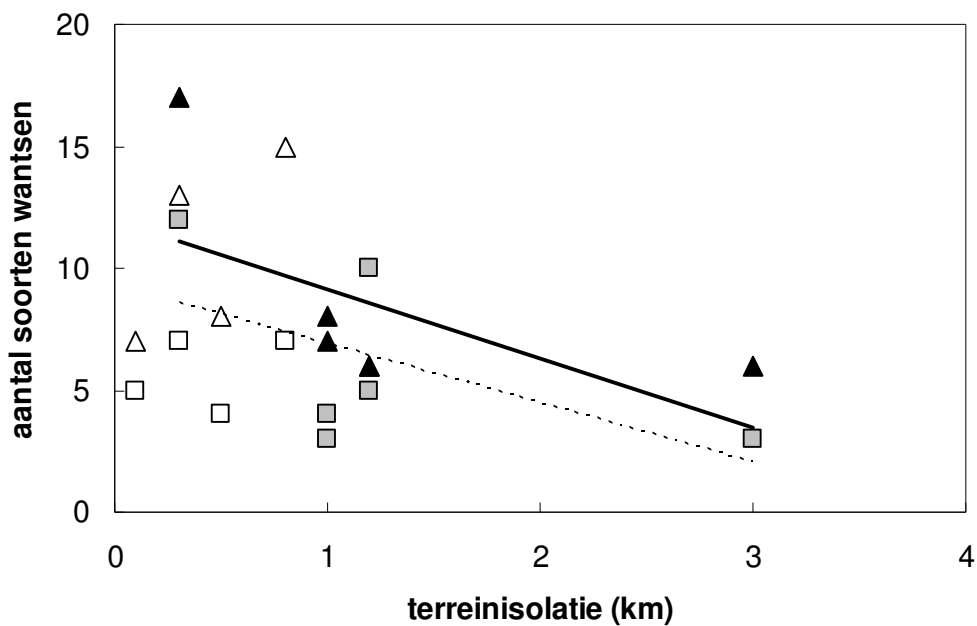
Tabel 6: Spearman correlaties tussen het aantal soorten typische- en overige soorten wantsen in de Nederlandse hellingschraallanden en een aantal omgevingsfactoren. Significante correlaties zijn gemarkeerd (*= $p < 0,05$; **= $p < 0,01$)

	Typische schraalgrasland wantsen	Overige wantsen
Terreingrootte	0,94**	0,06
Isolatie (afstand)	-0,94**	-0,40
Temperatuur mei	0,70	0,20
Temperatuur juni	0,89*	0,28
Temperatuur augustus	0,70	0,17
Vegetatiehoogte mei	0,19	0,29
Vegetatiehoogte juni	0,30	0,00
Vegetatiehoogte augustus	0,40	-0,12

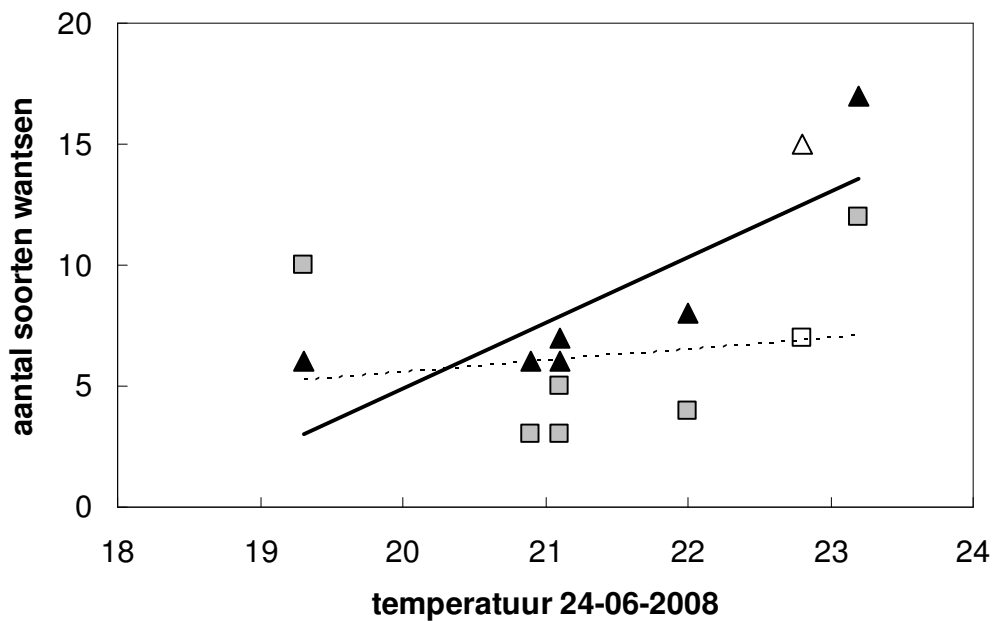
Zowel de terreingrootte als de terreinisolatie en de bodemtemperatuur in juni zijn significant gecorreleerd aan het aantal typische wantsensoorten. Voor de overige wantsensoorten zijn geen significante correlaties gevonden. Opvallend is dat correlaties met de vegetatiehoogte zeer zwak zijn, terwijl dit vaak genoemd wordt als een belangrijke factor voor wantsen. Dit heeft met name te maken met de gebruikte vangmethode. Juist de wantsensoorten die in de vegetatie leven zijn het meest afhankelijk van de vegetatiestructuur. Deze groep soorten wordt met potvallen echter niet goed bemonsterd. Het aantal wantsensoorten ten opzichte van de terreingrootte, terreinisolatie en bodemtemperatuur in juni is weergegeven in de figuren 23 t/m 25. Net als bij de loopkevers zijn uit de hier gepresenteerde correlaties geen causale verbanden af te leiden, te meer omdat er sterke onderlinge correlaties bestaan tussen de verschillende omgevingsfactoren (zie paragraaf 3.3.4).



Figuur 23: Correlatie tussen het aantal wantsensoorten per terrein en de terreingrootte in hectares voor typische schraal grasland wantsen (driehoeken) en overige soorten (vierkanten). De Nederlandse terreinen zijn aangegeven in zwart en grijs, de buitenlandse terreinen zijn wit. Lineaire trendlijnen zijn weergegeven voor de Nederlandse hellingschraallanden voor typische soorten (doorgetrokken lijn) en overige soorten (stippellijn).



Figuur 24: Correlatie tussen het aantal soorten per terrein en de terreinisolatie (uitgedrukt als de afstand tot het eerstvolgende hellingschraalland) voor typische schraal grasland wantsen (driehoeken) en overige soorten (vierkanten). De Nederlandse terreinen zijn aangegeven in zwart en grijs, de buitenlandse terreinen zijn wit. Lineaire trendlijnen zijn weergegeven voor de Nederlandse hellingschraallanden voor typische soorten (doorgetrokken lijn) en overige soorten (stippellijn).



Figuur 25: Correlatie tussen het aantal soorten per terrein en de bodemtemperatuur op een warme dag in juni voor typische schraal grasland wantsen (driehoeken) en overige soorten (vierkanten). De Nederlandse terreinen zijn aangegeven in zwart en grijs, Thier de Lanaye in België is wit. Lineaire trendlijnen zijn weergegeven voor de Nederlandse hellingschraallanden voor typische soorten (doorgetrokken lijn) en overige soorten (stippellijn).

4.3.3 Hypotheses

Om meer inzicht te krijgen in de sturende factoren achter de soortensamenstelling van de wantsen zijn hieronder concrete hypotheses opgesteld over de relaties tussen deze factoren en specifieke eigenschappen van wantsen. Deze hypotheses zullen hierna aan de hand van de velddata worden getoetst.

Terreingrootte

Gezien het lage aantal wantsensoorten dat in 1981 werd aangetroffen valt niet te verwachten dat meer soorten zijn verdwenen in de kleinere terreinen (zie loopkever hypotheses). Wel is het, net als bij de loopkevers, waarschijnlijk dat zoofage soorten grotere terreinen nodig hebben om in te overleven dan fytofage soorten (Holt et al. 1999, Tschardt & Krüss 1999, Henle et al. 2004, van Nouhuys 2005). Als de terreingrootte van de hellingschraallanden een knelpunt is voor de wantsen verwachten wij dat dit met name het geval is voor zoofage soorten. Fytofage soorten kunnen zich naar verwachting ook in kleine terreinen langdurig handhaven.

Terreinisolatie

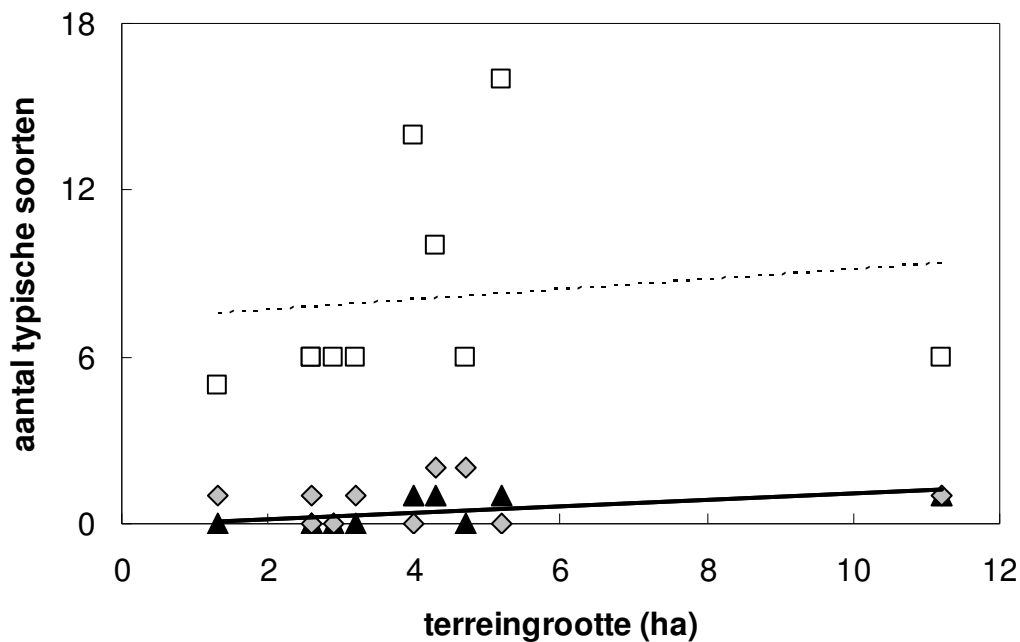
Analoog aan de loopkevers valt te verwachten dat terreinisolatie het eerst beperkend wordt voor soorten die niet of nauwelijks in staat zijn zich vliegend te verspreiden (Morris 1990). Als terreinisolatie een beperkende factor is verwachten wij dat met name deze soorten weinig voorkomen in de meest geïsoleerde terreinen. Dit zal met name het geval zijn wanneer deze terreinen in het verleden ongeschikt waren als habitat, waardoor populaties zijn verdwenen.

Microklimaat en beheer

Evenals voor de loopkevers is de gevoeligheid van wantsen voor de bodemtemperatuur en directe beheerinvloeden in verschillende jaargetijden afhankelijk van de fenologie van de soort (Morris 1973). De belangrijkste onderscheidende eigenschappen zijn daarmee het overwinteringsstadium (adult, ei of nimf) en het aantal generaties per jaar. Adult overwinteraars hebben een veel kortere periode voor ontwikkeling van ei tot adult dan de ei-overwinteraars. Adult-overwinteraars zijn daarmee vermoedelijk het meest gebonden aan terreinen met een warm microklimaat om zodoende in korte tijd de ontwikkeling van ei tot adult te kunnen volbrengen. Soorten met twee generaties per jaar zullen ook gebonden zijn aan warme terreinen om hun ontwikkeling te kunnen voltooien. In de actieve periode zullen zowel adulten als nimfen redelijk in staat zijn grazers te ontwijken. Zij zijn voldoende mobiel om actief beschutting en voedselplekken op te zoeken, mits de begrazing niet te intensief is. Bij machinaal maaibeheer zullen wantsen minder goed in staat zijn uit te wijken. Gedurende de inactieve winterperiode is actief ontwijken van graas- of maaibeheer niet mogelijk. Ei-overwinteraars zullen hierdoor gevoelig zijn voor maaibeheer in de periode augustus tot april. Adult overwinteraars zullen alleen in de niet actieve periode (oktober-februari) niet in staat zijn grazers te ontwijken.

4.3.4 Terreingrootte

Het aantal soorten typische zoofage wantsen is in alle bemonsterde terreinen laag (figuur 26), evenals het aantal soorten met een gemengd dieet (samen 0 tot 3 soorten per terrein). Wordt alleen naar de Nederlandse terreinen gekeken dan neemt alleen het aantal fytofage soorten significant toe bij stijgende terreingrootte (tabel 7). Het in 4.3.2 gevonden significante verband tussen de terreingrootte en het aantal wantsensoorten in de Nederlandse terreinen wordt dan ook grotendeels veroorzaakt door de fytofage soorten, met name het hoge aantal soorten op de Bemelerberg. Alleen met inbegrip van de buitenlandse terreinen is ook voor de zoofage soorten een toename in het soorten aantal zichtbaar bij toenemende terreingrootte. Hiermee kunnen we concluderen dat deze eigenschappenanalyse geen aanleiding geeft te veronderstellen dat terreingrootte voor wantsen een beperkende factor is. De zoofage soorten reageren niet sterker op de factor terreingrootte dan de fytofage soorten wat betekent dat het significante verband tussen terreingrootte en het aantal soorten wantsen waarschijnlijk wordt veroorzaakt door een andere gecorreleerde factor. Tegelijkertijd is voor de zoofage wantsensoorten niet uit te sluiten dat een aantal van de Nederlandse hellingschraallanden te klein zijn voor het vormen van stabiele populaties. Het aantal zoofage soorten in deze analyse is echter te laag om hier uitspraken over te kunnen doen.



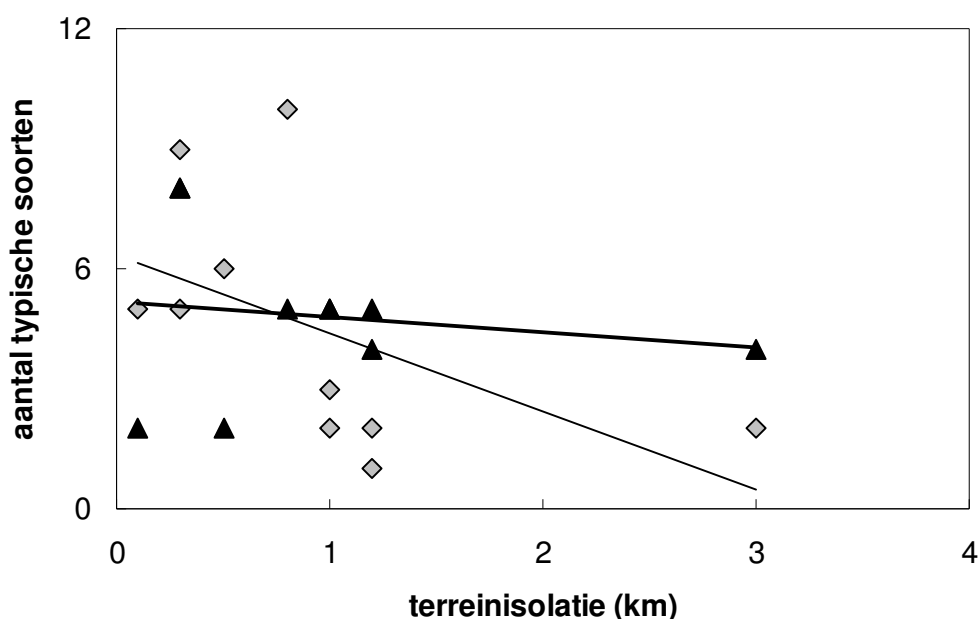
Figuur 26: Verband tussen de terreingrootte van alle bemonsterde hellingschraallanden en het aantal zoofage wantsen (driehoeken), wantsen met een gemengd dieet (ruiten) en fytofage wantsen (vierkanten).

Tabel 7: Spearman correlatie tussen het aantal typische wantsensoorten en de terreingrootte voor de verschillende trofische groepen voor alle bemonsterde terreinen samen (Totaal) en de Nederlandse hellingschraallanden (Nederland).

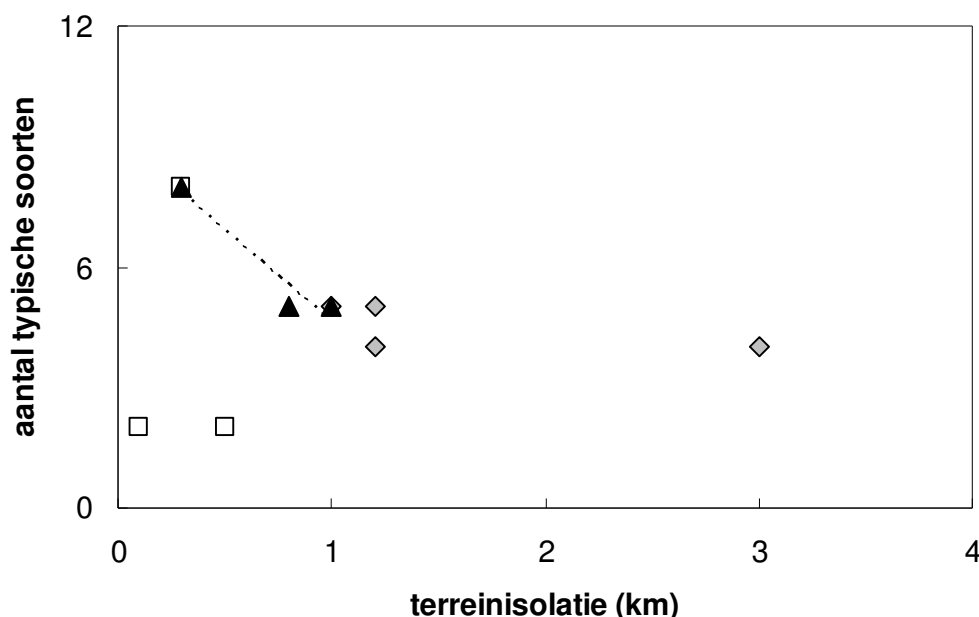
	Totaal		Nederland	
	Spearman's rho	p	Spearman's rho	p
Zoofaag	0,71	0,02	0,66	0,16
Gemengd dieet	0,21	0,57	0,06	0,91
Fytofaag	0,58	0,08	0,85	0,03
Totaal	0,80	0,01	0,94	0,01

4.3.5 Terreinisolatie & vliegvermogen

De mate van terreinisolatie is niet significant gecorreleerd met het aantal niet vliegende wantsensoorten (figuur 27). De significante correlatie die werd gevonden in paragraaf 4.3.2 wordt met name veroorzaakt door de vliegende wantsensoorten, die minder gevoelig zijn voor terreinisolatie dan niet vliegende soorten. Het lijkt daarmee onwaarschijnlijk dat deze correlatie het gevolg is van een direct causaal verband. Terreinisolatie, althans de afstand tot het eerstvolgende hellingschraalland, lijkt daarmee geen doorslaggevende factor voor het verklaren van de wantsensoortenrijkdom. Daarbij moet worden opgemerkt dat terreinisolatie met name van belang is wanneer terreinen opnieuw gekoloniseerd moeten worden, bijvoorbeeld wanneer terreinen opnieuw geschikt habitat vormen na langdurige verwaarlozing. Terreinisolatie is een minder belangrijke factor wanneer het gaat om de persistentie van soorten. In figuur 28 is het aantal niet vliegende typische wantsensoorten nogmaals weergegeven voor de hellingschraallanden, uitgesplitst naar beheergeschiedenis. Bij de terreinen die in de periode voor 1980 langere tijd nauwelijks beheerd werden en dichtgegroeid waren met Gevinde kortsteel (Bemelerberg, Sint Pietersberg en Thier de Lanaye) is wel degelijk een verband tussen het aantal aanwezige niet vliegende soorten en de terreinisolatie zichtbaar. Het gaat hierbij echter slechts om drie terreinen, te weinig om harde conclusies te kunnen trekken.



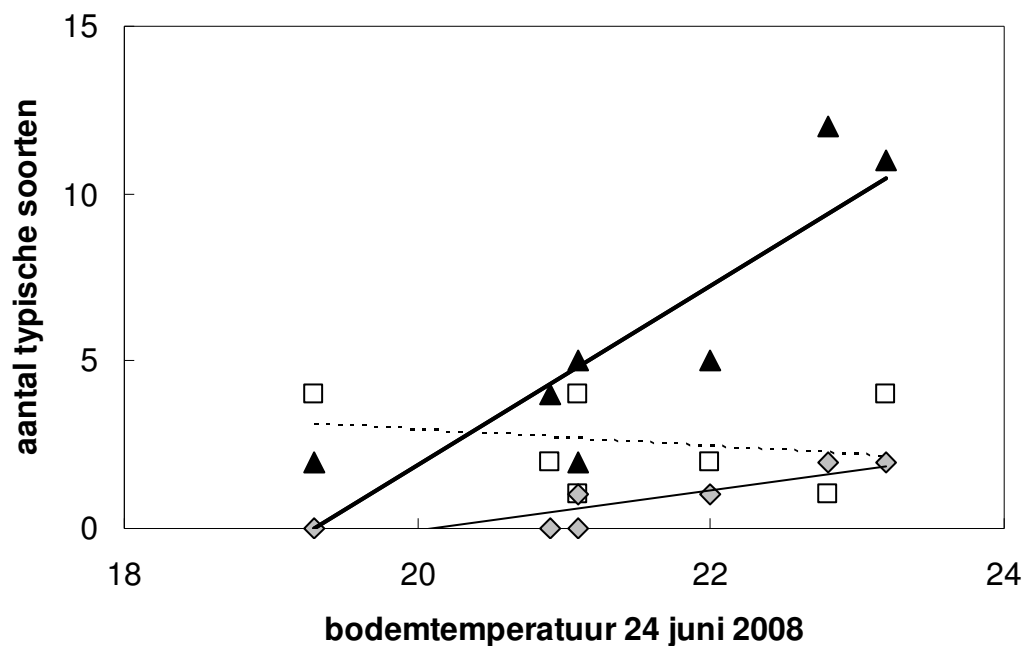
Figuur 27: Verband tussen het aantal vliegende (ruiten) en niet vliegende (driehoeken) wantsensoorten en de terreinisolatie (afstand tot het dichtstbijzijnde hellingschraalland).



Figuur 28: Verband tussen het aantal wantsensoorten en de mate van terreinisolatie voor niet vliegende soorten uitgesplitst naar beheergeschiedenis van de terreinen; driehoeken = lange periode verwaarloosd in het verleden (Bemelerberg, Thier de Lanaye en Sint Pietersberg), ruiten = nooit overwoekerd met Gevinde kortsteel (Wrakelberg, Kunderberg, Laamhei en Berghof), vierkanten = terreinen in de Eifel, beheergeschiedenis niet bekend. De stippellijn geeft het lineaire verband tussen terreinisolatie en het aantal niet-vliegende typische wantsensoorten weer voor de in het verleden verwaarloosde terreinen, waar terreinisolatie dus naar verwachting de grootste invloed op de wantsenfauna heeft.

4.3.6 Beheer en microklimaat

Om de hypothese te toetsen dat met name adult-overwintelaars afhankelijk zijn van hoge temperaturen om hun ontwikkeling te voltooien is de relatie tussen bodemtemperatuur en het aantal typische wantsensoorten uitgesplitst voor de verschillende overwinteringsstadia. Ook het aantal generatie per jaar kan hierbij een belangrijke rol spelen. Deze factor is echter niet apart meegenomen omdat slechts één typische wantsensoort uit deze studie (*Ortholomus punctipennis*) altijd twee generaties per jaar heeft. Deze soort werd enkel in buitenlandse hellingschraallanden gevangen (Thier de Lanaye en Halsberg). Diverse andere soorten hebben wel een facultatieve tweede generatie per jaar. Overeenkomstig onze hypothese blijkt de bodemtemperatuur significant gecorreleerd te zijn aan het aantal typische adult-overwintelaars en niet aan het aantal ei-overwintelaars (figuur 29, tabel 8). Ook de nimf-overwintelaars zijn significant gecorreleerd met de bodemtemperatuur.



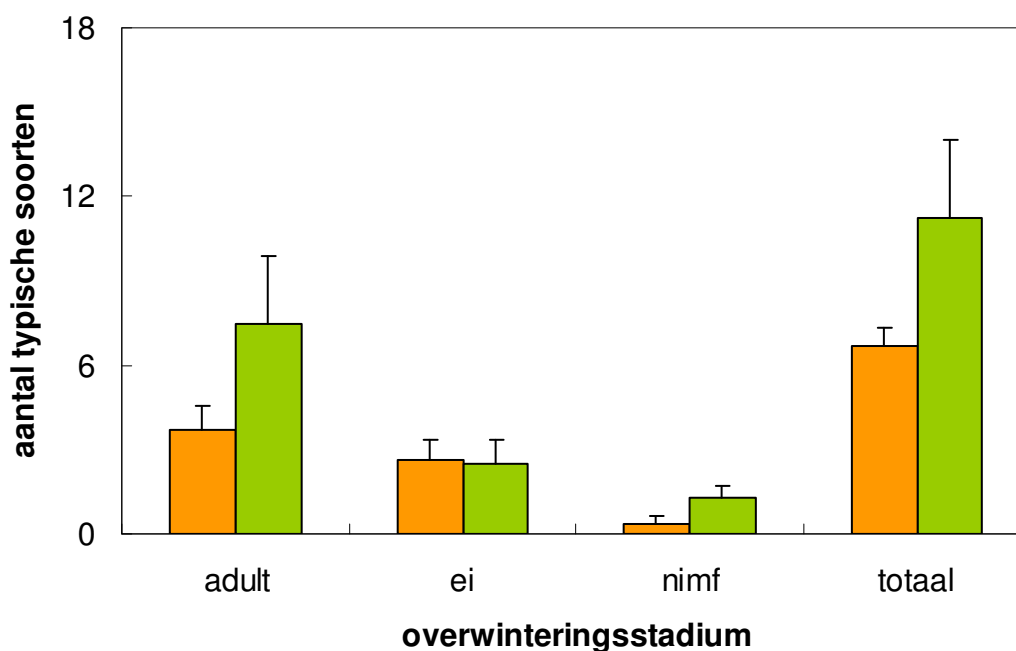
Figuur 29: Adult-overwinters (driehoeken), ei-overwinters (vierkanten) en nimf-overwinters (ruiten).

De bodemtemperatuur in de zomer lijkt daarmee een belangrijke factor te zijn voor wantsen die als adult of nimf overwinteren. Het gaat daarbij naar verwachting met name om de maanden mei tot augustus, wanneer de ontwikkeling van ei tot adult plaatsvindt.

Tabel 8: Spearman correlatie tussen het aantal typische wantsensoorten per overwinteringsstadium en de bodemtemperatuur in juni.

	Spearman's rho	p
Adult-overwinters	0,84	0,02
Ei-overwinters	-0,16	0,73
Nimf-overwinters	0,91	0,01

Bij de mieren bleek dat de bodemtemperatuur in de zomer beperkend werd, met name in de terreinen die alleen in het najaar gemaaid of begraaasd worden (Van Noordwijk et al. 2012). In deze terreinen ontwikkelt de vegetatie zich in de zomer tot een relatief homogene opgaande vegetatie, waardoor de temperatuurinstraling op de bodem sterk afneemt. Om te onderzoeken of dit voor de wantsen mogelijk ook een rol speelt zijn de aantallen typische wantsensoorten per terrein weergegeven per beheertijdstip (figuur 30). De adult- en nimf-overwintelaars komen inderdaad gemiddeld in hogere aantallen voor in de terreinen die ook in de zomer gemaaid of begraaasd worden. Voor de ei-overwintelaars is geen verschil zichtbaar. Daarbij moet opgemerkt worden dat de spreiding in het aantal soorten per terrein vooral voor de terreinen met zomerbeheer groot is. Blijkbaar spelen ook andere factoren een belangrijke rol.



Figuur 30: Gemiddeld aantal typische wantsensoorten ($\pm$ standaard fout) in terreinen met beheer uitsluitend in het najaar (oranje) en terreinen met beheer in zomer en najaar (groen) uitgesplitst naar overwinteringsstadium.

Bij het verband tussen het beheer en het voorkomen van typische wantsensoorten speelt ook mee dat niet alle terreinen van nature even warm zijn door hun expositie en inclinatie. Van de terreinen met zomerbeheer zijn de Sint Pietersberg en Berghofweide van nature koeler dan de Bemelerberg en Thier de Lanaye. Mogelijke andere factoren die meespelen zijn beheerintensiteit en beheertype (figuur 31). Onderzoek naar de effecten van maaibeheer in de zomer op de Berghofweide uitgevoerd in het 2^e fase OBN onderzoek (van Noordwijk et al. 2011) heeft laten zien dat het aantal wantsen door maaien en afvoeren van de vegetatie significant afneemt. Dit kan mede een oorzaak zijn van het lage aantal typische wantsensoorten op de Berghofweide (Foto 3).



Figuur 31. Aantal als adult overwinterende typische wantsensoorten uitgezet tegen de bodemtemperatuur op warme dagen in de periode mei tot augustus uitgespitst voor de verschillende beheertypen. Maai- en/of graasbeheer in het najaar (driehoeken, Wrakelberg, Kunderber en Laamhei), maaien in zomer met nabewijding in het najaar (wit vierkant, Berghofweide), intensieve gefaseerde begrazing in voorjaar, zomer en najaar (grijs vierkant, Sint Pietersberg) en gefaseerde begrazing in zomer en najaar (grijze ruiten, Bemelerberg en Thier de Lanaye).



Foto 3: Maaibeheer in de zomer zoals hier op de Berghofweide leidt tot een homogene korte vegetatie. Tijdens het maaien en afvoeren van de vegetatie neemt het aantal wantsensoorten sterk af. Dit is mogelijk een reden voor het lage aantal typische wantsensoorten op de Berghofweide (Foto: Toos van Noordwijk).

4.4 Conclusies wantsen

- Het aantal soorten wantsen dat in de hellingschraallanden werd gevangen is vrij beperkt doordat de gebruikte methode alleen geschikt is voor het vangen van bodem-actieve wantsensoorten. De uitgevoerde analyses kunnen dus alleen inzicht geven in de sleutelfactoren voor deze groep soorten. De totale wantsenfauna van de hellingschraallanden is naar verwachting veel groter. Een bemonstering op de Bemelerberg in 2003 (Bos et al. 2005) leverde maar liefst 175 soorten op, vergeleken met 30 soorten voor dit gebied in de huidige dataset. Ook het aantal gevangen individuen per soort was over het algemeen laag. Dit maakt het moeilijk harde uitspraken te doen over deze groep. Ondanks deze beperkingen komen een aantal patronen sterk naar voren uit de data.
- Terreingrootte lijkt geen doorslaggevende factor voor het voorkomen van de wantsen. Voor de zoofage soorten kan niet worden uitgesloten dat de terreingrootte van belang is, maar hier is geen hard bewijs voor, onder meer door het geringe aantal zoofage soorten.
- Terreinisolatie is mogelijk wel een beperkende factor voor soorten die niet of nauwelijks kunnen vliegen. Er zijn echter onvoldoende data om dit vast te stellen. De grote toename in soortenaantal sinds 1981, met name op de Bemelerberg laat in ieder geval wel zien dat herkolonisaties mogelijk zijn, op zijn minst wanneer nabijgelegen bronpopulaties of zelfs relictpopulaties nog aanwezig zijn. Dit betekent dat de meeste wantsensoorten waarschijnlijk vrij goed in staat zijn nieuw gecreëerde hellingschraallanden te bereiken.
- Voor de bodemactieve wantsen lijkt de temperatuur een belangrijke factor te zijn, meer nog dan de vegetatiestructuur. Voldoende hoge temperaturen gedurende de zomer lijken een positieve invloed te hebben op het aantal typische wantsensoorten die als adult of als nimf overwinteren. Het lijkt er dan ook op dat het voor deze wantsen, net als voor de mieren belangrijk is ook in de zomer een voldoende open en warme vegetatiestructuur te creëren. Gefaseerde begrazing in voorjaar en zomer, zoals naar aanleiding van de eerste fase van het OBN hellingschraallandonderzoek werd voorgesteld, is voor deze groep wantsen waarschijnlijk eveneens gunstig.
- De vegetatiestructuur (hoogte, gelaagdheid) is uit eerder onderzoek naar voren gekomen als een belangrijke factor voor wantsen. Dit geldt waarschijnlijk met name voor soorten die in de vegetatie leven. Deze groep werd in dit onderzoek niet goed bemonsterd. Deze groep soorten is wel gevoelig voor een te grote beheerinspanning in het zomerseizoen (Morris 1973). Hoe groot het effect van zomerbegrazing op deze groep is en in hoeverre knelpunten voorkomen kunnen worden door fasering van de begrazing in ruimte en tijd zal in de praktijk onderzocht moeten worden.

5 Sprinkhanen



Foto 4: Negertje (*Omocestus rufipes*). Foto: Jan Kuper.

5.1 Inleiding

5.1.1 Levenscyclus sprinkhanen en krekels

Sprinkhanen en krekels zijn hemimetabole insecten, waarvan de nimfen (larven) al veel lijken op het volwassen stadium. Nimfen en adulten komen in dezelfde habitats voor. In Nederland komen 4 families voor binnen de orde van de sprinkhanen en krekels (Orthoptera). Dit zijn de krekels, sabelsprinkhanen, doornsprinkhanen en de veldsprinkhanen. Deze vier vertonen duidelijke verschillen in levenscyclus en eigenschappen, de variatie binnen de families is relatief beperkt.

Krekels en de meeste sabelsprinkhanen zijn omnivoren, zij eten zowel plantaardig als dierlijk voedsel. Een aantal soorten sabelsprinkhanen zijn volledig carnivoor of juist volledig herbivoor. Doornsprinkhanen zijn alle plant- en detrituseters. Veldsprinkhanen zijn uitsluitend herbivoor.

Alle veldsprinkhanen en de meeste sabelsprinkhanen hebben een éénjarige cyclus. Voortplanting en ei-afzet vindt plaats in zomer en najaar, waarna overwintering volgt in de eifase. In het daaropvolgende voorjaar volgt de ontwikkeling tot adult. Met name een aantal grotere sabelsprinkhanen doen

meer dan één jaar over de ontwikkeling tot adult. Afhankelijk van temperatuur, vocht en daglengte brengen ze tot wel acht jaar door in het eistadium waarna ze zich binnen één jaar ontwikkelen tot adult. Veel krekels en doornsprinkhanen overwinteren niet als ei, maar als nimf of adult. Bij de Veldkrekel (*Gryllus campestris*) vindt de voortplanting en ei-afzet plaats in mei, waarna de eieren na enkele weken uitkomen. De nimfen overwinteren in het op één na laatste nimfale stadium. In het voorjaar doorlopen zij nog twee nimfale stadia en planten zich vervolgens weer voort in mei. Het Kalkdoorntje (*Tetrix tenuicornis*) plant zich voort in mei waarna de eieren vrij snel uitkomen. Een deel ontwikkelt zich tot adult voor de winter, de meeste tot grote nimfen. De laatste ontwikkelen zich tot adult in het vroege voorjaar waarna voortplanting weer volgt in mei. De overige doornsprinkhanen hebben een één- of tweejarige cyclus. Zij planten zich voort in het voorjaar. De vroegste nimfen overwinteren als late stadia nimfen en ontwikkelen zich in het voorjaar tot adult waarna de voortplanting volgt. Late nimfen overwinteren in vroegere nimf-stadia, ontwikkelen zich het daaropvolgend jaar tot adult waarna nogmaals overwintering volgt. In het daaropvolgend voorjaar planten zij zich voort (tweejarige cyclus).

Sprinkhanen en krekels gebruiken verschillende substraten voor de ei-afzet. Krekels, doornsprinkhanen en veldsprinkhanen zetten de eieren af in of op de bodem (met uitzondering van de Gouden sprinkhaan *Chrysochraon dispar* die de eieren afzet in afgebroken stengels). De meeste sabelsprinkhanen zetten de eieren af in de vegetatie (in plantenstengels, in bladeren of onder schors) met als uitzondering de Grote groene sabelsprinkhaan (*Tettigonia viridissima*) en de Wrattenbijter (*Dectivorus verrucivorus*), die de eieren in de bodem afzetten. Eieren worden los (sabelsprinkhanen en sommige krekels), in cluster (krekels en doornsprinkhanen), of in een omhuld pakket (veldsprinkhanen) afgezet. De Nederlandse soorten leggen hun eieren dus bovengronds of in de bovenste bodemlaag. Zuid-Europese soorten zetten hun eieren dieper in de bodem af als aanpassing aan de grotere droogte (Kleukers et. al. 1997). Er zijn meerdere nimfale stadia, variërend van vier tot zes bij de sabel-, doorn- en veldsprinkhanen, tot ca. 10 bij de krekels. In elk volgend stadium krijgt de nimf meer van het uiterlijk van het volwassen stadium. Tussen de stadia vervellen de nimfen en zijn op dat moment erg kwetsbaar door de zachte opperhuid (Kleukers et. al. 1997).

5.1.2 Eigenschappen in relatie tot omgevingsfactoren

Voor de meeste sprinkhanen is er uitgebreide informatie beschikbaar over eigenschappen als ontwikkelingssnelheid, droogteresistentie, reproductie en voedselvoorkeur (Van Wingerden et al. 1991; Kleukers et al. 1997; Ingrisch & Köhler 1998). Dit onderzoek is vooral gebaseerd op uitgebreide laboratoriumstudies. Daarnaast is eveneens veel onderzoek gedaan naar het voorkomen van verschillende sprinkhaansoorten in relatie tot vegetatiestructuur, microhabitats en beheervorm (Willott 1997; Ingrisch & Köhler 1998; Ahnesjö & Forsman 2006; O'Neill et. al. 2007). Directe koppelingen tussen de soorteigenschappen en het voorkomen van soorten in het veld zijn daarentegen schaars.

5.1.3 Sprinkhanen en krekels van hellingschraallanden

Sprinkhanen en krekels die typisch te noemen zijn voor hellingschraallanden zijn vooral aangepast aan de warme en relatief droge omstandigheden. Van Wingerden et al. (1991) hebben laten zien dat er grote verschillen zijn in ontwikkelingssnelheden in het ei-stadium tussen verschillende veldsprinkhaansoorten. Een aantal soorten hebben een dermate langzame

ontwikkeling dat ze gebonden zijn aan voldoende warme habitats om hun ontwikkeling op tijd te voltooien. Tegelijkertijd hebben juist de eieren voldoende water nodig om succesvol tot ontwikkeling te komen. Het lijkt erop dat de vochtbehoefte aanzienlijk hoger is bij snellere ontwikkelingssnelheden. Een langzame ontwikkelingssnelheid, waardoor soorten beperkt zijn tot warme habitats, kan daarmee een aanpassing zijn aan droge omstandigheden. De mate van droogteresistentie en vochtbehoefte hangt mede af van de morfologie van de eieren of de eipakketten en van de eileglocatie (in de bodem, op de bodem of in de vegetatie) (Ingrisch & Köhler 1998). Er wordt algemeen aangenomen dat de eieren de meest kwetsbare fase zijn wat betreft warmtebehoefte en droogteresistentie aangezien adulten en nimfen actief geschikte microhabitats kunnen opzoeken (Van Wingerden et al. 1991; Ingrisch & Köhler 1998). Veldsprinkhanen en sabelsprinkhanen zijn extra kwetsbaar in het ei-stadium omdat zij lange tijd in dit stadium doorbrengen. Volwassen sprinkhanen hebben een behoorlijk grote tolerantie ten aanzien van temperatuur en vocht. Toch is het waarschijnlijk dat er een optimum is voor dit soort factoren in de overleving en zeker in de prestatie van sprinkhanen. Een Amerikaanse studie laat zien dat de onderzochte sprinkhaansoort pas zijn optimale lichaamstemperatuur kon bereiken als de bodemtemperatuur circa 35°C was. Vervolgens konden de sprinkhanen deze temperatuur vasthouden door omhoog of omlaag in de vegetatie te migreren. Tevens werd vastgesteld dat het zonnen van sprinkhanen om een optimale lichaamstemperatuur te bereiken (basking) effectiever was in begraasde graslanden dan in onbegraasde graslanden (O'Neill et al. 2007). Willott (1997) laat zien dat de microhabitatkeuze van 4 soorten veldsprinkhanen gerelateerd was aan omgevingstemperatuur en vegetatiestructuur. Dit beïnvloedde de mogelijkheid van een soort om bij een lage omgevingstemperatuur de lichaamstemperatuur te verhogen en bij hoge omgevingstemperatuur de lichaamstemperatuur te verlagen. Bruine sprinkhaan (*Chortippus brunneus*) en Wekkertje (*Omocestus viridulus*) konden hun lichaamstemperatuur goed verhogen bij een lage omgevingstemperatuur, terwijl Knopsprietje (*Myrmeleotettix maculata*) en Zoemertje (*Stenobothrus lineatus*) daar veel minder toe in staat waren. Het Wekkertje is minder goed in staat om de lichaamstemperatuur te verlagen bij een hoge omgevingstemperatuur. Ook voor doornsprinkhanen is een relatie tussen bodemtemperatuur en optimale lichaamstemperatuur vastgesteld (Ahnesjö & Forsman 2006).

5.2 Methode

De sprinkhaangegevens werden in 2005 en 2006 verzameld in dezelfde gebieden als de loopkever en wantsendata. De sprinkhanen werden geïnventariseerd door langs transecten te tellen en door actief op zoek te gaan naar sprinkhanen en krekels (zie Smits et al. 2009 voor de exacte methode). De sprinkhaandata werden al relatief uitgebreid geanalyseerd in het eindrapport van het eerste fase OBN onderzoek (Smits et al. 2009). Bovendien is al veel informatie beschikbaar over elk van de gevonden sprinkhaansoorten, zowel wat betreft eigenschappen en levenscyclus (Van Wingerden et al. 1991; Kleukers et al. 1997; Ingrisch & Köhler 1998; Reinhardt et al. 2005) als wat betreft gevoeligheid voor beheermaatregelen (Kleukers & van Hoof 2003). In dit rapport is voor deze groep dan ook volstaan met het concreet beantwoorden van de gestelde onderzoeksvragen op basis van de bestaande kennis over de eigenschappen en levenscycli van de verschillende soorten. Informatie over de eigenschappen en levenscycli

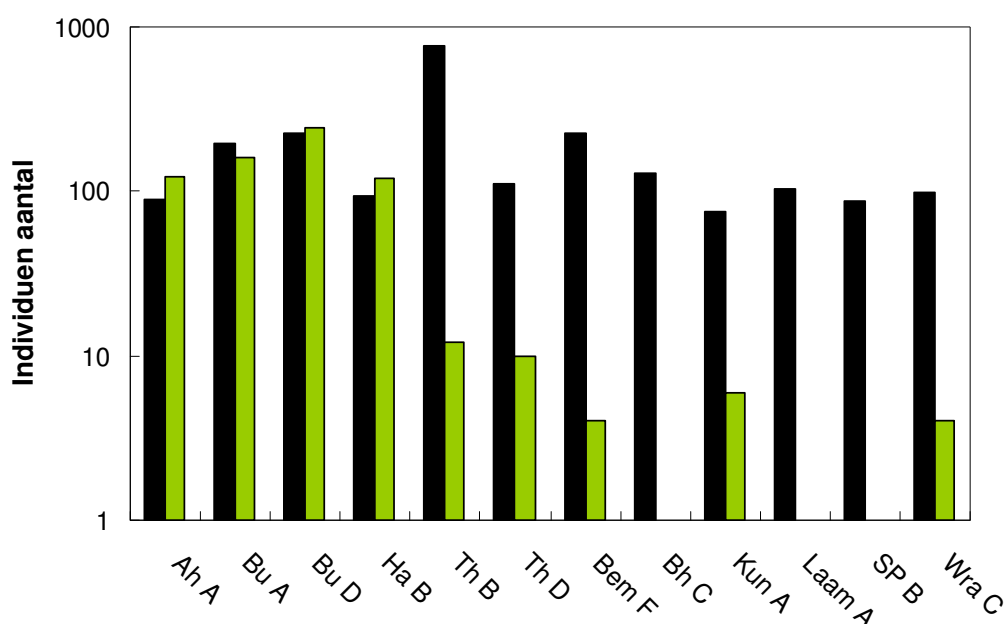
van de gevonden sprinkhaansoorten werd verzameld uit Kleukers et al. (1997), Ingrisch & Köhler (1998) en Reinhardt et al. (2005).

5.3 Resultaten

Een redelijk uitgebreide analyse van de sprinkhaangegevens is reeds opgenomen in het eindrapport van de eerste fase hellingschraallandonderzoek (Smits et al. 2009). Hieruit bleek dat een klein aantal karakteristieke hellingschraallandsprinkhanen nog voorkomt in de Nederlandse gebieden (figuur 32). Alleen op de Bemelerberg ligt het aantal karakteristieke soorten op eenzelfde niveau als in de Duitse en Belgische referentieterrainen. 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 liet 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. Een overzicht van de gevangen soorten en hun eigenschappen is weergegeven in bijlage 4.

5.3.1 Levenscyclus in relatie tot beheer

Vanuit de levenscyclus van de typische hellingschraalland sprinkhanen en krekels zijn een aantal mogelijk knelpunten duidelijk. De eerste betreft de geschiktheid van het microklimaat voor de ei-ontwikkeling (zie paragraaf 5.1.3). Bij de veldsprinkhanen en sabelsprinkhanen vindt de ei-ontwikkeling plaats in de periode augustus tot mei. Met name de post-diapauze ontwikkeling is zeer temperatuurgevoelig (Van Wingerden et al. 1991; Ingrisch & Köhler 1998). Een hoge, dichte vegetatiemat in het vroege voorjaar is daarmee naar verwachting een belangrijk knelpunt voor deze soorten. Een dichte vegetatie is in geen van de Nederlandse terreinen aanwezig in het vroege voorjaar, aangezien alle terreinen in najaar of winter relatief intensief begraaasd of gemaaid worden. Wel zijn Laamhei, Berghofweide en Sint Pietersberg van nature koeler dan de andere terreinen door hun expositie en geringere steilheid (gemiddelde bodemtemperatuur op 12 mei 2008 < 20 °C, in alle andere terreinen > 20,5 °C). Dit zijn precies de terreinen waar geen karakteristieke soorten gevonden werden tijdens de transecttellingen in 2006. Voor het Kalkdoortje en de Veldkrekkel ligt de temperatuurgevoelige periode later in het jaar, met name in de maanden mei-augustus. Deze soorten zouden dus gebaat kunnen zijn bij zomerbegrazing, waardoor de bodemtemperatuur in deze periode hoger wordt. De Veldkrekkel werd alleen aangetroffen op de Bemelerberg, die inderdaad in de zomer gefaseerd begraaasd wordt. Het kalkdoortje is aangetroffen in alle terreinen behalve de Berghofweide.



Figuur 32: Aantal individuen van karakteristieke sprinkhaan- en krekelloorten (groene balken) en overige sprinkhaan- en krekelloorten (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 (figuur overgenomen uit Smits et al. 2009).

Een tweede mogelijk knelpunt voor sprinkhanen en krekels is de directe schade als gevolg van beheermaatregelen. Nimfen en adulte sprinkhanen zijn relatief mobiel en naar verwachting goed in staat grazende schapen te ontwijken. Aangezien de eieren vooral in of nabij de bodem worden afgezet, zal ook voor de eieren het risico om opgegeten te worden door schapen gering zijn. Wel is bekend dat onder sprinkhanen hoge sterfte kan optreden door maaibeheer gedurende de zomer (Humbert et al. 2010a; 2010b). Ook binnen het OBN onderzoek werd aangetoond dat de aantallen sprinkhanen drastisch afnemen na maaien en afvoeren van de vegetatie (van Noordwijk et al. 2011). Mogelijk verklaart dit waarom geen enkele typische sprinkhaansoort werd aangetroffen op de Berghofweide, het enige terrein dat in de zomer gemaaid wordt. Aangezien het hier slechts om één terrein gaat is echter niet aan te tonen of het hier inderdaad om een causaal verband gaat.

5.3.2 Terreingrootte en terreinisolatie

Gezien het geringe aantal typische sprinkhaansoorten en het beperkte aantal terreinen dat werd bemonsterd is het niet mogelijk harde uitspraken te doen over het belang van terreingrootte en eventuele knelpunten door de mate van versnippering. Wel zijn er aanwijzingen dat beide factoren van belang zijn voor de sprinkhanen en krekels. Het vliegvermogen van de meeste typische sprinkhaansoorten is beperkt (zie bijlage 4) en er zijn sinds 1988 geen nieuwe populaties opgedoken. De meeste soorten zijn naar verwachting dan ook niet in staat nieuwe terreinen op eigen kracht te herkoloniseren. In hoeverre sprinkhanen met maaisel naar nieuwe terreinen overgebracht kunnen worden

is onderzocht in het 2^e fase OBN onderzoek (van Noordwijk et al. 2011). Bij een experiment met het transport van maaisel werden na transport geen levende sprinkhanen aangetroffen. De hogere aantallen sprinkhanen in een natuurontwikkelingsproef (Verlengde Winkelberg) in terreindelen waar maaisel was opgebracht in vergelijking met terreindelen zonder maaisel, suggereren echter dat transport wel mogelijk is. Ook uit de literatuur zijn er voorbeelden bekend waar sprinkhanen met maaisel getransporteerd konden worden (Kiehl & Wagner 2006).

Terreingrootte werd al door Kleukers et al. (1993) aangemerkt als belangrijke factor voor typische sprinkhanen in de Nederlandse hellingschraallanden, gebaseerd op de resultaten van een bemonstering van een groot aantal kalkgraslanden en kalkgraslandsnippers in 1988. Analooq aan de wantsen en loopkevers valt te verwachten dat de carnivore soorten gevoeliger zijn voor terreingrootte dan de fytofage soorten. Hoewel er te weinig data zijn om dit statistisch te kunnen onderbouwen, komen de data hier wel mee overeen. Alleen in het grootste Nederlandse hellingschraalland, de Bemelerberg, komen typische soorten voor die mede afhankelijk zijn van dierlijk voedsel. Twee andere carnivore soorten, Wrattenbijter (*Decticus verrucivorus*) en Heidesabelsprinkhaan (*Metrioptera brachyptera*), werden alleen in terreinen in de Eifel gevonden.

5.4 Conclusies sprinkhanen en krekels

- Het kleine aantal typische hellingschraallandsprinkhanen in combinatie met het geringe aantal terreinen en het grote aantal mogelijk belangrijke factoren maakt het ondoenlijk een uitgebreide statistische analyse uit te voeren om te achterhalen wat de belangrijkste knelpunten zijn. Op basis van de levenscyclus en beschikbare literatuur zijn wel een aantal conclusies te trekken, die echter niet hard onderbouwd zijn.
- Wat microklimaat en beheer betreft lijkt met name de temperatuur in het (vroeg) voorjaar van belang te zijn. Dit is nu al redelijk goed geoptimaliseerd doordat alle terreinen in najaar of winter redelijk intensief worden begraasd of gemaaid. Bij het verschuiven van het beheertijdstip in voorjaar en zomer is het naar verwachting belangrijk in de gaten te houden dat ook de vegetatiestructuur in het vroeg voorjaar voldoende open blijft om een hoge bodemtemperatuur te creëren. Een aantal terreinen lijken door hun expositie en inclinatie te koel te zijn voor veel typische hellingschraalland sprinkhanen.
- Het is mogelijk dat een aantal sprinkhaansoorten zullen profiteren van intensiever beheer in voorjaar en zomer doordat de bodemtemperatuur in de zomer hoger zal worden. Met name voor de Veldkrekkel en het Kalkdoorntje kan dit positief uitpakken. Op basis van de goede ervaringen met gefaseerde begrazing in voorjaar en zomer met betrekking tot de sprinkhanen, bijvoorbeeld in de Viroin (K. Hofmans mond. meded.), worden geen nieuwe knelpunten verwacht.
- De geringe terreingrootte en de terreinisolatie lijken ook voor de sprinkhanen beperkende factoren te zijn in de hellingschraallanden. Uitbreiding en verbinding van de hellingschraallanden kan ook voor

deze groep een belangrijke bijdrage leveren aan behoud van de bedreigde populaties.

6 Aanbevelingen voor het beheer

Elk van de onderzochte hellingschraallanden is uniek. Elk terrein kent zijn eigen soortensamenstelling en is gevormd door de unieke terreineigenschappen en geschiedenis. De mogelijkheden voor het creëren van geschikt habitat voor de diverse typische loopkevers, wantsen en sprinkhanen verschillen hierdoor tussen de gebieden, afhankelijk van onder meer bodem, expositie en inclinatie. De soorten die het meest typisch genoemd worden zijn vooral afhankelijk van zeer warme en deels ook droge omstandigheden. Dergelijke, voor Nederland zeer uitzonderlijke, omstandigheden kunnen alleen op de steilste en meest op het zuiden geëxponeerde terreinen tot ontwikkeling komen. Ook de minder extreme terreinen kunnen echter een waardevolle bijdrage leveren aan de biodiversiteit. Zo komen een aantal bijzondere loopkevers juist vooral voor op terreinen die weliswaar warm, maar vooral niet te droog zijn. Behoud van het unieke karakter van de terreinen is een belangrijk doel voor het beheer. Goed beheer blijft hierdoor maatwerk. Bij het instellen van beheerwijzigingen is het belangrijk eerst na te gaan welke bijzondere planten- en diersoorten momenteel aanwezig zijn en wat de randvoorwaarden zijn om deze te behouden. Pas op de tweede plaats moet gekeken worden naar de mogelijkheden om het terrein geschikter te maken voor soorten die momenteel (nog) niet aanwezig zijn.

Door het beperkte aantal hellingschraallanden in Nederland en de grote variatie in grootte, ligging, expositie, geschiedenis en beheer tussen de terreinen is het moeilijk onomstotelijk vast te stellen wat de sturende factoren zijn. De in dit rapport gepresenteerde analyse van soorteigenschappen en levenscycli van de loopkevers, wantsen en sprinkhanen biedt handvatten om met deze veelheid aan factoren om te gaan. Nog steeds is het niet mogelijk direct harde conclusies te trekken over oorzakelijke verbanden, maar de analyse geeft wel inzicht in de meest waarschijnlijke knelpunten inclusief achterliggende mechanismen. Dit maakt het mogelijk deze mechanismen in de praktijk te toetsen en vooraf mogelijk kwetsbare groepen te identificeren en deze bij de uitvoering van maatregelen extra in de gaten te houden. De belangrijkste knelpunten die aan het licht zijn gekomen voor typische hellingschraalland loopkevers, wantsen en sprinkhanen zijn de beperkte terreingrootte en de terreinisolatie. De terreingrootte is vooral een probleem voor sprinkhanen en carnivore loopkevers. De terreinisolatie is met name problematisch voor loopkevers, wantsen en sprinkhanen die niet of nauwelijks in staat zijn te vliegen. Met betrekking tot beheervorm, intensiteit en beheertijdstip tekenen zich eveneens patronen af. De veldgegevens doen vermoeden dat intensief maai- of graasbeheer in voorjaar en zomer slecht uitpakt voor loopkevers die zich in het voorjaar voortplanten. Met name voor soorten die gebonden zijn aan het kalkgraslanddeel van de hellingschraallandgradiënt wordt het bij intensief zomerbeheer mogelijk te droog. Deze loopkeversoorten zijn weliswaar warmteminnend, maar niet erg droogtetolerant. Voor de bodemactieve wantsen en de sprinkhanen lijkt een kale bodem in voorjaar en zomer en bijbehorend warm microklimaat juist

positief uit te pakken. Voor de wantsen die zich vooral in de vegetatie ophouden valt op basis van literatuurgegevens te verwachten dat te intensief beheer in voorjaar en zomer juist niet goed uitpakt.

Op basis van deze resultaten kan gesteld worden dat uitbreiding van het areaal hellingschraalland, met name in de buurt van bestaande reservaten belangrijk is. Dit sluit nauw aan bij de aanbevelingen op dit vlak uit de eerste fase OBN onderzoek, die ook voor planten, mieren en vlinders liet zien dat uitbreiding van het areaal hellingschraalland belangrijk is. Experimenten zoals momenteel worden uitgevoerd op de Verlengde Winkelberg in het kader van de 2^e fase OBN hellingschraalland onderzoek zijn hiermee essentieel om inzicht te bieden in hoeverre en op welke termijn nieuw hellingschraalland op voormalige landbouwgrond effectief is voor typische soorten. Ook kennis over de uitwisseling tussen nabij gelegen populaties ontbreekt nog, terwijl dit inzicht geeft in hoeverre clusters van kleinere hellingschraallanden functioneren. Verbinding van hellingschraallanden door het aankopen en inrichten van tussenliggende gebieden en het beheer van bermen en overhoekjes zijn waardevolle maatregelen voor het op gang brengen en/of stimuleren van uitwisseling tussen terreinen. Ook herkolonisaties na lokaal uitsterven, mede veroorzaakt door de beperkte terreingrootte, wordt bevordert door het verbinden van de bestaande reservaten. Zonder aanvullende verbindende maatregelen mag verwacht worden dat wantsen, sprinkhanen en loopkevers met beperkt vliegvermogen niet in staat zijn nieuwe terreinen te bereiken. Aanvullende maatregelen, zoals het opbrengen van maaisel waarin soorten aanwezig zijn (mogelijk effectief voor wantsen en sprinkhanen) of het uitzetten van doelsoorten zal in deze gevallen nodig zijn, willen we nieuwe populaties creëren.

Wat het interne beheer betreft blijkt uit deze studie dat gefaseerde begrazing in voorjaar en zomer waarschijnlijk ook voor de loopkevers, wantsen en sprinkhanen positief kan uitpakken. Dit beheer is voorgesteld naar aanleiding van de eerste fase OBN hellingschraallandonderzoek en is inmiddels overgenomen in de aanbevelingen voor de PAS (Programmatistische Aanpak Stikstof). Bij de uitvoering van begrazing in voorjaar en zomer is het wel belangrijk dat het beheer voldoende gefaseerd wordt uitgevoerd. Welke mate van fasering voor deze groepen voldoende is zal in de praktijk getoetst moeten worden. Uit de voorliggende analyse blijkt dat met name voorjaarsvoortplantende loopkevers en vegetatiebewonende wantsen kwetsbaar kunnen zijn voor begrazingsbeheer in voorjaar en zomer. Bij het (experimenteel) uitvoeren van dergelijk beheer moeten met name deze groepen goed in de gaten gehouden worden. Voor de meeste typische sprinkhanen is het vooral belangrijk dat de vegetatie in het vroege voorjaar voldoende open en warm is. Of ook dit bij een aangepast beheerregime voldoende gewaarborgd is zal in het veld gemonitord moeten worden. Typische sprinkhaansoorten en bodembewonende wantsen, met name soorten die als adult overwinteren, zijn geschikte doelsoorten om in veldexperimenten te toetsen in hoeverre beheeraanpassingen daadwerkelijk leiden tot verbeteringen voor insectenpopulaties. Maaibeheer in voorjaar en zomer is over het algemeen niet aan te bevelen omdat het hoge sterfte kan veroorzaken onder veel grote insectensoorten die zich ophouden in de vegetatie, waaronder wantsen en sprinkhanen.

Naast concrete aanbevelingen heeft de huidige analyse ook veel kennis opgeleverd over de kenmerken van wantsen, sprinkhanen en loopkevers die voorkomen in hellingschraallanden. Deze kennis kan ook buiten het hellingschraallandsysteem worden toegepast. Met name in andere droge ecosystemen, zoals duinen en stuifzanden, komen deels dezelfde soorten en

aanpassingen voor. Ook de relaties tussen eigenschappen en omgevingsfactoren die uit de literatuur bijeen zijn gebracht kunnen in andere (OBN) onderzoeken worden toegepast. De relatie tussen vliegvermogen en terreinisolatie ligt voor de hand en is al in veel systemen onderzocht. Het verschil in effect van versnippering en terreingrootte afhankelijk van trofisch niveau is echter minder bekend, maar zou ook in andere ecosystemen een belangrijke rol kunnen spelen. Potentieel worden voedselwebrelaties hierdoor ontworcht, waardoor de gevolgen voor een ecosysteem groot kunnen zijn. Ook het nadenken over beheerintensiteit en tijdstip in relatie tot de levenscyclus en fenologie van typische soorten is breed toepasbaar en geeft een schat aan informatie over mogelijke knelpunten en achterliggende mechanismen.

Literatuur

Ahnesjö, J. & A. Forsman, 2006. Differential habitat selection by pygmy grasshopper color morphs; interactive effects of temperature and predator avoidance. *Evolutionary Ecology* 20: 235–257.

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: 129-135.

Aukema, B., J.G.M. Cuppen, N. Nieser & D. Tempelman, 2002. Verspreidingsatlas Nederlandse wantsen (Hemiptera: Heteroptera). Deel I: Dipsocoromorpha, Nepomorpha, Gerromorpha & Leptopodomorpha. EIS-Nederland, Leiden. 169 p.

Aukema, B. & D.J. Hermes, 2006. Verspreidingsatlas Nederlandse wantsen (Hemiptera: Heteroptera). Deel II: Cimicomorpha I, EIS-Nederland, Leiden. 136 p.

Barbaro, L. & I. Van Halder, 2009. Linking bird, carabid beetle and butterfly life-history traits to habitat fragmentation in mosaic landscapes. *Ecography* 32: 321-333.

Bobbink, R. & J.H. Willems, 2001. OBN Preadvies Kalkgraslanden. Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Wageningen.

Bos, F.G., B. Aukema & T. Heijerman, 2005. De wantsen van de Bemelerberg. Resultaten van een inventarisatie. *Natuurhistorisch Maandblad* 94 (1): 7-9.
Bourn, N.A.D. & J.A.Thomas, 2002. The challenge of conserving grassland insects at the margins of their range in Europe. *Biological Conservation* 104: 285-292.

Brown, V.K., C.W.D. Gibson, P.H. Sterling, S.H. Hillier, D.W.H. Walton & D.A. Wells, 1990. The mechanisms controlling insect diversity in calcareous grasslands. In *Calcareous grasslands-ecology & management. Proceedings of a join British Ecological Society/Nature Conservancy council symposium, 14-16 September, 1987 at University of Sheffield*. Bluntisham Books, Huntingdon: 79-87.

- Dauber, J. & T. Purtauf, 2007. A multi-scale analysis of the relative importance of habitat features and landscape context on species richness of carabids. In: Schröder B, Reuter H, Reiniking B (Eds.) Multiple scales and scaling in ecology. Serie Theorie in der Ökologie, Vol. 12, Peter Lang Verlag, Frankfurt: 63-67.
- Dauber, J., T. Purtauf, A. Allspach, J. Frisch, K. Voigtlander & V Wolters, 2005. Local vs. landscape controls on diversity: a test using surface-dwelling soil macroinvertebrates of differing mobility. *Global Ecology and Biogeography* 14: 213-221.
- Den Boer, P.J., 1970. On the significance of dispersal power for populations of carabid-beetles (Coleoptera, Carabidae). *Oecologia* 4: 1-28.
- Den Boer, P.J. & W. den Boer-Daanje, 1990. On life history tactics in carabid beetles: are there only spring- and autumn-breeders? In: The role of ground beetles in ecological and environmental studies, N.E. Stork (ed.). Proc. 7th Meeting Eur. Carabidologists, London. Intercept Andover, Hampshire: 247-258.
- Derjanshi, V. & J. Péricart, 2005. Hémiptères Pentatomoidea Euro-Méditerranéens I. - Faune de France 90. 494 p.
- Desender, K., W. Dekoninck, D. Maes, L. Crevecoeur, M. Dufrêne, M. Jacobs, J. Lambrechts, M. Pollet, E. Stassen & N. Thys, 2008. Een nieuwe verspreidingsatlas van de loopkevers en zandloopkevers (Carabidae) in België. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussels. 184 p.
- Gerisch, M., 2011. Habitat disturbance and hydrological parameters determine the body size and reproductive strategy of alluvial ground beetles. *ZooKeys* 100: 353-370.
- Harvey, J.A., W.H. van der Putten, H. Turin, R. Wagenaar & T.M. Bezemer, 2008. Effects of changes in plant species richness and community traits on carabid assemblages and feeding guilds. *Agriculture Ecosystems & Environment* 127: 100-106.
- Henle, K., K.F. Davies, M. Kleyer, C. Margules & J. Settele, 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13: 207-251.
- Holt, R.D., J.H. Lawton, G.A. Polis & N.D. Martinez, 1999. Trophic rank and the species-area relationship. *Ecology* 80: 1495-1504.
- Humbert, J.-Y., J. Ghazoul, N. Richner & T. Walter (2010a) Hay harvesting causes high orthopteran mortality. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 139 (4): 522-527.
- Humbert, J.-Y., J. Ghazoul, G.J. Sauter & T. Walter (2010b) Impact of different meadow mowing techniques on field invertebrates. *Journal of Applied Entomology* 134(7): 592-599.
- Ingrisch, S. & G. Köhler, 1998. Die Heuschrecken Mitteleuropas. Die Neue Brehm-Bücherei 629, Westarp Wissenschaften, Magdeburg 450 p.

Kleukers, R.M.J.C., W.K.R.E. van Wingerden & P. Grooten, 1993. Sprinkhanen in half-natuurlijke graslandsnippen in Zuid-Limburg. Nieuwsbrief European Invertebrate Survey Nederland 22: 3-7.

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. 416 p.

Kleukers, R.M.J.C. & P.H. van Hoof, 2003. Beschermingsplan Sprinkhanen en Krekels in Limburg. EIS-Nederland, Leiden & Bureau Natuurbalans, Nijmegen. 190 p.

Kiehl, K. & C. Wagner, 2006. Effect of hay transfer on long-term establishment of vegetation and grasshoppers on former arable fields. Restoration Ecology 14: 157-166.

Koivula, M.J., 2011. Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) reflecting environmental conditions. ZooKeys 100: 287-317.

Kotze, J.D., P. Brandmayr, A. Casale, E. Dauffy-Richard, W. Dekoninck, M.J. Koivula, G.L. Lövei, D. Mossakowski, J. Noordijk, W. Paarmann, R. Pizzolotto, P. Saska, A. Schwerk, J. Serrano, J. Szyszko, A. Taboada, H. Turin, S. Venn, R. Vermeulen & T. Zetto, 2011. Forty years of carabid beetle research in Europe - from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. ZooKeys 100: 55-148.

Kruess, A. & T. Tschardt, 2002. Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. Biological Conservation 106: 293-302.

Lambeets, K., M.L. Vandegehuchte, J.P. Maelfait & D. Bonte, 2008. Understanding the impact of flooding on trait-displacements and shifts in assemblage structure of predatory arthropods on river banks. Journal of Animal Ecology 77: 1162-1174.

Lambeets, K., M.L. Vandegehuchte, J.P. Maelfait & D. Bonte, 2009. Integrating environmental conditions and functional life-history traits for riparian arthropod conservation planning. Biological Conservation 142: 625-637.

Larsson, S.G., 1939. Entwicklungstypen und Entwicklungszeiten der Dänischen Carabiden. Entomologische Meddelelser. 20: 277-560.

Lindroth, C.H., 1949. Die Fennoskandischen Carabidae III. Allgemeiner Teil. Göteborg.

Luff M., 1993. The Carabidae (Coleoptera) larvae of Fennoscandia and Denmark. Fauna Entomologica Scandinavica 27:1-187.

Mabelis, A.A. & H. Turin, 1982. De invertebratenfauna van de Zuidlimburgse kalkgraslanden. Beheer. Natuurhistorisch Maandblad 71: 199-206.

Matalin, A., 2007. Typology of life cycles of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in Western Palaearctic. Entomological Review 87: 947-972.

- Morris, M.G., 1969. Differences Between the Invertebrate Faunas of Grazed and Ungrazed Chalk Grassland. III. The Heteropterous Fauna. *Journal of Applied Ecology* 6: 475-487.
- Morris, M.G., 1973. The effects of seasonal grazing on the Heteroptera and Auchenoryncha (Hemiptera) of chalk grasslands. *Journal of Applied Ecology* 10: 761-780.
- Morris, M.G., 1979. Responses of Grassland Invertebrates to Management by Cutting. II. Heteroptera. *Journal of Applied Ecology* 16: 417-432.
- Morris, M.G. & K.H. Lakhani, 1979. Responses of Grassland Invertebrates to Management by Cutting. I. Species Diversity of Hemiptera. *Journal of Applied Ecology* 16:77-98.
- Morris, M.G., S.H. Hillier, D.W.H. Walton, D.A. Wells, 1990. The effects of management on the invertebrate community of calcareous grasslands, In *Calcareous grasslands: ecology and management*. S.H.H. Hillier, D.W.H. Walton & D.A. Wells (Eds). Bluntisham Books, Huntingdon: 128-133.
- Moulet, P., 1995. Hémiptères Coreoidea (Coreidae, Rhopalidae, Alydidae), Pyrrhocoridae, Stenocephalidae euro-méditerranéen.- *Faune de France* 81: 1-336.
- Oertli, S., A. Muller, D. Steiner, A. Breitenstein, & S. Dorn, 2005. Cross-taxon congruence of species diversity and community similarity among three insect taxa in a mosaic landscape. *Biological Conservation* 126: 195-205.
- O'Neill, K.M. & M.G. Rolston, 2007. Short-term dynamics of behavioral thermoregulation by adults of the grasshopper *Melanoplus sanguinipes*. *Journal of Insect Science* 7(27): 1-14.
- Péricart, J., 1972. Hémiptères Anthocoridae, Cimicidae et Microphysidae de l'Ouest-Paléarctique.- *Faune de l'Europe et du Bassin Méditerranéen* 7: 1-402.
- Péricart, J., 1983. Hémiptères Tingidae Euro-Méditerranéens.- *Faune de France* 69: 1-618.
- Péricart, J., 1984. Hémiptères Berytidae Euro-Méditerranéens.- *Faune de France* 70: 1-171.
- Péricart, J., 1990. Hémiptères Nabidae d'Europe Occidentale et du Maghreb.- *Faune de France* 71: i-xi, 1-185.
- Péricart, J., 1987. Hémiptères Saldidae et Leptopodidae d'Europe Occidentale et du Maghreb.- *Faune de France* 77: 1-238.
- Péricart, J., 1999a-c. Hémiptères Lygaeidae euro-méditerranéens 1, 2 en 3.- *Faune de France* 84A: i-xx, 1-468; 84B: i-vi, 1-453; 84c: i-iv, 1-487.
- Rainio, J. & J. Niemelä, 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 12: 487-506.
- Reinhardt K., G. Köhler, S. Maas & P. Detzel, 2005. Low dispersal ability and habitat specificity promote extinctions in rare but not in widespread species: the Orthoptera of Germany. *Ecography* 28 (5):593-602.

Ribera, I., G.N. Foster, I.S. Downie, D.I. McCracken, V.J. Abernethy, 1999. A comparative study of the morphology and life traits of Scottish ground beetles (Coleoptera, Carabidae). *Annales Zoologici Fennici* 36: 21-37.

Ribera, I., S. Dolédec, I.S. Downie & G.N. Foster, 2001. Effect of land disturbance and stress on species traits of ground beetle assemblages. *Ecology* 82: 1112-1129.

Saska, P., 2004. Carabid larvae as predators of weed seeds: granivory in larvae of *Amara eurynota* (Coleoptera: Carabidae). *Communications in Agricultural and Applied Biological Sciences* 69: 27-33.

Smits, N.A.C., C.G.E. van Noordwijk, R. Bobbink, H. Esselink, R. Huiskes, L. Kuiters, W. Ozinga, J.H.J. Schaminée, H. Siepel, W.C.E.P. Verberk & J.H. Willems, 2009. Onderzoek naar de ecologische achteruitgang en het herstel van Zuid-Limburgse hellingschraallandcomplexen. Ede, Ministerie van LNV, Directie Kennis, 2009 (Rapport DKI nr. 2009/dk118-O). 153 p.

Sota T., 1994. Variation of carabid life cycles along climatic gradients: an adaptive perspective for life-history evolution under adverse conditions. In: H.V. Danks (Eds.) *Insect life-cycle polymorphisms*. Dordrecht: Kluwer: 99-112.

Southwood, T.R.E. & D. Leston, 1959. *Land and water bugs of the British Isles*. Warne, London. 436 p.

Thiele, H.U., 1977. *Carabid beetles in their environments: a study on habitat selection by adaptations in physiology and behaviour*. Springer-Verlag, Berlin.

Tscharntke, T. & A. Kruess, 1999. Habitat fragmentation and biological control, In: *Theoretical approaches to biological control*. B.A. Hawkins & H.V. Cornell (Eds.) Cambridge University Press, Cambridge: 190-205.

Turin, H., 1983. De invertebratenfauna van de Zuidlimburgse kalkgraslanden. Loopkevers (Coleoptera Carabidae) van kalkgraslanden en hellingbossen. *Natuurhistorisch Maandblad* 72: 73-83.

Turin, H., 2000. *De Nederlandse loopkevers: Verspreiding en oecologie* (Coleoptera: Carabidae). Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis. KNNV Uitgeverij. European Invertebrate Survey, Leiden.

Van Dijk, T.S., & P.J. den Boer, 1992. The life histories and population dynamics of two carabid species on a Dutch heathland - 1. Fecundity and the mortality of immature stages. *Oecologia* 90: 340-352.

Van Noordwijk, C.G.E., 2011. Using life-history analysis to improve restoration management. *Proceedings of the Netherlands Entomological Society Meeting* 22: 79-89.

Van Noordwijk, C.G.E., M.J. Weijters, N.A.C. Smits, J. Kuper, R. Loeb, H.P.J. Huiskes, W. Dimmers, R. Bobbink & H. Siepel, 2011. Tussenrapport 2e fase O+BN hellingschraallanden onderzoek, resultaten 1e jaar, 2010-2011. Stichting Bargerveen rapport 2011.072. 75 p.

Van Noordwijk, C.G.E., P. Boer, A.A. Mabelis, W.C.E.P. Verberk, & H. Siepel, 2012. Life-history strategies as a tool to identify conservation constraints: A case-study on ants in chalk grasslands. *Ecological Indicators* 13: 303-313.

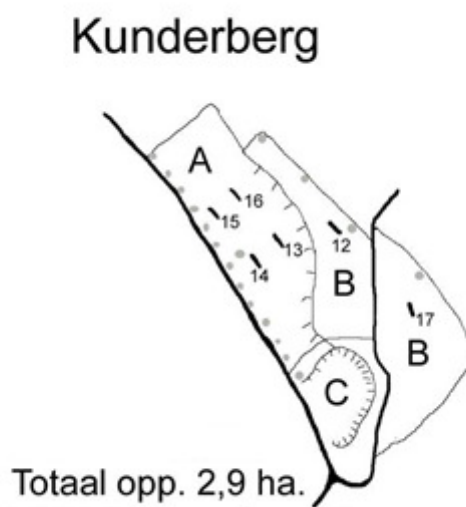
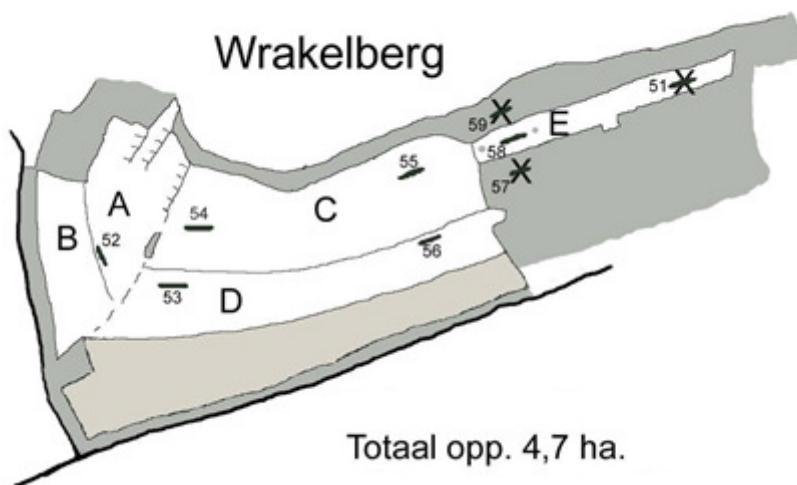
- Van Noordwijk C.G.E., D.E. Flierman, E. Remke, M.F. WallisDeVries & M.P. Berg, *In Press*. Impact of grazing management on hibernating caterpillars of the butterfly *Melitaea cinxia* in calcareous grasslands. *Journal of Insect Conservation*: DOI 10.1007/s10841-012-9478-z.
- Van Nouhuys, S., 2005. Effects of habitat fragmentation at different trophic levels in insect communities. *Annales Zoologici Fennici* 42: 433-447.
- Van Wingerden, W.K.R.E., J.C.M. Musters & F.I.M. Maaskamp, 1991. The Influence of Temperature on the Duration of Egg Development in West European Grasshoppers (Orthoptera, Acrididae). *Oecologia* 87: 417-423.
- Verberk, W.C.E.P., H. Siepel & H. Esselink, 2008. Applying life-history strategies for freshwater macroinvertebrates to lentic waters. *Freshwater Biology* 53: 1739-1753.
- Vessby, K., B. Söderström, A. Glimskär & B. Svensson, 2002. Species-richness correlations of six different taxa in Swedish seminatural grasslands. *Conservation Biology* 16: 430-439.
- Wachmann, E., A. Melber & J. Deckert, 2004. Wanzen Band 2. Cimicomorpha.- Die Tierwelt Deutschlands 75: 1-208. Goecke & Evers, Keltern.
- Wachmann, E., A. Melber & J. Deckert, 2006. Wanzen Band 1. Dipsocoromorpha, Nepomorpha, Gerromorpha, Leptopodomorpha, Cimicomorpha (Teil 1): 1-263.- Die Tierwelt Deutschlands 75. Goecke & Evers, Keltern.
- Wachmann, E., A. Melber & J. Deckert, 2007a. Wanzen Band 3. Pentatomomorpha I- Die Tierwelt Deutschlands 78: 1-272. Goecke & Evers, Keltern.
- Wachmann, E., A. Melber & J. Deckert, 2007b. Wanzen Band 4. Pentatomomorpha II- Die Tierwelt Deutschlands 81: 1-230. Goecke & Evers, Keltern.
- Wagner, E., 1952. Blindwanzen oder Miriden.- Die Tierwelt Deutschlands 41: i-iv-218.
- Wagner, E., 1961. Wanzen - Heteroptera (Hemiptera).- Die Tierwelt Mitteleuropas IV, 3 (Xa): 1-173.
- Wagner, E., 1966. Wanzen oder Heteropteren. I. Pentatomomorpha.- Die Tierwelt Deutschlands 54: i-vi, 1-235.
- Wagner, E., 1967. Wanzen oder Heteropteren. II. Cimicomorpha.- Die Tierwelt Deutschlands i-iv, 1-179.
- Wamser, S., T.I.M. Diekötter, L. Boldt, V. Wolters & J. Dauber, 2012. Trait-specific effects of habitat isolation on carabid species richness and community composition in managed grasslands. *Insect Conservation and Diversity* 5: 9-18.
- Wallis de Vries, M.F., A. Boesveld, W. Bosman, M. Reemer, J. Regelink, A.J. Rossenaar, J.H.J. Schaminée, K. Veling, 2009. Verkenning Herstel Kleinschalige Lijnvormige Infrastructuur Heuvelland. Rapport DK nr. 2009/dk110-O, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede.

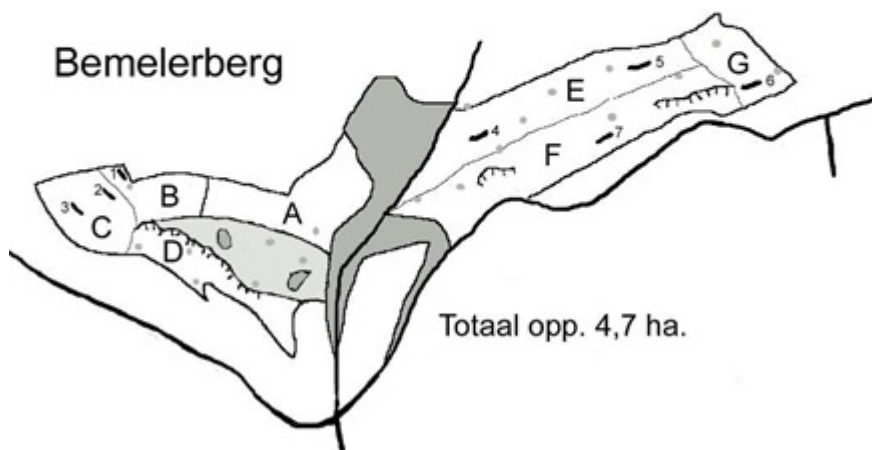
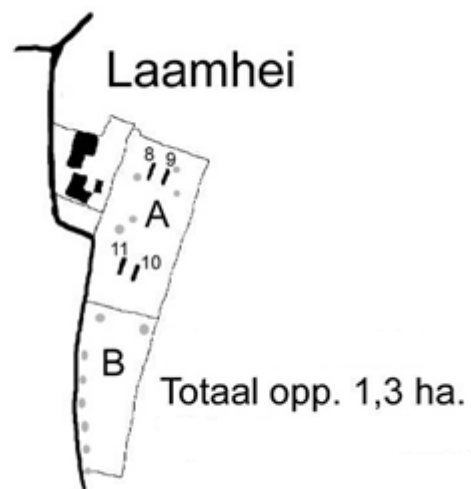
Willott S.J., 1997. Thermoregulation in four species of British grasshoppers (Orthoptera: Acrididae. *Functional Ecology* 11: 705-713.

Zurbrügg, C. & T. Frank, 2006. Factors influencing bug diversity (Insecta : Heteroptera) in semi-natural habitats. *Biodiversity and Conservation* 15: 275-294.

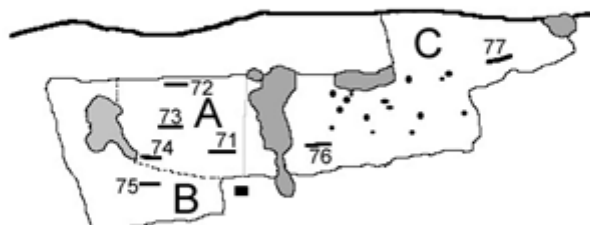
Bijlage 1 Onderzoeksgebieden

Figuur B1. Schetsen van alle onderzoeksterreinen. De potvallocaties zijn met nummer aangegeven.

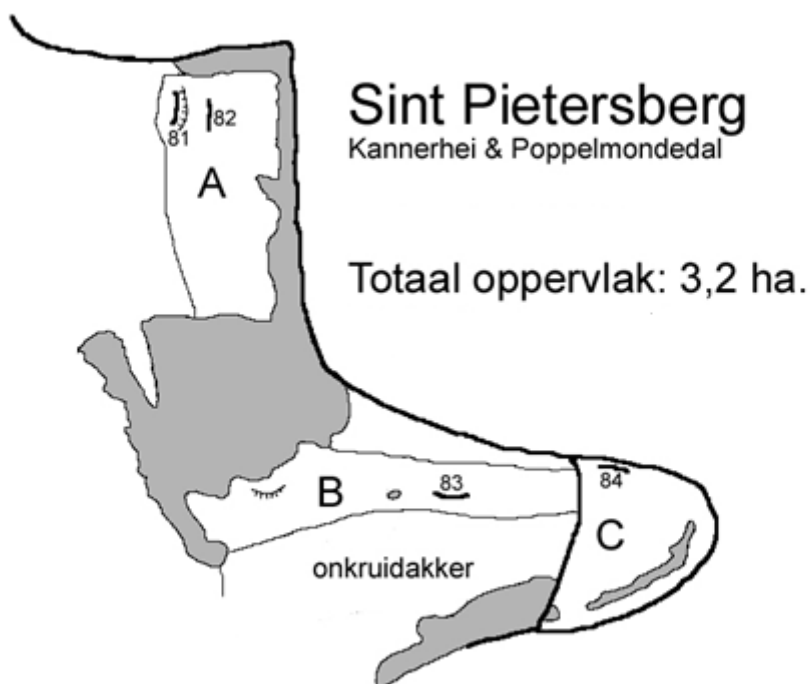


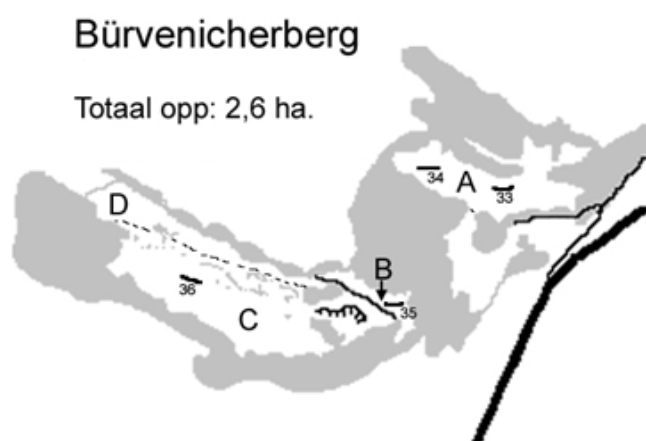
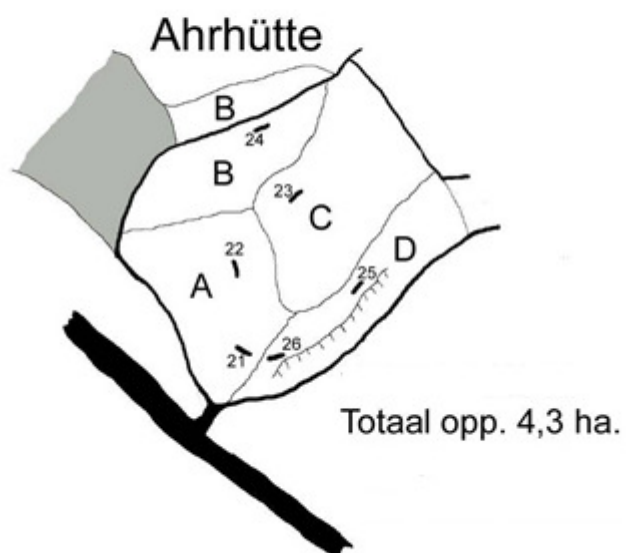


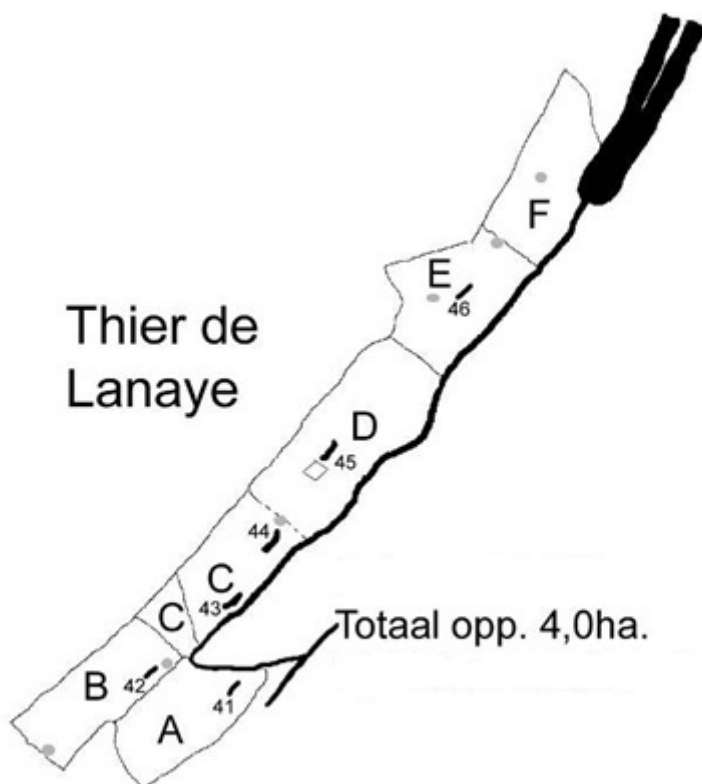
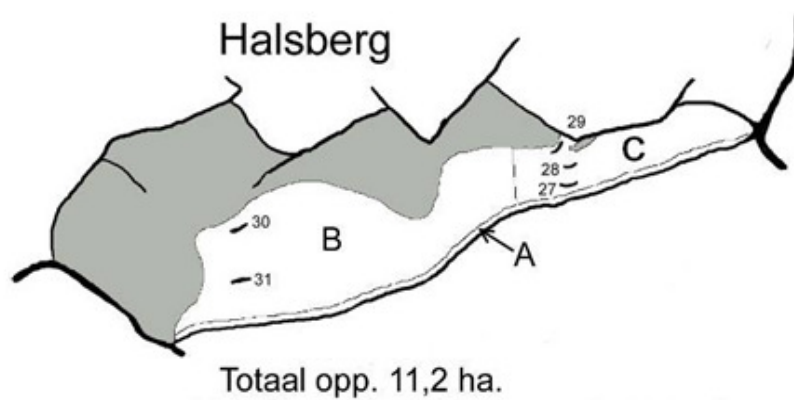
Berghofweide



Totaal opp. 2,6 ha.







Bijlage 2 Loopkevers

Tabel B1: Totaal aantal loopkevers (individueen) gevangen in 2005 en 2006 per terrein (vier potvalseries per terrein), ingedeeld op basis van de habitatvoorkeur van de loopkeversoorten.

	Ahrhütte		Halsberg		Bürvenicher- berg	Thier de Lanaye		Bemeler- berg		Berghof- weide	Kunderberg	Laamhei	Sint Pietersberg	Wrakelberg	
	2005	2006	2005	2006	2006	2005	2006	2005	2006	2006	2005	2005	2006	2005	2006
<i>Abax parallelepipedus</i>	5	32	9	12	3	0	0	0	0	1	0	9	0	1	0
<i>Badister bullatus</i>	23	6	5	4	3	5	2	1	0	5	7	7	6	4	4
<i>Carabus coriaceus</i>	0	0	0	0	10	1	0	1	0	0	0	0	0	2	7
<i>Carabus nemoralis</i>	2	5	4	12	1	0	0	6	5	3	2	5	0	0	0
<i>Carabus problematicus</i>	0	0	1	0	3	0	0	1	3	2	0	0	0	0	0
<i>Carabus violaceus</i>	0	0	0	0	2	2	16	2	1	1	0	3	8	2	2
<i>Cychrus attenuatus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Molops piceus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Notiophilus biguttatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Pterostichus madidus</i>	24	30	186	70	16	6	6	99	40	8	1	0	116	26	20
<i>Trichotichnus nitens</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Totaal bossoorten	55	74	205	99	38	14	24	110	49	20	12	25	130	35	33
<i>Amara communis</i>	13	12	1	1	0	1	0	0	1	8	112	3	3	0	0
<i>Amara lunicollis</i>	5	1	0	0	0	0	0	62	73	3	0	1	3	0	0
<i>Amara plebeja</i>	0	0	0	0	1	0	0	2	4	1	6	11	0	1	0
<i>Anisodactylus binotatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Badister sodalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Bembidion properans</i>	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0	5	0	0	0	0
<i>Carabus monilis</i>	0	0	2	44	374	0	0	16	3	25	0	5	0	51	30
<i>Demetrias atricapillus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Dyschirius globosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Loricera pilicornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1
<i>Notiophilus palustris</i>	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	2	8	0	0	1
<i>Panagaeus cruxmajor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Poecilus cupreus</i>	2	12	6	10	48	3	40	8	27	19	76	15	24	23	29

	Ahrhütte		Halsberg		Bürvenicher- berg	Thier de Lanaye		Bemeler- berg		Berghof- weide	Kunderberg	Laamhei	Sint Pietersberg	Wrakelberg	
	2005	2006	2005	2006	2006	2005	2006	2005	2006	2006	2005	2005	2006	2005	2006
<i>Pterostichus nigrita</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pterostichus vernalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Stenolophus teutonius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Totaal nat graslandsoorten	20	26	9	56	423	4	41	95	108	61	204	45	31	75	62
<i>Amara similata</i>	0	0	0	1	9	0	3	2	1	4	1	1	1	1	1
<i>Anchomenus dorsalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0
<i>Bembidion obtusum</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudoophonus rufipes</i>	0	1	0	0	1	3	0	48	12	7	3	3	17	0	0
<i>Trechus quadristriatus</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Totaal akkersoorten	1	1	0	1	10	4	4	50	13	11	4	5	18	4	1
<i>Amara aenea</i>	19	13	5	17	6	25	23	342	149	4	2	5	47	2	1
<i>Amara familiaris</i>	0	0	0	0	1	0	0	6	3	1	0	1	0	2	0
<i>Bembidion lampros</i>	0	0	1	5	4	0	3	4	0	1	2	1	1	0	0
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bembidion tetracolum</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Calathus fuscipes</i>	116	347	27	62	42	0	0	57	27	5	2	30	53	80	194
<i>Calathus melanocephalus</i>	0	0	0	0	0	0	0	7	11	0	0	0	2	0	0
<i>Carabus auratus</i>	0	0	0	0	0	1	31	7	0	124	762	54	0	770	524
<i>Carabus cancellatus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cicindela campestris</i>	10	6	0	58	0	0	4	21	58	0	0	0	16	0	3
<i>Harpalus affinis</i>	0	1	0	0	1	0	0	16	1	0	0	0	1	0	0
<i>Harpalus latus</i>	3	1	0	0	0	6	0	30	9	3	0	2	2	10	13
<i>Harpalus rubripes</i>	1	0	3	8	18	14	29	44	10	0	2	5	12	4	1
<i>Harpalus tardus</i>	0	0	0	5	1	26	25	184	135	0	0	0	7	1	0
<i>Leistus ferrugineus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Leistus spinibarbis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Nebria brevicollis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	2	2	0	1	2
<i>Notiophilus substriatus</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ophonus rufibarbis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Poecilus versicolor</i>	14	13	0	2	1	0	1	230	35	29	38	18	2	5	6
<i>Pterostichus melanarius</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	4
<i>Synuchus vivalis</i>	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0
Totaal eurytope veldsoorten	163	382	40	158	74	72	117	951	439	171	812	118	144	876	748
Totaal niet-typische soorten	239	483	254	314	545	94	186	1206	609	263	1032	193	323	990	844
<i>Amara bifrons</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0

	Ahrhütte		Halsberg		Bürvenicher- berg	Thier de Lanaye		Bemeler- berg		Berghof- weide	Kunderberg	Laamhei	Sint Pietersberg	Wrakelberg	
	2005	2006	2005	2006	2006	2005	2006	2005	2006	2006	2005	2005	2006	2005	2006
<i>Harpalus anxius</i>	0	0	0	0	0	0	0	231	96	0	0	0	0	0	0
<i>Harpalus attenuatus</i>	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Harpalus rufipalpis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1374	597	0	0	0	0	0	0
<i>Harpalus signaticornis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Microlestes minutulus</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Notiophilus aquaticus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Panagaeus bipustulatus</i>	0	0	1	0	1	0	0	4	0	0	0	0	0	1	1
<i>Syntomus foveatus</i>	0	0	0	29	0	5	29	13	13	0	0	0	1	0	0
Totaal heischraal grasland	1	0	1	30	4	6	31	1622	706	0	0	0	2	1	1
<i>Amara anthobia</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Amara convexior</i>	27	10	17	3	2	0	2	6	3	4	27	19	6	78	12
<i>Amara curta</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Amara equestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	26	17	0	0	0	0	0	0
<i>Amara eurynota</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Amara montivaga</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	1
<i>Amara ovata</i>	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Microlestes maurus</i>	0	0	11	1	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Nebria salina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0
<i>Parophonus maculicornis</i>	0	0	0	0	0	0	19	41	42	0	1	1	13	3	1
Totaal droog, schraal- graslandsoorten	27	10	29	4	13	3	22	73	62	4	28	24	21	83	15
<i>Amara nitida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	61	0	87	2	0	0
<i>Brachinus crepitans</i>	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	443	188
<i>Carabus convexus</i>	8	25	1	2	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Harpalus dimidiatus</i>	0	0	37	26	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ophonus ardosiacus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Ophonus azureus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ophonus nitidulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0
<i>Ophonus puncticeps</i>	4	0	0	0	1	85	17	7	2	0	3	3	107	7	0
<i>Ophonus puncticollis</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	1	3
<i>Pterostichus ovoideus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	0	17	11
Totaal kalkgrasland	13	29	38	29	29	85	17	7	2	65	17	94	109	469	202
Totaal typische soorten	41	39	68	63	46	94	70	1702	770	69	45	118	132	553	218
Totaal alle groepen	280	522	322	377	591	188	256	2908	1379	332	1077	311	455	1543	1062

Tabel B2: Eigenschappen van de gevangen loopkeversoorten. Biotooptype is ingedeeld op basis van Desender et al. (2008) en Turin (2000). Soorten van kalkgrasland, heischraal grasland/heide en overig schraal droog grasland zijn aangemerkt als typische soorten. Informatie over vliegvermogen, reproductieperiode, voedseltype, levenscyclus en lichaamsgrootte werd verzameld uit Turin (2000), Thiele (1977), Lindroth (1992), Saska et al. (2004), Luff (1993) and Ribera et al (1999). De lichaamsgrootte is weergegeven in mm. Het voedsel is geclassificeerd als carnivoor met uitwendige vertering (1), carnivoor springstaart specialist (2), carnivore of omnivore generalist (3), fytofage adulten met carnivore larven (4) en fytofage adulten met fytofage larven. De cyclus is geclassificeerd als éénjarige cyclus (1), facultatief tweejarige cyclus (2), obligaat tweejarige cyclus (3) of flexibel (4).

Wetenschappelijke naam	Typisch	Biotoop	Grootte	Vlieg-vermogen	Voedsel	Reproductie-periode	Cyclus
<i>Abax ovalis</i>	nee	bos	14	nee	3	beide	3
<i>Abax parallelepipedus</i>	nee	bos	18	nee	3	beide	2
<i>Abax parallelus</i>	nee	bos	16	nee	3	voorjaar	1
<i>Acupalpus meridianus</i>	nee	eurytoop veld	4	ja	3	voorjaar	1
<i>Agonum muelleri</i>	nee	eurytoop veld	8	ja	3	voorjaar	1
<i>Agonum sexpunctatum</i>	nee	vochtig grasland	8	ja	3	voorjaar	1
<i>Agonum viduum</i>	nee	vochtig grasland	8	ja	3	voorjaar	1
<i>Amara aenea</i>	nee	eurytoop veld	7	ja	4	voorjaar	1
<i>Amara anthobia</i>	ja	droog, schraal	7	ja	5	voorjaar	1
<i>Amara aulica</i>	nee	vochtig grasland	13	ja	5	najaar	1
<i>Amara bifrons</i>	ja	heide/heischraal	6	ja	5	najaar	1
<i>Amara communis</i>	nee	vochtig grasland	7	ja	4	beide	4
<i>Amara consularis</i>	ja	heide/heischraal	9	ja	4	najaar	1
<i>Amara convexior</i>	ja	droog, schraal	7	ja	5	voorjaar	1
<i>Amara convexiuscula</i>	nee	vochtig grasland	11	ja	4	najaar	1
<i>Amara curta</i>	ja	droog, schraal	7	nee	4	voorjaar	1
<i>Amara equestris</i>	ja	droog, schraal	9	ja	5	najaar	1
<i>Amara eurynota</i>	ja	droog, schraal	10	ja	5	beide	4
<i>Amara familiaris</i>	nee	eurytoop veld	6	ja	5	voorjaar	1
<i>Amara lunicollis</i>	nee	vochtig grasland	8	ja	5	voorjaar	1
<i>Amara montivaga</i>	ja	droog, schraal	8	nee	5	voorjaar	1
<i>Amara nitida</i>	ja	kalkgrasland	7	nee	5	voorjaar	1
<i>Amara ovata</i>	ja	droog, schraal	9	ja	4	voorjaar	1
<i>Amara plebeja</i>	nee	vochtig grasland	6	ja	5	voorjaar	1
<i>Amara praetermissa</i>	ja	heide/heischraal	7	ja	4	beide	2
<i>Amara similata</i>	nee	akker	9	ja	5	beide	4
<i>Amara tibialis</i>	ja	heide/heischraal	4	ja	4 / 5	voorjaar	1
<i>Anchomenus dorsalis</i>	nee	akker	7	ja	3	voorjaar	1
<i>Anisodactylus binotatus</i>	nee	vochtig grasland	10	ja	3	voorjaar	1
<i>Asaphidion flavipes</i>	nee	eurytoop veld	4	ja	2	voorjaar	1
<i>Badister bullatus</i>	nee	bos	6	ja	3	voorjaar	1
<i>Badister sodalis</i>	nee	vochtig grasland	4	nee	3	voorjaar	1
<i>Bembidion lampros</i>	nee	eurytoop veld	4	ja	3	voorjaar	1
<i>Bembidion obtusum</i>	nee	akker	3	ja	3	voorjaar	1
<i>Bembidion properans</i>	nee	vochtig grasland	4	ja	3	voorjaar	1
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	nee	eurytoop veld	3	ja	3	voorjaar	1
<i>Bembidion tetracolum</i>	nee	eurytoop veld	6	ja	3	voorjaar	1
<i>Brachinus crepitans</i>	ja	kalkgrasland	8	nee	3	voorjaar	1
<i>Bradycellus verbasci</i>	nee	eurytoop veld	4	ja	3	najaar	1

Wetenschappelijke naam	Typisch	Biotoop	Grootte	Vlieg-vermogen	Voedsel	Reproductie-periode	Cyclus
<i>Calathus cinctus</i>	ja	droog, schraal	0	ja	3	najaar	1
<i>Calathus fuscipes</i>	nee	eurytoop veld	12	nee	3	najaar	1
<i>Calathus melanocephalus</i>	nee	eurytoop veld	7	nee	3	najaar	2
<i>Calathus micropterus</i>	nee	bos	8	nee	3	najaar	1
<i>Calathus rotundicollis</i>	nee	bos	9	ja	3	najaar	1
<i>Carabus auratus</i>	nee	eurytoop veld	24	nee	1	voorjaar	1
<i>Carabus cancellatus</i>	nee	eurytoop veld	22	nee	1	voorjaar	1
<i>Carabus convexus</i>	ja	kalkgrasland	17	nee	1	voorjaar	1
<i>Carabus coriaceus</i>	nee	bos	34	nee	1	najaar	2
<i>Carabus monilis</i>	nee	vochtig grasland	24	nee	1	beide	2
<i>Carabus nemoralis</i>	nee	bos	26	nee	1	voorjaar	2
<i>Carabus problematicus</i>	nee	bos	24	nee	1	najaar	2
<i>Carabus violaceus</i>	nee	bos	27	nee	1	najaar	2
<i>Cicindela campestris</i>	nee	eurytoop veld	13	ja	3	voorjaar	3
<i>Clivina fossor</i>	nee	eurytoop veld	6	ja	3	voorjaar	1
<i>Cychnus attenuatus</i>	nee	bos	17	nee	1	najaar	1
<i>Cychnus caraboides</i>	nee	bos	17	nee	1	najaar	1
<i>Demetrias atricapillus</i>	nee	vochtig grasland	5	ja	3	voorjaar	1
<i>Dyschirius globosus</i>	nee	vochtig grasland	2	nee	3	voorjaar	1
<i>Harpalus affinis</i>	nee	eurytoop veld	9	ja	3	voorjaar	2
<i>Harpalus anxius</i>	ja	heide/heischraal	7	ja	5	voorjaar	2
<i>Harpalus attenuatus</i>	ja	heide/heischraal	9	nee	5	voorjaar	1
<i>Harpalus dimidiatus</i>	ja	kalkgrasland	13	nee	5	voorjaar	2
<i>Harpalus distinguendus</i>	ja	droog, schraal	10	ja	5	voorjaar	2
<i>Harpalus latus</i>	nee	eurytoop veld	9	ja	5	voorjaar	2
<i>Harpalus neglectus</i>	ja	droog, schraal	7	?	4 / 5	beide	4
<i>Harpalus pumilus</i>	ja	heide/heischraal	5	nee	5	voorjaar	1
<i>Harpalus rubripes</i>	nee	eurytoop veld	10	ja	5	beide	2
<i>Harpalus rufipalpis</i>	ja	heide/heischraal	9	ja	5	voorjaar	1
<i>Harpalus signaticornis</i>	ja	heide/heischraal	6	ja	5	voorjaar	1
<i>Harpalus tardus</i>	nee	eurytoop veld	9	ja	5	voorjaar	1
<i>Laemostenus terricola</i>	nee	eurytoop veld	15	nee	3	beide	4
<i>Lebia cruxminor</i>	ja	kalkgrasland	6	ja	3	voorjaar	1
<i>Leistus ferrugineus</i>	nee	eurytoop veld	6	nee	3	najaar	1
<i>Leistus rufomarginatus</i>	nee	bos	8	?	3	najaar	1
<i>Leistus spinibarbis</i>	nee	eurytoop veld	9	nee	3	najaar	1
<i>Loricera pilicornis</i>	nee	vochtig grasland	8	ja	2	voorjaar	2
<i>Microlestes maurus</i>	ja	droog, schraal	2	nee	3	voorjaar	1
<i>Microlestes minutulus</i>	ja	heide/heischraal	3	ja	3	voorjaar	1
<i>Molops piceus</i>	nee	bos	13	nee	3	voorjaar	1
<i>Nebria brevicollis</i>	nee	eurytoop veld	11	ja	3	najaar	1
<i>Nebria salina</i>	ja	droog, schraal	11	ja	3	najaar	1
<i>Notiophilus aquaticus</i>	ja	heide/heischraal	5	ja	2	beide	4
<i>Notiophilus biguttatus</i>	nee	bos	5	ja	2	voorjaar	1
<i>Notiophilus germinyi</i>	nee	eurytoop veld	5	?	2	najaar	1
<i>Notiophilus palustris</i>	nee	vochtig grasland	5	ja	2	voorjaar	1
<i>Notiophilus rufipes</i>	nee	bos	5	ja	2	beide	4
<i>Notiophilus substriatus</i>	nee	eurytoop veld	5	ja	2	voorjaar	1
<i>Ophonus ardosiacus</i>	ja	kalkgrasland	11	ja	5	najaar	1
<i>Ophonus azureus</i>	ja	kalkgrasland	7	ja	5	voorjaar	2
<i>Ophonus melletii</i>	ja	kalkgrasland	7	ja	5	voorjaar	1
<i>Ophonus nitidulus</i>	ja	kalkgrasland	10	ja	5	voorjaar	2
<i>Ophonus puncticeps</i>	ja	kalkgrasland	8	ja	5	najaar	1
<i>Ophonus puncticollis</i>	ja	kalkgrasland	7	ja	5	voorjaar	1
<i>Ophonus rufibarbis</i>	nee	eurytoop veld	7	ja	5	voorjaar	2

Wetenschappelijke naam	Typisch	Biotoop	Grootte	Vlieg-vermogen	Voedsel	Reproductie-periode	Cyclus
<i>Oxypselaphus obscurus</i>	nee	vochtig grasland	6	nee	3	beide	4
<i>Panagaeus bipustulatus</i>	ja	heide/heischraal	7	nee	3	voorjaar	1
<i>Panagaeus cruxmajor</i>	nee	vochtig grasland	8	nee	3	voorjaar	1
<i>Paradromius linearis</i>	nee	eurytoop veld	4	ja	3	voorjaar	1
<i>Parophonus maculicornis</i>	ja	droog, schraal	6	nee	5	voorjaar	1
<i>Philorhizus melanocephalus</i>	nee	eurytoop veld	3	ja	3	voorjaar	1
<i>Poecilus cupreus</i>	nee	vochtig grasland	12	ja	3	voorjaar	2
<i>Poecilus versicolor</i>	nee	eurytoop veld	11	ja	3	voorjaar	1
<i>Pseudoophonus rufipes</i>	nee	akker	14	ja	5	najaar	3
<i>Pterostichus madidus</i>	nee	bos	15	nee	3	najaar	2
<i>Pterostichus melanarius</i>	nee	eurytoop veld	15	ja	3	najaar	2
<i>Pterostichus niger</i>	nee	bos	19	ja	3	najaar	1
<i>Pterostichus nigrita</i>	nee	vochtig grasland	10	ja	3	voorjaar	1
<i>Pterostichus ovoideus</i>	ja	kalkgrasland	7	nee	3	voorjaar	1
<i>Pterostichus strenuus</i>	nee	eurytoop veld	6	ja	3	voorjaar	1
<i>Pterostichus vernalis</i>	nee	vochtig grasland	7	ja	3	voorjaar	1
<i>Stenolophus teutonus</i>	nee	vochtig grasland	6	ja	3	voorjaar	1
<i>Stomis pumicatus</i>	nee	bos	7	nee	3	voorjaar	1
<i>Syntomus foveatus</i>	ja	heide/heischraal	3	ja	3	voorjaar	1
<i>Syntomus truncatellus</i>	ja	droog, schraal	3	ja	3	voorjaar	1
<i>Synuchus vivalis</i>	nee	eurytoop veld	7	ja	3	najaar	1
<i>Trechus obtusus</i>	nee	eurytoop veld	4	ja	3	najaar	1
<i>Trechus quadristriatus</i>	nee	akker	4	ja	3	beide	?
<i>Trechus rubens</i>	nee	bos	6	ja	3	beide	2
<i>Trichotichnus nitens</i>	nee	bos	8	nee	3	voorjaar	1
<i>Zabrus tenebrioides</i>	ja	droog, schraal	14	ja	5	beide	4

Bijlage 3 Wantsen

Tabel B3: Totaal aantal wantsen (individueen) gevangen in 2005 en 2006 per terrein (vier potvalseries per terrein). De soorten zijn verdeeld in typische en niet typische soorten voor hellingschraallanden en het totaal aantal individuen per groep is weergegeven voor elk terrein.

	Ahrhütte		Halsberg		Bürvenicher- berg	Thier de Lanaye		Bemeler- berg		Berghof- weide	Kunder- berg	Laamhei	Sint Pietersberg	Wrakelberg	
	2005	2006	2005	2006	2006	2005	2006	2005	2006	2006	2005	2005	2006	2005	2006
<i>Acalypta marginata</i>	24	17	0	0	5	0	0	1	2	19	0	0	0	0	0
<i>Adelphocoris lineolatus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Aelia acuminata</i>	0	0	0	0	0	0	1	2	1	0	0	0	0	0	0
<i>Alydus calcaratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0	38	2
<i>Campylomma verbasci</i>	0	0	0	0	46	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Campyloneura virgula</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Capsus ater</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Ceratocombus coleoptratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Coranus subapterus</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coreus marginatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dolycoris baccarum</i>	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	6	1	0	0	2
<i>Drymus ryeii</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	2	0	0	0
<i>Drymus sylvaticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Eremocoris plebejus</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eurygaster testudinaria</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Globiceps fulvicollis</i>	0	0	0	1	0	1	2	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Halticus saltator</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Himacerus boops</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Himacerus major</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

	Ahrhütte		Halsberg		Bürvenicher- berg	Thier de Lanaye		Bemeler- berg		Berghof- weide	Kunder- berg	Laamhei	Sint Pietersberg	Wrakelberg	
	2005	2006	2005	2006	2006	2005	2006	2005	2006	2006	2005	2005	2006	2005	2006
<i>Himacerus mirmicoides</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Holcostethus strictus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	1	0
<i>Leptopterna ferrugata</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lygus rugulipennis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Megaloceroea recticornis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nabis pseudoferus</i>	0	0	0	0	0	0	0	4	1	0	0	0	2	0	0
<i>Nabis rugosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Orius niger</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Peritrechus geniculatus</i>	2	3	4	0	0	0	3	3	11	1	0	1	1	1	0
<i>Phytocoris pini</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phytocoris varipes</i>	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Pithanus maerkelii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Plagiognathus chrysanthemi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Plinthisus brevipennis</i>	0	2	4	0	1	5	4	2	7	0	0	0	0	0	0
<i>Psallus falleni</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Rhaphigaster nebulosa</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Saldula orthochila</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scolopostethus grandis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Zicrona caerulea</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Totaal niet-typische soorten	28	26	10	4	56	8	13	24	29	24	9	19	4	41	6
<i>Acalypta carinata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Acalypta parvula</i>	0	1	0	0	0	0	1	1	3	0	0	0	0	1	1
<i>Adelphocoris seticornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Aellopus atratus</i>	0	0	0	0	0	0	32	4	1	0	0	0	0	0	0
<i>Agramma laetum</i>	0	0	0	0	4	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Bathysolen nubilus</i>	0	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Beosus maritimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	8	0	0	0	0	0	0
<i>Berytinus hirticornis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Berytinus minor</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	1
<i>Berytinus signoreti</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Campylosteira verna</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0

	Ahrhütte		Halsberg		Bürvenicher- berg	Thier de Lanaye		Bemeler- berg		Berghof- weide	Kunder- berg	Laamhei	Sint Pietersberg	Wrakelberg	
	2005	2006	2005	2006	2006	2005	2006	2005	2006	2006	2005	2005	2006	2005	2006
<i>Catoplatus fabricii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3
<i>Ceraleptus lividus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chlamydatus saltitans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Coriomeris denticulatus</i>	0	0	2	2	0	6	5	0	2	0	0	0	10	0	1
<i>Dicyphus annulatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Drymus latus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Emblethis verbaschi</i>	1	8	148	348	1123	78	157	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Europiella alpina</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Eurygaster maura</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gampsocoris punctipes</i>	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Geocoris grylloides</i>	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Halticus apterus</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	2	1	0	4	2
<i>Heterocordylus genistae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Kalama tricornis</i>	0	0	0	0	0	4	3	26	19	13	0	16	43	0	0
<i>Lasiacantha capucina</i>	0	0	0	0	6	0	0		0	0	0	0	0	0	0
<i>Megalonotus antennatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	5	15	0	5	4
<i>Megalonotus chiragra</i>	1	2	0	0	2	4	2	72	8	3	15	0	8	3	2
<i>Megalonotus dilatatus</i>	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Megalonotus praetextatus</i>	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megalonotus sabulicola</i>	0	0	0	0	1	4	3	2	2	0	1	0	0	0	1
<i>Odontoscelis fuliginosa</i>	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Orthocephalus coriaceus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Orthocephalus saltator</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	8	0	0
<i>Ortholomus punctipennis</i>	0	0	2	1	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Podops inuncta</i>	0	0	0	0	0	1	0	7	2	0	3	0	0	0	0
<i>Prostemma guttula</i>	0	0	0	1	13	1	5	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhyparochromus phoeniceus</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhyparochromus pini</i>	0	3	0	1	0	4	43	22	19	0	0	0	0	0	0
<i>Sciocoris cursitans</i>	0	1	0	5	0	4	19	5	6	0	0	0	0	0	0
<i>Sehirus luctuosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stygnocoris fuligineus</i>	0	0	0	0	0	0	0	37	39	0	0	0	0	0	0

	Ahrhütte		Halsberg		Bürvenicher- berg	Thier de Lanaye		Bemeler- berg		Berghof- weide	Kunder- berg	Laamhei	Sint Pietersberg	Wrakelberg	
	2005	2006	2005	2006	2006	2005	2006	2005	2006	2006	2005	2005	2006	2005	2006
<i>Stygnocoris rusticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	6	0	0	0
<i>Stygnocoris sabulosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	4	0	0	0
<i>Syromastus rhombeus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tropistethus holosericus</i>	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Totaal typische soorten	4	18	155	360	1165	107	281	161	92	17	27	28	36	19	17
Totaal alle groepen	32	44	165	364	1221	119	297	211	140	54	36	63	83	60	23

Tabel B4: Eigenschappen van de gevangen wantsensoorten. Geraadpleegde bronnen: Alexander 2003; Aukema et al. 2002; Aukema & Hermes 2006; Derjanshi & Péricart 2005; Moulet 1995; Péricart 1972; 1983; 1984; 1990; 1987; 1999; Southwood & Leston 1959; Wagner 1952; 1961; 1966; 1967; Wachmann et al. 2004; 2006; 2007a; 2007b.

Soort	Typisch	Voedseltype	Overwintering	Generaties per jaar	Vliegvermogen
<i>Acalypta carinata</i>	ja	fytofaag	nimf	1(2)	slecht
<i>Acalypta marginata</i>	nee	fytofaag	nimf	1	slecht
<i>Acalypta parvula</i>	ja	fytofaag	nimf	1	goed
<i>Adelphocoris lineolatus</i>	nee	fytofaag	ei	1(2)	goed
<i>Adelphocoris quadripunctatus</i>	nee	fytofaag	ei	1	goed
<i>Adelphocoris seticornis</i>	ja	gemengd	ei	1	goed
<i>Aelia acuminata</i>	nee	fytofaag	adult	1	goed
<i>Aellopus atratus</i>	ja	fytofaag	adult	1(3)	slecht
<i>Agramma laetum</i>	ja	fytofaag	adult	1(2)	slecht
<i>Alydus calcaratus</i>	nee	fytofaag	ei	1	goed
<i>Anthocoris nemoralis</i>	nee	zoofaag	adult	2	goed
<i>Bathysolen nubilus</i>	ja	fytofaag	adult	1	goed
<i>Beosus maritimus</i>	ja	fytofaag	adult	1	goed
<i>Berytinus clavipes</i>	ja	fytofaag	adult	1(2)	goed
<i>Berytinus hirticornis</i>	ja	gemengd	adult	1	goed
<i>Berytinus minor</i>	ja	gemengd	adult	1(2)	goed
<i>Berytinus signoreti</i>	ja	fytofaag	adult	1	slecht
<i>Campylomma verbaschi</i>	nee	gemengd	ei	2(3)	goed
<i>Campyloneura virgula</i>	nee	zoofaag	ei	1	goed
<i>Campylosteira verna</i>	ja	fytofaag	adult	1	slecht
<i>Capsus ater</i>	nee	fytofaag	ei	?	goed
<i>Catoplatus fabricii</i>	ja	fytofaag	adult	1	slecht
<i>Ceraleptus lividus</i>	ja	fytofaag	adult	1	goed
<i>Ceratocombus coleoptratus</i>	nee	zoofaag	ei	1	goed
<i>Chlamydatus saltitans</i>	ja	gemengd	ei	2	goed
<i>Coranus subapterus</i>	nee	zoofaag	ei	1	slecht
<i>Coreus marginatus</i>	nee	fytofaag	adult	1	goed
<i>Coriomeris denticulatus</i>	ja	fytofaag	adult	1	goed
<i>Derephysia sinuatoollis</i>	nee	fytofaag	ei	1	slecht
<i>Dicyphus annulatus</i>	ja	gemengd	adult	1	goed
<i>Dolycoris baccarum</i>	nee	fytofaag	adult	1	goed
<i>Drymus brunneus</i>	nee	fytofaag	ei	1(2)	slecht
<i>Drymus latus</i>	ja	fytofaag	adult	1	slecht
<i>Drymus ryeii</i>	nee	fytofaag	adult	2	slecht
<i>Drymus sylvaticus</i>	nee	fytofaag	adult	2	slecht
<i>Emblethis verbaschi</i>	ja	fytofaag	adult	1	goed
<i>Eremocoris plebejus</i>	nee	fytofaag	nimf	1(2)	goed
<i>Eremocoris podagricus</i>	ja	fytofaag	adult	1	slecht
<i>Europiella alpina</i>	ja	fytofaag	ei	1	goed
<i>Eurygaster maura</i>	ja	fytofaag	adult	1	goed
<i>Eurygaster testudinaria</i>	nee	fytofaag	adult	1	goed
<i>Gampsocoris punctipes</i>	ja	gemengd	adult	1	goed
<i>Geocoris grylloides</i>	ja	gemengd	adult	1	slecht
<i>Globiceps fulvicollis</i>	nee	gemengd	ei	1	slecht
<i>Graptopeltus lynceus</i>	ja	fytofaag	adult	1(2)	goed
<i>Halticus apterus</i>	ja	fytofaag	ei	1(2)	slecht
<i>Halticus saltator</i>	nee	fytofaag	ei	1	slecht
<i>Heterocordylus genistae</i>	ja	gemengd	ei	1	goed
<i>Himacerus boops</i>	nee	zoofaag	ei	1	slecht
<i>Himacerus major</i>	nee	zoofaag	ei	1	goed
<i>Himacerus mirmicoides</i>	nee	zoofaag	adult	1	goed
<i>Holcostethus strictus</i>	nee	gemengd	adult	1	goed
<i>Kalama tricornis</i>	ja	fytofaag	nimf	1(2)	slecht

Soort	Typisch	Voedseltype	Overwintering	Generaties per jaar	Vliegvermogen
<i>Lasiacantha capucina</i>	ja	fytofaag	adult	1(2)	slecht
<i>Legnotus limbosus</i>	ja	fytofaag	adult	1	goed
<i>Leptopterna ferrugata</i>	nee	fytofaag	ei	1	slecht
<i>Lygus rugulipennis</i>	nee	gemengd	adult	2	goed
<i>Macrotylus paykullii</i>	ja	gemengd	ei	1	goed
<i>Megaloceroea recticornis</i>	nee	fytofaag	ei	1	goed
<i>Megalonotus antennatus</i>	ja	fytofaag	adult	1	slecht
<i>Megalonotus chiragra</i>	ja	fytofaag	adult	1	slecht
<i>Megalonotus dilatatus</i>	ja	fytofaag	adult	1	slecht
<i>Megalonotus praetextatus</i>	ja	fytofaag	adult	1	goed
<i>Megalonotus sabulicola</i>	ja	fytofaag	adult	1	goed
<i>Nabis ericetorum</i>	nee	zoofaag	adult	1	slecht
<i>Nabis ferus</i>	nee	zoofaag	adult	1	goed
<i>Nabis limbatus</i>	nee	zoofaag	ei	1	slecht
<i>Nabis pseudoferus</i>	nee	zoofaag	adult	1	slecht
<i>Nabis rugosus</i>	nee	zoofaag	adult	1	slecht
<i>Odontoscelis fuliginosa</i>	ja	fytofaag	nimf	1	slecht
<i>Orius niger</i>	nee	zoofaag	adult	2(3)	goed
<i>Orthocephalus coriaceus</i>	ja	fytofaag	ei	1	slecht
<i>Orthocephalus saltator</i>	ja	fytofaag	ei	1	slecht
<i>Ortholomus punctipennis</i>	ja	fytofaag	ei	2	goed
<i>Palomena prasina</i>	nee	fytofaag	adult	1	goed
<i>Peritrechus geniculatus</i>	nee	fytofaag	adult	?	goed
<i>Phytocoris pini</i>	nee	gemengd	ei	1	goed
<i>Phytocoris varipes</i>	nee	gemengd	ei	1	goed
<i>Pithanus maerkelii</i>	nee	fytofaag	ei	1	slecht
<i>Plagiognathus chrysanthemi</i>	nee	gemengd	ei	1	goed
<i>Plinthisus brevipennis</i>	nee	fytofaag	adult	1	slecht
<i>Podops inuncta</i>	ja	fytofaag	adult	1	goed
<i>Prostemma guttula</i>	ja	zoofaag	adult	1	slecht
<i>Psallus falleni</i>	nee	gemengd	ei	1	goed
<i>Rhaphigaster nebulosa</i>	nee	gemengd	adult	1	goed
<i>Rhopalus subrufus</i>	nee	fytofaag	adult	1	goed
<i>Rhyparochromus phoeniceus</i>	ja	fytofaag	adult	1	goed
<i>Rhyparochromus pini</i>	ja	fytofaag	adult	1	goed
<i>Saldula orthochila</i>	nee	zoofaag	ei	1(2)	slecht
<i>Saldula saltatoria</i>	nee	zoofaag	adult	2	slecht
<i>Sciocoris cursitans</i>	ja	fytofaag	adult	1	goed
<i>Scolopostethus affinis</i>	nee	fytofaag	nimf	1(2)	goed
<i>Scolopostethus grandis</i>	nee	fytofaag	adult	1(2)	goed
<i>Scolopostethus puberulus</i>	ja	fytofaag	adult	1(2)	goed
<i>Sehirus luctuosus</i>	ja	fytofaag	adult	1	goed
<i>Stygnocoris fuliginus</i>	ja	fytofaag	nimf	1(2)	goed
<i>Stygnocoris rusticus</i>	ja	fytofaag	ei	1	slecht
<i>Stygnocoris sabulosus</i>	ja	fytofaag	ei	1(2)	goed
<i>Syromastus rhombeus</i>	ja	fytofaag	adult	1	goed
<i>Tropistethus holosericus</i>	ja	fytofaag	adult	1	slecht
<i>Zicrona caerulea</i>	nee	zoofaag	adult	1	goed

Bijlage 4 Sprinkhanen

Tabel B5: Waargenomen sprinkhaansoorten per terrein met een inschatting van het aantal waargenomen individuen in 2006 (1 = aantal individuen 1-5; 2 = 6-20 individuen; 3 = 21-50 individuen; 4 = 51-100 individuen; 5 = >100 individuen). De soorten zijn verdeeld in typische en niet typische soorten voor hellingschraallanden en het totaal aantal soorten per groep is weergegeven voor elk terrein.

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>Chrysochaera 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>Leptophyes punctatissima</i>	Struiksprinkhaan			1	2	1	1		1		1
<i>Meconema thalassinum</i>	Boomsprinkhaan								1		
<i>Metrioptera roeselii</i>	Greppelsprinkhaan	1	1	3							
<i>Nemobius sylvestris</i>	Boskrekel			2							
<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>Tetrix subulata</i>	Zeggedoorntje						1		1		
<i>Tetrix undulata</i>	Gewoon Doorntje						2		1		
<i>Tettigonia viridissima</i>	Sabelsprinkhaan	2	2	3	4	4	2	3	3	4	5
Totaal aantal niet typische soorten		5	6	10	8	9	9	7	11	7	8
<i>Decticus verrucivorus</i>	Wrattenbijter	2									
<i>Gryllus campestris</i>	Veldkrekel					2					
<i>Metrioptera bicolor</i>	Lichtgroene Sabelsprinkhaan	5	5	5		1					
<i>Metrioptera brachyptera</i>	Heidesabelsprinkhaan		1								
<i>Oedipoda caerulea</i>	Blauwvleugelsprinkhaan				2						
<i>Omocestus rufipes</i>	Negertje			4	5	5					
<i>Omocestus viridulus</i>	Wekkertje	1		1							
<i>Stenobothrus lineatus</i>	Zoemertje	5	5	5	1			3			3
<i>Stenobothrus stigmaticus</i>	Schavertje					1					
<i>Tetrix tenuicornis</i>	Kalkdoorntje	1		1	2	1		1	1	2	1
Totaal aantal typische soorten		5	3	5	4	5	0	2	1	1	2
Totaal aantal soorten		10	9	15	12	14	9	9	12	8	10

Tabel B6: Eigenschappen van de waargenomen sprinkhaansoorten.
Geraadpleegde bronnen: Kleukers et al. 1997; Ingrisich & Köhler 1998;
Reinhardt et al. 2005.

Wetenschappelijke naam	Typisch	Ontw. duur (jaar)	Overwintering	Voedsel	Vliegvermogen
<i>Chorthippus biguttulus</i>	nee	1	ei	plant	goed
<i>Chorthippus brunneus</i>	nee	1	ei	plant	goed
<i>Chorthippus parallelus</i>	nee	1	ei	plant	goed
<i>Chrysochraon dispar</i>	nee	1	ei	plant	matig
<i>Conocephalus discolor</i>	nee	1	ei	plant/dier	goed
<i>Conocephalus dorsalis</i>	nee	1(-2)	ei	plant/dier	slecht
<i>Decticus verrucivorus</i>	ja	2-7	ei	plant/dier	slecht
<i>Gryllus campestris</i>	ja	1	nimf	plant/dier	slecht
<i>Leptophyes punctatissima</i>	nee	1-2	ei	plant	matig
<i>Meconema thalassinum</i>	nee	(1-)2	ei	dier	goed
<i>Metrioptera bicolor</i>	ja	1-2	ei	plant/dier	goed
<i>Metrioptera brachyptera</i>	ja	2-3	ei	plant/dier	matig
<i>Metrioptera roeselii</i>	nee	1-2	ei	plant	matig
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	nee	1	ei	plant	matig
<i>Nemobius sylvestris</i>	nee	2	ei+nimf(+imago)	detritus/plant/dier	slecht
<i>Oedipoda caerulea</i>	ja	1	ei	plant	goed
<i>Omocestus rufipes</i>	ja	1	ei	plant	slecht
<i>Omocestus viridulus</i>	ja	1	ei	plant	matig
<i>Phaneroptera falcata</i>	nee	1(-2)	ei	plant	goed
<i>Pholidoptera griseoaptera</i>	nee	2	ei	plant/dier	slecht
<i>Stenobothrus lineatus</i>	ja	1	ei	plant	matig
<i>Stenobothrus stigmaticus</i>	ja	1	ei	plant	slecht
<i>Tetrix subulata</i>	nee	1(-2)	nimf(+imago)	plant/detritus	goed
<i>Tetrix tenuicornis</i>	ja	1	nimf+imago	plant/detritus	slecht
<i>Tetrix undulata</i>	nee	1(-2)	nimf(+imago)	plant/detritus	matig
<i>Tettigonia viridissima</i>	nee	2-7	ei	plant/dier	goed