

Begrazing in het kraansvlak

Effecten op de entomofauna Nulmeting 2004-2005

**Joost Vogels
Marijn Nijssen
Hans Esselink**

**mmv.
Peter Beusink
Albert Dees
Marten Geertsma
Jan Kuper
Theo Peeters**

Niets uit dit rapport mag worden gereproduceerd, opnieuw vastgelegd, vermenigvuldigd of uitgegeven door middel van druk, fotocopie, microfilm, langs elektronische of electromagnetische weg of op welke wijze dan ook zonder schriftelijke toestemming van de auteurs.

U dient dit rapport als volgt te citeren:

Vogels, J.J., M. Nijssen, H. Esselink, 2007. Begrazing in het Kraansvlak; effecten op de entomofauna. Nulmeting 2004-2005. Rapport Stichting Bargerveen, Nijmegen. xx pag. + bijlagen.


Stichting Bargerveen In opdracht van

PWN. Puur water en natuur.



Inhoudsopgave

1 Achtergrond	1
Verruiging van de duinen	1
Begrazing als maatregel.....	1
Achteruitgang van fauna	1
Schaalnivo's in het duinlandschap	2
Belangrijke onderzoeksvragen naar de effecten van begrazing op fauna	3
Doel van begrazing in het Kraansvlak.....	3
Onderzoeksvragen	4
Deze nulmeting	4
2 Onderzoeksopzet	5
2.1 Randvoorwaarden onderzoek.....	5
Afweging plotkeuze	5
2.2 Proefopzet.....	5
Afweging keuze faunagroepen.....	5
Bemonsterde Ecotooptypen	6
Plots.....	6
Vlakdekkende kartering fauna 'hotspots'	6
Potvalbemonstering.....	6
Gebruikte programma's voor analyse en overige analysemethoden.....	7
3 Resultaten	7
3 Resultaten	8
3.1 Bloembezoekers	8
Uitgevoerd onderzoek	8
Overzicht bloemaanbod en bloembezoekers.....	8
Onderlinge verschillen tussen monsterpunten	10
Correlatie bloemplanten met bloembezoekers	10
3.2 Vlinders	13
Kleine parelmoervlinder.....	13
Heivlinder	13
3.3 Sprinkhanen.....	14
3.4 Loopkevers	14
Gegevensanalyse.....	14
Vangsten	15
Vergelijking begraasd en onbegraasd.....	18
Interne variatie.....	19
Verschillen op basis van correspondentieanalyse	19
4 Discussie	22
4 Discussie	23
4.1 Bloembezoekers	23
4.2 Vlinders	23
4.3 Sprinkhanen.....	26
4.4 Loopkevers	26
5 Conclusies	28
6 Aanbevelingen voor vervolgonderzoek	30
7 Dankwoord	31
8 Referenties	32
9 Bijlagen	34
Bijlage A: foto's onderzoeksplots kraansvlak	34
Bijlage B: Data bloemaanbod	58
Bijlage C: Faunagegevens plottellingen	60
Bijlage D: Loopkevergegevens potvallen.....	62

1 Achtergrond

Verruiging van de duinen

Vergrassing en verstruweling van de kalkrijke duinen is een proces dat zich de laatste decennia in de Nederlandse kustduinen in versneld tempo plaatsvindt. Als gevolg van de verhoogde atmosferische depositie is de beschikbaarheid van stikstof (in de vorm van NH_x en NO_y) verhoogd (vermesting) en raakt (in combinatie met verhoogde neerslag van zwavelverbindingen) de bodem versneld ontkalkt (verzuring). Als bijkomend effect kan als gevolg van verzuring fosfaat in oplossing gaan en in een voor planten beschikbare vorm vrijkomen. Zowel fosfaat als stikstof kunnen in de duinen optreden als limiterende factor voor de productiviteit van de vegetatie (Kooijman *et al.*, 1998), een verhoging van de beschikbaarheid van deze elementen heeft daarom een verhoging van de groeisnelheid van planten als gevolg. Met name grassen kunnen snel profiteren van de verhoogde voedselbeschikbaarheid en gaan de vegetatie domineren (Bobbink *et al.*, 1998)

Het ineenstorten van de konijnenpopulatie als gevolg van myxomatose-uitbraken en meer recentelijk de ziekte VHS heeft daarnaast geleid tot het wegvallen van de natuurlijke hoge graasdruk op het systeem. Dit heeft het proces van verruiging nog eens versneld. Als gevolg is het oppervlak aan kaal zand en kortgrazige, bloemrijke ecotopen in de laatste 50 jaar sterk afgenomen. In de Amsterdamse waterleidingduinen namen deze vegetatie-eenheden in oppervlakte af van 50% in 1938 tot 10 % in 1985 (Ehrenburg *et al.*, 1988, Appelman *et al.*, 1990). De grootste verschuiving vond plaats in de periode 1958-1968 (van 40% naar minder dan 20%). Deze snelle omslag illustreert nogmaals de hoge mate van invloed die het konijn op het duinsysteem uitoefende: de eerste myxomatose-epidemie vond plaats in 1954. Bij het proces van verruiging treedt een positief terugkoppelingsmechanisme in werking: in verruigde vegetatie is de jaarlijkse invang van stikstof uit de lucht hoger. Daarnaast vormen deze ecotopen, gedomineerd door struweel of hogere grassen, een ongeschikt biotoop voor konijnen (Kooijman *et al.*, 2005). Herstel van de konijnenpopulatie verloopt mede als gevolg hiervan slechts langzaam of treedt in haar geheel niet op. Terugdringen van vergrassing door konijnenbegrazing is in het meest positieve geval een langzaam proces, waarin wisselwerkingen tussen vegetatie en grazer bovendien een grote invloed hebben op de uiteindelijke staat van het ecosysteem.

Begrazing als maatregel

Begrazing wordt tegenwoordig steeds vaker ingezet in duingebieden als maatregel tegen vergrassing en verstruweling. De inzet van begrazing heeft als doel om de in de voorgaande paragraaf beschreven neerwaartse spiraal te keren. Door begrazing wordt de bovengrondse staande biomassa weggegraasd, waardoor kiemingscondities voor veel plantensoorten wordt verbeterd (Kooijman *et al.*, 2005) en worden nutriënten uit het systeem verwijderd. Dit laatste biedt een tegenwicht aan de verhoogde productiviteit als gevolg van atmosferische depositie. Ook wordt de accumulatie van strooisel tegengegaan en hiermee gepaard gaande verzuringsprocessen geremd. Tenslotte kan begrazing bijdragen aan het herstel van de konijnenpopulatie, wanneer voor konijnen ongeschikt struweel en dichte grasvegetaties worden omgevormd tot meer open, kortgrazige ecotopen.

Naast de inzet als herstelmaterieel wordt begrazing steeds vaker als een vorm van instandhoudingbeheer toegepast, bijvoorbeeld voor de instandhouding (en uitbreiding) van het zeedorpen-landschap en de hieraan geassocieerde plantengemeenschappen zoals de associatie van wondklaver en nachtsilene (*Anthyllido-silenetum*). De plantengemeenschappen van het zeedorpen-landschap reageren niet alleen op de begrazing maar vooral ook op de betredingsinvloed van de grazers. Een mogelijke verklaring van de positieve invloed van betreding is dat deze leidt tot een verhoogde kalkbeschikbaarheid doordat schelpmateriaal en slakkenhuizen tot kleinere fragmenten vertrappt worden en met de humuslaag vermengd, waardoor een mull-achtige humus ontstaat (Slings, 1991). Het opentrappen van de bodem en het verbeteren van de lichtcondities door het verwijderen van bovenstaande biomassa bevordert ook direct de kieming van karakteristieke plantensoorten van het zeedorpenlandschap. Op de vegetatie lijkt begrazing, onafhankelijk van de plaats (zee- midden- of binnenduin; zeedorpenlandschap), een positief effect te sorteren. De onderliggende processen die deze veranderingen in vegetatie sturen verschillen van elkaar, maar leiden allen tot een herstel richting de gewenste situatie.

Achteruitgang van fauna

Verzuring en vermesting hebben ook bijgedragen aan de achteruitgang van veel duinkarakteristieke faunasoorten. Met name grote insectensoorten dreigen te verdwijnen of zijn in hun verspreiding sterk achteruitgegaan in de laatste decennia. Hoger in de voedselketen zijn de effecten hiervan het sterkst waarneembaar: vogelsoorten als Griel, Steenuil, nachtzwaluw, Grauwe kiekendief, Grauwe klauwier

en Tapuit zijn verdwenen of zijn hard op weg te verdwijnen uit het Nederlandse duingebied. Hoe het proces van achteruitgang voor elk van deze vogelsoorten precies verloopt is vooralsnog slechts gedeeltelijk opgehelderd, wel is ondertussen duidelijk dat in ieder geval voor de laatste twee van de genoemde soorten verruiging een belangrijke bottle-neck teweeg heeft gebracht (Beusink *et al.*, 2003; van Duinen *et al.*, 2004; van Turnhout *et al.*, 2006). De achteruitgang van veel duinkarakteristieke evertetraten wordt met name toegeschreven aan de verruiging van de duinen door hoge grassen en struweel, waardoor bloemrijke graslanden, maar ook het oppervlak van kale zandige plekken sterk is afgenomen (van Turnhout *et al.*, 2003). Deze zijn voor veel duinkarakteristieke soorten van belang in hun levenscyclus; het zijn veelal soorten die hun ei en/of larvale cyclus (deels) ingegraven in het zand doorbrengen. Voor deze soorten is het dus van belang dat er voldoende open zand in de omgeving beschikbaar is. Daarnaast zijn als gevolg van vergrassing en verruiging de bloemrijke duingraslandtypen (oa. Duinpaardebloem- en Duinstruisgras-associatie (*Taraxaco-Galietum* resp. *Festuco-Galietum* en de associatie van Wondklaver en Nachtsilene *Anthyllido-Silenetum*) in oppervlakte afgenomen (Weeda *et al.*, 2002). Een afname van bloemrijke duingraslanden draagt ook bij aan de achteruitgang van veel duinkarakteristieke soorten die afhankelijk zijn van (vaak specifieke) nectarbronnen, zoals wilde bijen, zweefvliegen en vlinders. Wilde bijen behoeven naast goede nectarbronnen ook voldoende nestgelegenheid in de vorm van open zand, steilrandjes en in de winter overblijvende stengels.

Daarnaast zijn er een aantal herbivore duinkarakteristieke insectensoorten die een kruidenrijk dieet behoeven. De blauwvleugelsprinkhaan (*Oedipoda caerulea*) is een soort die een belangrijk aandeel aan kruiden in haar dieet nodig heeft om haar ontwikkeling naar het adulte stadium snel genoeg te laten verlopen. Als er te weinig hoogkwalitatief (kruidenrijk) voedsel aanwezig is, dan kan de nymfale ontwikkeling te lang duren. De adulten komen dan te laat in het seizoen tot wasdom, waardoor er minder nageslacht voor het volgende seizoen geproduceerd kan worden. Daarnaast is het voor deze soort van belang om voldoende open zand binnen het biotoop te hebben, aangezien de eieren in kaal zandig substraat worden gelegd (Kleukers *et al.*, 1997).

Een groot aantal loopkeversoorten is in Nederland sterk geassocieerd met de kustduinen. De combinatie van schrale, open, xerotherme vegetaties en licht door betreding verstoord bloemrijke graslanden maakt dat deze systemen vaak soortenrijk zijn en ook vaak zeldzame indicatieve loopkeversoorten herbergen (Turin, 2000). Wanneer het areaal open xerotherm duingrasland afneemt als gevolg van vergrassing en verstruweling of in kwaliteit achteruitgaat, zullen veel karakteristieke loopkeversoorten in aantal afnemen of verdwijnen.

Herstel van het duingebied in termen van de eisen die deze fauna stelt dient zich dus te richten op een verhoging van dynamische plekken alsmede een verhoging van het areaal bloem- en kruidenrijke vegetatie in het duin, en dit in een heterogene verdeling. Deze laatste genoemde habitat-eis is met name voor evertetraten van belang, aangezien een aanzienlijk deel van deze soorten een vrij beperkte actieradius hebben. Soorten die in hun levenscyclus van meerdere typen landschapselementen gebruik maken kunnen deze cyclus alleen succesvol voltooien wanneer al deze verschillende landschapselementen op korte afstand van elkaar voorkomen.

Schaalnivo's in het duinlandschap

Verschillende faunagroepen maken op een verschillende schaal gebruik van het landschap. Om een faunagemeenschap als geheel in voldoende mate te beschermen dient derhalve rekening gehouden te worden met verschillende schaalnivo's. Grootschalige processen van aantasting, zoals vergrassing hebben voor fauna met name een negatieve invloed op processen op meso- en microschaal. Variatie in habitatcondities verdwijnen als gevolg van het homogeniserende effect van vergrassing op het systeem. Maatregelen die deze homogenisatie moeten tegengaan beïnvloeden de biotoopkarakteristieken vaak op meerdere schaalnivo's. Kennis over de invloed die voorgestelde maatregel in elk schaalnivo uit zal oefenen levert belangrijke inzichten op in de wijze waarop de faunagemeenschap zal reageren op de maatregel en kan een belangrijke bijdrage leveren aan eventuele bijstelling. Voor begrazing geldt:

- Integrale begrazing grijpt in de eerste plaats in op processen die zich op macroschaal in het landschap afspelen. De hoofdoelen van begrazing zijn dan ook vaak hierop gebaseerd (toe- en afname van bepaalde oppervlaktes van vegetatietypen in het totale gebied). Op mesoschaal grijpt het in op variatie in vegetatie (meer mozaïek van verschillende vegetatietypen, differentiatie in vegetatiehoogte, ruimtelijke variatie in vegetatieontwikkeling binnen hetzelfde type vegetatie, etc.). Op microschaal kan het de snelheid van microbiële afbraak, de lokale groeicondities van planten, mate van verstoring en het aanwezige microklimaat voor de fauna beïnvloeden.
- De effecten van begrazing op deze verschillende schaalnivo's zijn afhankelijk van de schaal (macro-meso-micro) pas na een bepaalde periode merkbaar. Zo zijn de effecten van processen

op macroschaal (bijvoorbeeld de toename van de associatie van Wondklaver en Nachtsilene) pas na enkele jaren te verwachten. Op mesoschaal zijn veranderingen eerder merkbaar, maar de periode waarin veranderingen op zullen blijven treden beslaat een veel langere periode. Op microschaal kan het effect van begrazing (bijvoorbeeld het openlopen van een vergraste vegetatie waardoor het microklimaat sterk verandert) vrij direct optreden.

Belangrijke onderzoeksvragen naar de effecten van begrazing op fauna

De huidige trend bij de duinbeherende instanties is het inzetten van integrale begrazing; steeds grotere gebiedseenheden worden ingerasterd binnen één enkele begrazingseenheid. De achterliggende gedachte is dat integrale begrazing leidt tot een verhoging van de terreinheterogeniteit. Bij een vergroting van de begrazingseenheid zullen grazers meer gedifferentieerd gebruik kunnen maken van het terrein; dwz. verschillende locaties met een verschillende frequentie en intensiteit bezoeken. Hierdoor ontstaan er plekken die zeer sterk begraasd en/of betreden worden en plekken met een zeer lage graas- en/of betredingsintensiteit (Kuiters, 2003). De in de kalkrijke duinen aanwezige doorndragende struiken dragen bovendien bij aan de continue aanwezigheid van ruige begroeiingen. Toch moet ook worden vastgesteld dat van de verbanden tussen aantasting en beheer enerzijds en ontwikkelingen in (evertebrate) faunagroepen anderzijds nog zeer weinig bekend is (van Turnhout et. al., 2003). Daar komt bij dat het uiteindelijke effect van begrazing een wisselwerking is tussen het type terrein dat begraasd wordt, de verschillende vegetatietypen die in het terrein aanwezig zijn, het type grazer(s) en de (seizoensafhankelijke) begrazingsdichtheid (de Molenaar, 1996). Met name in een dynamisch en gevarieerd duinterrein zijn de precieze effecten van begrazing nooit volledig op voorhand te voorspellen. Daarnaast bestaat bij verschillende duinbeheerders veel variatie in zowel het type grazer als de aantallen grazers per oppervlakte-eenheid, dat ingezet wordt. Dit maakt het vaak moeilijk om algemeen geldende uitspraken te doen over de effecten van begrazing op de evertebrate fauna. Allereerst zal uit onderzoek moeten blijken of de huidige gangbare hypothesen over de effecten van begrazing in de praktijk blijken te kloppen:

- Op intensief bezochte locaties, met name op zuidhellingen, kan de vegetatie openbreken en kunnen zandige plekken ontstaan, welke bij kunnen dragen aan het terugbrengen van dynamiek in het duingebied en het toenemen van nestgelegenheid of ei-afzetplaatsen, in de vorm van kaal zand van hiervoor afhankelijke soorten.
- Met name wanneer de begraasde locatie binnen het zeedorpenlandschap ligt, kan begrazing leiden tot uitbreiding van karakteristieke bloemenrijke plantengemeenschappen. Uitbreiding hiervan kan bijdragen aan de instandhouding van populaties van bloembezoekende soorten, soorten die hoofdzakelijk een kruidenrijk dieet volgen of soorten die deze planten als waardplant voor hun onvolgroeide stadia benutten.
- Ruige vegetatie buffert het microklimaat waardoor met name thermofiele faunasoorten afnemen in voorkomen. Wanneer begrazing leidt tot het openen van ruigtevegetaties zullen thermofiele soorten zoals veel duinkarakteristieke loopkever- en sprinkhaansoorten hiervan profiteren.
- Verruiging leidt tot een vereenvoudiging in vegetatiestructuur waardoor de mogelijkheid tot thermoregulatie en oriëntatie voor faunasoorten wordt beperkt. Wanneer begrazing tot een kleinschalige variatie in vegetatiestructuur leidt, zullen faunasoorten die afhankelijk zijn van deze structuren hiervan profiteren.
- Wanneer er jaarrond wordt begraasd, bestaat het risico dat in de winter, wanneer de draagkracht van het gebied het laagst is, er te veel bovenstaande biomassa wordt gegeten. Dit kan leiden tot een verlies aan structuurvariatie, of kan de overwinteringstadia van faunasoorten sterk verstoren (bijvoorbeeld soorten die in stengels overwinteren).

Doel van begrazing in het Kraansvlak

De door de beheerder geformuleerde doelen van begrazing in het Kraansvlak voor de komende 10 tot 20 jaar zijn:

→ processen

- plaatselijk terugzetten en afremmen vegetatiesuccessie
- activeren van kleinschalige winderosie (verstuiwing) en watererosie (afspoeling) als gevolg van graasactiviteit en betreding
- verhoging kalkgehalte bovenste bodemlaag als gevolg van erosie
- facilitatie konijnenbegrazing (met name op duingraslanden en Duinroosvegetaties)

→ vegetatie

- Toename van open zand en korte vegetatie; voor 20% ten koste van ruigte en laag struweel
- Afname van hoog struweel/bos mag 5% bedragen
- Toename bloemrijke vegetatie van de volgende plantengemeenschappen (met de belangrijkste nectar- en waardplanten voor evertebrate fauna (naar van Til & Mourik, 1999)):
 - *Echio-Verbascetum* (Gewone Ossentong, Kromhals, Gewone Hoornbloem, Slangenkruid, Witte Klaver, Rood Guichelheil, Zachte Ooievaarsbek, Kruipe Boterbloem, Koningskaars en Hondsdraf).
 - *Anthyllio-Silenetum* (Kleine Ratelaar, Nachtsilene, Kruipe Stalkruid, Wilde Peen, Gewoon Duizendblad, Muurpeper, Glad Walstro, Geel Walstro, Echt Bitterkruid, Dauwbraam).
 - *Phleeo-Tortuletum* (Zandpaardebloem, (Duin)reigersbek, Duinviooltje, Duinkruiskruid, Muurpeper, Zandblauwtje).
 - *Taraxaco-Galietum* (Wilde Liguster, Dauwbraam, Duinkruiskruid, Zandpaardebloem, Glad Walstro, Gewone Rolklaver, Kleine Ratelaar, Gewone Agrimonie, Ruige Scheefkelk, Oranjegele Paardebloem, Duinroos, Duinviooltje, Melige Toorts).

→ evertebrate fauna

- toename 'thermofiele' fauna
- toename faunasoorten van bloemrijke vegetaties
- toename mestfauna
- toename faunasoorten van kleinschalige structuurvariatie
- toename verstuiwingafhankelijke faunasoorten
- toename van biomassa (bulksoorten) én diversiteit (doelsoorten) van evertebrate fauna

Onderzoeksvragen

Het meerjarig onderzoek moet gericht zijn op de vraag of de volgende doelen behaald zijn:

- het herstel van processen (vegetatiesuccessie, verstuiwing en afbraaksnelheid)
- het herstel van leefcondities voor fauna (microklimaat, vegetatiestructuur, bloemaanbod)
- de terugkeer of uitbreiding van thermofiele (bodemactieve) faunasoorten.
- de terugkeer, uitbreiding of verhoging van de dichtheid van bloembezoekende faunasoorten
- het mogelijk ontstaan van nieuwe bottlenecks voor de fauna

Dit inleidend onderzoek heeft zich met name gericht op de volgende onderzoeksvragen:

- Leidt begrazing binnen korte tijd tot facilitatie van bloembezoekende faunasoorten?
- Leidt begrazing binnen korte tijd tot het opentrappen van vergraste situaties en daarmee tot facilitatie van thermofiele faunasoorten (zoals sprinkhanen)?
- Is er tijdens de start van begrazing in het gebied een karakteristieke loopkevergemeenschap aanwezig in het gebied en in welke mate verschilt deze met die in vergraste en/of verstruweelde vegetatietypen?
- Leidt de inzet van begrazing op bestaande open zandige plaatsen tot een betredingsintensiteit die zo hoog is dat dit leidt tot verstoring van de levenscyclus van de hier aanwezige (mogelijke relictpopulaties) duinkarakteristieke faunasoorten?

Deze nulmeting

Het Kraansvlak wordt sinds het voorjaar van 2004 grotendeels (218 ha) beweid met paarden en runderen. Binnenkort zal in het Kraansvlak een begrazingsexperiment met Wisenten worden uitgevoerd. Het begrazingsbeheer is reeds ingezet in het vroege voorjaar van 2004. Een echte 'nulmeting' was dus niet meer mogelijk, maar op plekken waar de begrazing nog weinig invloed had gehad kon een "best-match"-nulmeting worden verricht. In het onbegraste naastgelegen deel van het terrein was er de mogelijkheid om controlemetingen te verrichten (behandeld v.s. onbehandeld). Er kon pas in de zomer van 2004 met het onderzoek worden gestart, waardoor echte voorjaarssoorten werden gemist bij de nulmeting. Daarom is de onderzoeksperiode uitgebreid naar het voorjaar van 2005.

2 Onderzoeksopzet

2.1 Randvoorwaarden onderzoek

Bij het uitvoeren van de veldmeting zijn een aantal randvoorwaarden gesteld:

- Voor het meten van 'bulksoorten' moet een kwantitatieve methode worden toegepast (aantal individuen per oppervlakte-eenheid). Deze methoden zijn over het algemeen vrij arbeidsintensief en kunnen slechts lokaal worden toegepast.
- Om de effecten van begrazing vast te stellen moeten eigenlijk dezelfde plekken vóór en na begrazing worden onderzocht. Het is echter grotendeels onvoorspelbaar waar de (gewenste dan wel ongewenste) effecten van begrazing zich voor gaan doen in het terrein. Daarom is een zekere mate van flexibiliteit nodig in de keuze van de te onderzoeken plots binnen het gebied, met name wat de effectmetingen in de daaropvolgende jaren betreft. Voor deze nulmeting is het van belang om plots te selecteren die een goede doorsnede vormen van de totale variatie in het terrein. Hierbij is het van belang om over het gehele oppervlak van het terrein plots te selecteren op basis van hun huidige staat. Van slechts een deel van de plots zal in deze onderzoeksperiode de fauna bemonsterd worden.
- De prioritering van te onderzoeken faunagroepen zijn in overleg met de beheerder vastgesteld:
 - Bijen en wespen
 - Dagvlinders
 - Sprinkhanen
 - Loopkevers

Afweging plotkeuze

- Naast het begraasde terreindeel ligt een deel dat niet wordt begraasd (controle) en een gebied wat al sinds 1998 in 'zeedorpenbegrazing' (extensieve winterbegrazing met runderen) is. Dit laatste terreindeel biedt de mogelijkheid om in de toekomst de (lange termijn) effecten van een andere begrazingsvorm te vergelijken met het in het overige terrein ingestelde begrazingsbeheer. In deze nulmeting zullen alleen het nieuwe begraasde en het onbegraasde terreindeel worden onderzocht. Verschillen tussen het deel waarin zeedorpenbegrazing is ingesteld kan eventueel in een vervolgfase worden meegenomen wanneer meer geld en mankracht voorhanden is.
- In het terrein ligt een gereactiveerd paraboolduin. Interferentie tussen de daar optredende dynamische processen en begrazing treedt merkbaar op; de graasdruk kan er plaatselijk hoog zijn. deze interferentie wordt buiten deze begrazings-monitoring gehouden.

2.2 Proefopzet

De gekozen faunagroepen reageren tezamen op alle veranderingen in landschapsschalen die als gevolg van begrazing worden verwacht. Tussen de verschillende geselecteerde groepen bestaan verschillen in de verwachte reactie met betrekking tot de verschillende landschapsschalen, waardoor er een evenwichtig overzicht van de effecten van begrazing op fauna als geheel verkregen kan worden. Daarnaast is de ecologische kennis over de verschillende soortgroepen dusdanig groot dat er redelijk harde conclusies en voorspellingen gemaakt kunnen worden m.b.t. de veranderingen als gevolg van het beheer. Toch moeten niet voor alle groepen directe effecten als gevolg van begrazing verwacht worden. Zo reageren dagvlinders voornamelijk op veranderingen op macroschaal (verhoging bloem- of waardplantendichtheid binnen een gebied, verhoging van structuurvariatie). Deze effecten zijn niet binnen enkele maanden te verwachten. Om een mogelijk toekomstig effect in een later stadium te kunnen evalueren is een bemonstering van deze soorten echter wel nuttig. Gezien het grotere schaalgebruik zou de beste methode voor deze soortgroep het geregeld uitvoeren van transecttellingen zijn. De beperkte omvang van dit project staat het zelf uitvoeren een dergelijke intensieve methode niet toe.

Afweging keuze faunagroepen

Om de nulmeting behapbaar te maken is gekozen voor een beperkt aantal faunagroepen. Deze faunagroepen zijn:

Bloembezoekers:

- **Bijen, hommels en wespen** (meso-macroschaal) → zullen reageren op ontstaan kale zandige plekken (nestgelegenheid), toename van bloemrijkdom (voedsel), verandering aanbod dode holle stengels van Vlier, Braam en ruigtekruiden (nestgelegenheid)
bemonstering d.m.v. tellingen binnen plots.

- **Dagvlinders** (macroschaal) → zullen reageren op verandering vegetatiesamenstelling (voedsel voor adulten en larven) en op gevarieerde vegetatiestructuur (oriëntatie, m.n. Duinparelmoervlinder)
bemonstering d.m.v. tellingen binnen plots.
- **Sprinkhanen** (micro-mesoschaal) → zullen reageren op toename kleinschalige kale zandige plekken (eileg) en gevarieerde structuur met open vegetatie (thermoregulatie, balts), verhoging productiviteit en/of verhoging aandeel kruidachtige planten (voedsel nymfen en adulten)
bemonstering d.m.v. tellingen binnen plots
- **Loopkevers** (micro-mesoschaal) → zullen reageren op ontstaan van (nieuwe) kale zandige plekken, uitbreiding van kortgrazige kruidenrijke vegetatie, het ontstaan van meer gevarieerde structuur met open vegetatie (lage vegetatieweerstand), vermindering van oppervlak dichte, vochtige en gebufferde ruigtevegetaties en struwelen, verhoging netto productiviteit in de vorm van productie en snelheid van afbraak organisch materiaal (doorwerkend in toename voedsel in de vorm van zaden en/of prooidieren).
bemonstering d.m.v. potvallen in plots

Bemonsterde Ecotooptypen

Om de effecten van begrazing op de fauna vast te stellen moeten bij de nulmeting alle belangrijke ecotooptypen in meervoud worden bemonsterd. De in deze meting onderscheiden ecotooptypen zijn:

- bloemrijke vegetatie
- kortgrazige, kruidenrijke vegetatie (hierna 'kruidenrijk' genoemd)
- vergraste/ruigtevegetatie (hierna 'ruigte' genoemd)
- struweel vegetatie
- open zandige plekken (hierna 'zandig' genoemd)

Plots

In het Kraansvlak zijn in totaal 43 plots uitgezet in de hierboven genoemde ecotooptypen. Iedere plot had de afmetingen van 3x5 meter (totaaloppervlak van 15 m²). De ligging van de plots zijn weergegeven in figuur 1. Van iedere plot is drie maal in het seizoen voor een kwartier lang de bloembezoekende fauna geteld. Daarnaast zijn bij ieder bezoek ook alle bloemplanten en bloemhoofdjes geteld. De resultaten zijn geanalyseerd op onderlinge verschillen tussen begraasde en onbegraasde delen en op de relatie tussen bloemaanbod, bloemdiversiteit, bloemsoortenrijkdom en de daar aangetroffen bloembezoekende faunasoorten. De dagvlinders (de enige groep die ook op macroschaal in het landschap opereert) zijn samen met de bijen en wespen in de plots bemonsterd, maar deze bleken daar minder geschikt voor.

Vlakdekkende kartering fauna 'hotspots'

Verscheidende ecotopen in het duin kunnen belangrijke 'hotspots' vormen voor de fauna. Het gaat hier met name om open zandige plekken, bloemrijke vegetaties, dood hout of holle stengels en combinaties hiervan; plekken met sterk gevarieerde vegetatiestructuur. Een aantal van deze plekken is geselecteerd als onderzoeksplot; hier heeft een volledige faunabemonstering plaats gevonden. Daarnaast zijn tijdens de selectie van de plots een aantal locaties vastgelegd, zonder dat deze als onderzoeksplot gebruikt zijn. De betreffende locaties zijn op foto vastgelegd. Alle foto's van de plots en de hierbij corresponderende co-ordinaten zijn meegeleverd op de Cd-rom met alle onderzoeksgegevens. Foto's van de in deze meting gebruikte plots zijn in dit rapport in bijlage A afgedrukt. In de effectmetingen die in de volgende jaren plaatsvinden, kan de ontwikkeling van deze 'hotspots' worden bijgehouden. De bemonsterde onderzoeksplots zijn geanalyseerd op faunasamenstelling, vegetatie, bloemrijkdom- en diversiteit en op de relatie tussen de faunasamenstelling en de vegetatiesamenstelling, inclusief verschillende typen van bloemaanbod. Voor de hiervoor gebruikte analysetechniek wordt verwezen naar het onderdeel bloembezoekers in het resultaatdeel.

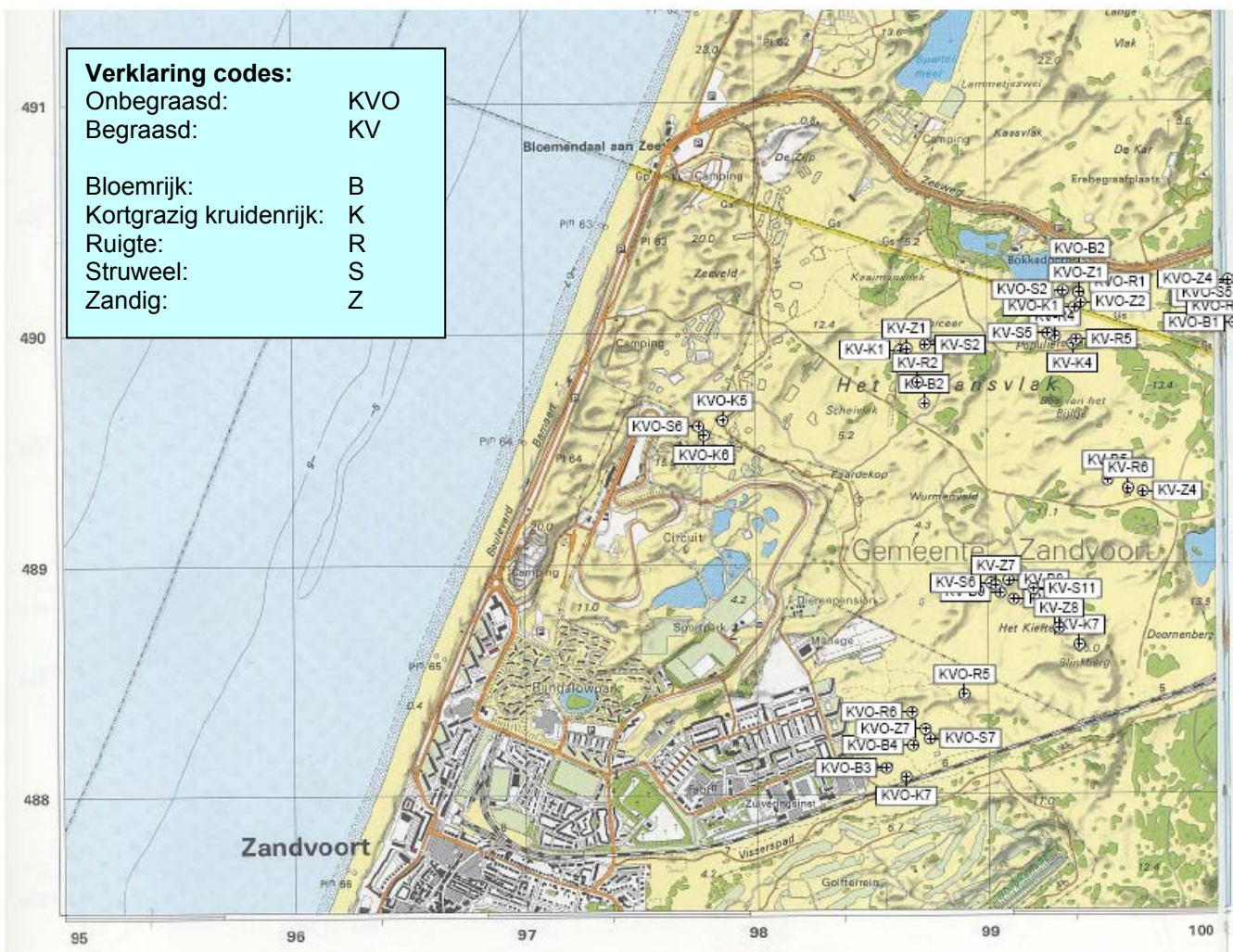
Potvalbemonstering

Aanvullend zijn met de 20 onderzoeksplots potvalseries uitgezet. Ook deze series zijn in bloemrijke, kortgrazig kruidenrijke, ruigte, struweel- en zandige plots uitgezet, in directe nabijheid van de plots. Een potvalserie bestond uit 5 potvallen, per ecotoop zijn 2 series uitgezet in zowel het begraasde als onbegraasde terreindeel (in totaal 20 series van 5 vallen). De loopkevergemeenschap die met behulp van deze potvalseries bemonsterd werd, is geanalyseerd op similariteit met de loopkevergemeenschappen zoals beschreven in Turin (2000). Aan de hand van de mate van similariteit met terreintypen behorende bij kustduinsystemen, of juist zeer afwijkende systemen kan

een goed onderbouwde evaluatie van de staat van de loopkevergemeenschap gegeven worden. De gebruikte analysemethode staat beschreven in het resultaatgedeelte van de loopkevers in dit rapport.

Gebruikte programma's voor analyse en overige analysemethoden

Relaties tussen verzamelde gegevens zijn met behulp van correspondentieanalyses geanalyseerd. Hierbij is gebruik gemaakt van het programma Canoco for windows 4.51 (Ter Braak & Smilauer, 2003). De mate van volledigheid van de bemonsteringen zijn met behulp van cumulatieve soortenrijksdomscurves bepaald. Deze curven geven daarnaast een goede met elkaar vergelijkbare indicatie van de soortenrijkdom in de verschillende onderzoeksgebieden. Bloemdiversiteits-indicatorwaarden zijn berekend met behulp van de Shannon-Wiener diversiteits-index methode. Lineaire correlaties tussen bloemdichtheid en -soortenrijkdom van bloembezoekers zijn op significantie en verklarende waarde geanalyseerd met behulp van SPSS versie 13.0 (SPSS inc. 2004).



Figuur 1. Ligging van de onderzoeks- en aanvullende plots.

3 Resultaten

3.1 Bloembezoekers

Uitgevoerd onderzoek

De belangrijkste onderzoeksvraag van dit project was of begrazing de habitatcondities voor duinspecifieke fauna kan faciliteren. Een deelvraag die hieronder valt is de vraag of begrazing een positief effect heeft op bloemaanbod en –diversiteit en wanneer dit zo blijkt te zijn, of faunagroepen die sterk afhankelijk zijn van (een al dan niet specifiek) bloemaanbod positief reageren op deze verhoging van het bloemaanbod. Een tweede deelvraag is vervolgens of als gevolg van de begrazing andere habitatcondities zodanig veranderen dat deze op gaan treden als nieuwe bottle-necks voor deze soorten. Deze vragen zullen in deze eerste fase van het onderzoek nog niet eenduidig beantwoord kunnen worden. Wel zal duidelijk worden hoe de huidige staat van het gebied te karakteriseren is en of er meteen al verklaarbare verschillen tussen het begraasde en het onbegraasde deel van het gebied bestaan in bloemaanbod en –bezoekers. De hier gepresenteerde resultaten zijn geanalyseerd op onderlinge verschillen tussen begraasde en onbegraasde delen en op de relatie tussen bloemaanbod, bloemdiversiteit, bloemsoortenrijkdom en de daar aangetroffen faunasoorten.

Een belangrijke kanttekening die geplaatst moet worden bij deze bemonstering is het relatief lage aantal faunasoorten dat is waargenomen (zie tabel in bijlage C). Dit is deels een gevolg van het extensieve karakter van de bemonstering. Hierdoor zijn alleen de algemenere angeldragers in een redelijk representatieve dichtheid aangetroffen. Ook voor deze groep geldt echter dat er naar alle waarschijnlijkheid veel meer soorten in het gebied aanwezig zijn. Voor dagvlinders bleek de bemonstering te extensief, van deze groep is alleen incidentele data voorhanden. Uitspraken over de soortensamenstelling dienen daarom met voorzichtigheid geformuleerd te worden. Wel is het mogelijk om de correlatie tussen de gevonden bloembezoekers en bloemaanbod te analyseren, aangezien een volledig soortoverzicht hiervoor geen vereiste is. Om bovengenoemde redenen zijn naast de vooraf geselecteerde soortgroepen (angeldragers en vlinders) ook de waargenomen soorten die niet tot deze groepen behoren meegenomen in de analyse (tweevleugeligen, met name zweefvliegen).

Overzicht bloemaanbod en bloembezoekers

In totaal zijn 53 soorten bloeiende planten aangetroffen in de onderzoeksplots (Tabel 1, voor een volledig soortenoverzicht zie bijlage B). Tussen de begraasde en onbegraasde onderzoeksplots zijn, afgezien van de kortgrazige kruidenrijke plots geen grote verschillen gevonden in soortensamenstelling, dichtheid of soortenrijkdom. Dit kan niet worden geïnterpreteerd als het afwezig zijn van begrazingseffecten (immers, begrazing was ten tijde van het onderzoek slechts zeer recent ingezet); het mag wel geïnterpreteerd worden als bewijs dat beide deelterreinen goed vergelijkbaar waren bij start van de begrazing. De kortgrazige, kruidenrijke plots in het begraasde gebied waren soortenarmer in bloemplanten, maar hadden een hoger aantal bloemhoofdjes per oppervlakte-eenheid. Dit werd hoofdzakelijk veroorzaakt door het dominant voorkomen van Grote tijm (*Thymus pulegioides*) in een aantal van de plots. Om deze reden is de bloemdiversiteit in dit ecotooptype een stuk lager dan in de overige typen.

Tussen de verschillende ecotopen zijn duidelijker verschillen in de verschillende parameters van bloemaanbod gevonden. De onderzoeksplots die vooraf als kortgrazig kruidenrijk of bloemrijk aangemerkt waren hadden de hoogste soortenrijkdom. In deze plots zijn gemiddeld ook de hoogste aantallen bloemhoofdjes geteld. Het soortenarmst waren in beide gevallen de ruigteplots; ook het aantal bloemhoofdjes was hier het laagst. De onderzoeksplots in struweel en open zand verschilden niet veel in soortenaantal en dichtheid aan bloemhoofdjes. Grote verschillen bestonden echter wel in soortensamenstelling tussen deze plots. De open zandige plots werden gedomineerd door Kleverige reigersbek (*Erodium lebelii*), Geel walstro (*Galium verum*) en Kruidendalk (*Ononis repens*); in de struweelplots waren Boskruiskruid (*Senecio sylvaticus*), Vlasbekje (*Linaria vulgaris*) en Heggeduizendknoop (*Fallopia dumetorum*) het talrijkst aanwezig.

De aantallen bloembezoekende faunasoorten die in de plots waargenomen zijn staan vermeld in dezelfde tabel (tabel 1). De dichtheid en de soortenaantallen van bloembezoekende fauna was het laagst in de ruigte- en struweelplots. De kortgrazige kruidenrijke plots in het begraasde terrein verschilden met de plots in het onbegraasde terrein in zowel dichtheid als soortenaantal, dit komt overeen met de lagere bloemsoortenrijkdom in de begraasde kortgrazig kruidenrijke plots.

		Begraasd					Onbegaasd				
		Bloemrijk	Kruidenrijk	Ruigte	Struweel	Open zand	Bloemrijk	Kruidenrijk	Ruigte	Struweel	Open zand
Bloemen	Soorten	21	12	9	11	14	25	23	8	15	13
	Bloemhoofdjes	1418.3	1848.7	25.80	63.75	47.92	1161.8	1453.2	57.13	128.13	53.75
	Bloemdiversiteit	1.51	0.22	1.74	1.68	1.61	2.04	1.46	1.60	1.29	1.78
Bloem-bezoekers	Dichtheid	7,42	2,83	1,73	2,58	2,17	5,75	4,58	2,00	2,00	4,13
	Soorten	34	15	9	17	19	19	20	13	7	18

Tabel 1: Overzicht van de waarnemingen van bloemplanten en bloembezoekers in de verschillende onderzoeksplots.

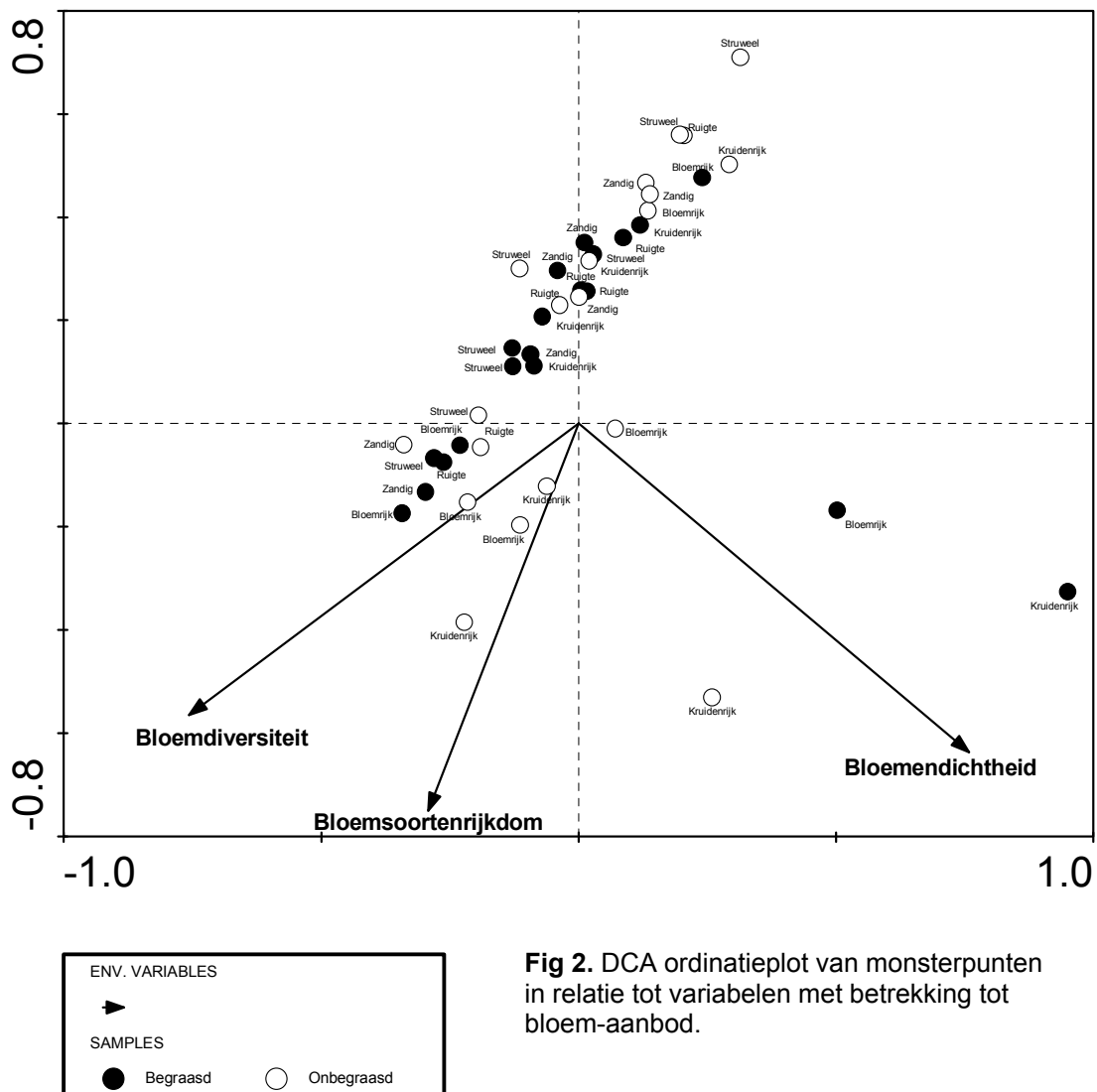


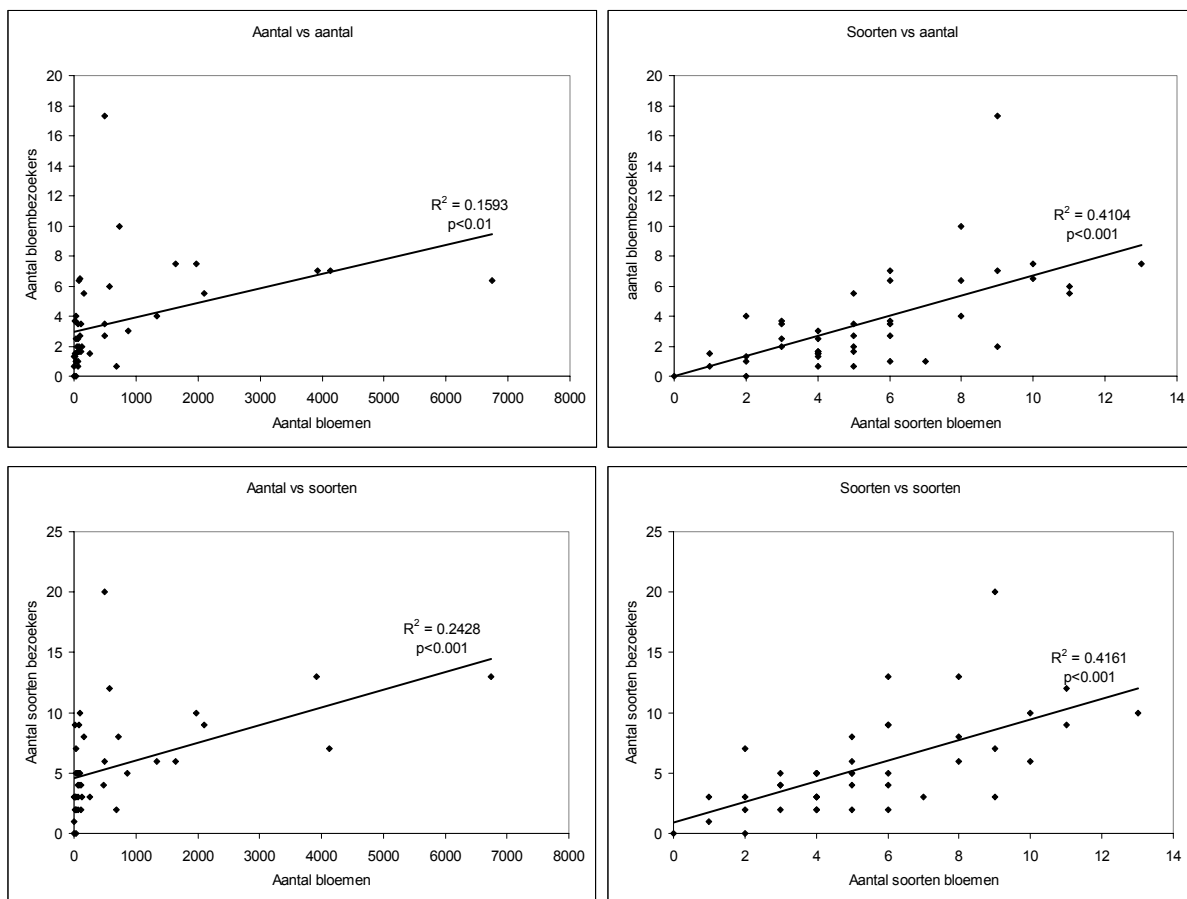
Fig 2. DCA ordinationplot van monsterpunten in relatie tot variabelen met betrekking tot bloem-aanbod.

Onderlinge verschillen tussen monsterpunten

Om de vergelijkbaarheid van de monsterpunten in bloemaanbod objectief te bepalen is een correspondentie-analyse uitgevoerd. In het resulterende diagram (figuur 2) zijn de verschillende telplots uitgezet in relatie tot de drie variabelen mbt bloemaanbod (diversiteit, soortenrijkdom en dichtheid). Begraasde en onbegraasde onderzoeksplots liggen grotendeels door elkaar binnen 1 cluster, wat er op wijst dat beide typen onderzoeksplots (begraasd versus onbegraasd) ten tijde van uitvoering van het onderzoek goed vergelijkbaar zijn ten opzichte van elkaar. Het grootste cluster ligt uitgestrekt op de gradiënt in bloemsoortenrijkdom en diversiteit, waaruit afgeleid kan worden dat veel plots met name in bloemsoortenrijkdom en/of diversiteit van elkaar verschilden. Met name de struweel- en ruigteplots worden gekarakteriseerd door een lage bloemsoortenrijkdom, terwijl de kruidenrijke en bloemrijke plots hoger scoren in bloemsoortenrijkdom. Een drietal plots wordt van de rest onderscheiden door een hogere dichtheid aan bloemen, dit zijn een kruidenrijke plot in het onbegraasde terreindeel en een bloemrijke en kruidenrijke plot in het begraasde terreindeel.

Correlatie bloemplanten met bloembezoekers

Het gemiddelde aantal bloembezoekende individuen en het aantal bloembezoekende faunasoorten correleert zwak met het totaal aantal bloemen dat in desbetreffende plot aanwezig was (figuur 3, linker grafieken). R^2 -waarden geven aan dat 16% van de variatie in het aantal waargenomen individuen en 24% van de variatie in het aantal waargenomen soorten verklaard wordt door het aantal bloemen. Soortenrijkdom (figuur 3, rechter grafieken) blijkt een sterkere verklarende variabele te zijn: 41% van de waargenomen variatie in zowel individuental als soortenaantal van bloembezoekende fauna wordt door bloemsoortenrijkdom verklaard.



Figuur 3. Correlatie van bloemdichtheid en –soortenrijkdom met bloembezoekerdichtheid en -soortenrijkdom onderzochte proefvlakken. Voor zowel aantal bloemen als aantal soorten bloemen bestaat een significante positieve lineaire relatie ($p < 0.01$). Bloemdichtheid blijkt van minder invloed op de aantallen individuen en/of soorten dan bloemsoortenrijkdom (vergelijk R^2 -waarden).

Soortspecifieke relaties tussen bloemplanten en –bezoekers

Zoals eerder aangegeven heeft de plotbemonstering niet voldoende gegevens opgeleverd om een volledig overzichtsbild tot op soortniveau te geven van de relatie tussen alle aangetroffen bloemplanten en haar bezoekers. Van de gevonden soorten kan wel aangegeven worden in welke mate bloemplanten van belang zijn en welke bloemplanten een potentiële voedselbron voor de onderzochte soorten zijn. Er is uit de literatuur relatief goed bekend in welke mate angeldragers zich gespecialiseerd hebben op specifieke bloemsoorten (zie bijvoorbeeld Peeters et al., 1999).

De aangetroffen bijensoorten zijn hoofdzakelijk polylectisch (gebruik makend van een breed spectrum aan bloemsoorten en/of bloemtypen). Enkele hebben een voorkeur voor een beperkt aantal soorten (oligolectisch), of een bepaalde groep van bloemtypen. Er zijn geen soorten gevonden die gespecialiseerd zijn in een enkele bloemplant (monolecitsch). Het Zilveren fluitje (*Megachile leachella*) is een karakteristieke soort van stuifzanden en heeft haar hoofdverspreiding in de kustduinen. In het binnenland is de soort vrijwel verdwenen, om deze reden staat ze op de voorlopige rode lijst (Peeters & Reemer, 2003) als kwetsbaar aangemerkt, evenals haar hieronder genoemde parasiet. De soort is polylectisch, maar vertoont een voorkeur voor Gewone rolklaver (*Lotus corniculatus*). De duinkegelbij (*Coelioxys mandibularis*) is de koekoeksbij van het Zilveren fluitje. Koekoeksbijen verzamelen zelf geen stuifmeel en zijn enkel voor hun eigen energiebehoefte afhankelijk van bloemplanten. Het zijn daarom hoofdzakelijk polylectische soorten. De Matte bandgroefbij (*Lasioglossum leucozonium*) wordt vaak op gele composieten gevonden, maar wordt in de literatuur tot de polylectische soorten gerekend. De Grote Bloedbij (*Sphcodes albilabris*) is de koekoeksbij op de grote Zijdebij (*Colletes cunicularius*). De laatste soort is in de bemonstering niet aangetroffen, maar gezien het voorkomen van haar parasiet mag aangenomen worden dat zij wel in het gebied voorkomt. Het is een oligolectische voorjaarssoort die in deze periode vooral op (kruip)wilgen (*Salix spp*) foerageert.

De aangetroffen wespesoorten zijn in minder sterke mate afhankelijk van florale voedselbronnen. Anders dan bijen maken wespen geen gebruik van stuifmeel als voedsel voor hun larven, zij vangen prooien om de larven te voeden. Voor hun eigen energiebehoefte kunnen bloemplanten wel een rol spelen, maar hiervoor kunnen ook andere energiebronnen voor benut worden, zoals honingdauw of lichaamssappen van gevangen prooien. Wespen zijn om deze reden dan ook niet of nauwelijks gespecialiseerd op bloemplanten. Er is enige differentiatie te vinden in bloemvoorkeur, als gevolg van de lage specialisatiegraad van de monddelen. Met name planten met makkelijk bereikbare nectariën zoals schermbloemigen en composieten zijn geliefd bij deze groep (Peeters et al., 2004). Ook planten met extraflorale nectarklieren worden vaak door wespen bezocht.

Andersom is ook na te gaan wat het potentieel is van de bemonsterde proefvlakken. De aanwezigheid van bepaalde bloemplantensoorten en/of de mate van ontwikkeling van voor bloembezoekers interessante plantengemeenschappen kan informatie verschaffen over de geschiktheid van de plots voor bepaalde soorten. In van Til & Mourik (1999) worden een viertal in de kalkrijke duinen voorkomende plantengemeenschappen genoemd waar veel belangrijke soorten nectar-, stuifmeel- en waardplanten voorkomen. In Tabel 2 zijn deze soorten opgenomen, met daarnaast de bloemdichtheid waarin deze soort al dan niet is aangetroffen in de onderzoeksplots. Met name soorten behorende tot het *Anthyllido-Silenetum* en *Taraxaco-Galietum* zijn in de plots aangetroffen. De zandige plots (in het begraasde deel) werden bezet door soorten uit het hier gangbare *Phleo-Tortuletum*.

Soorten behorende tot de Ruwbladigen (Boraginaceae), Vlinderbloemigen (Fabaceae) en Helmkruidachtigen (Scrophulariaceae) zijn wijdverbreid in de duinen en worden vaak door gespecialiseerde soorten bezocht. In de plots (zie tabel bijlage B) zijn onder andere Veldhondstong (*Cynoglossum officinale*), Ossentong (*Anchusa officinalis*), Slangekruid (*Echium vulgare*) en Smeerwortel (*Symphytum officinale*) aangetroffen. Deze soorten zijn belangrijke voedselsoorten voor veel bijen- en hommelse soorten; Slangekruid is voor deze groepen vaak een van de belangrijkste stuifmeel- en nectarbronnen. Gewone rolklaver (*Lotus corniculatus*), de voorkeurssoort voor *Megachile leachella* is enkel in de kruidenrijke plots aangetroffen. Hier is *M. leachella* in de hoogste dichtheid gevonden. Duinviooltje (*Viola curtisii*) is naast een belangrijke bloemplant voor bijen ook de waardplant voor larven van Parelmoervlinders (zowel Duin- als Kleine parelmoervlinder). De (in bloemenaantal gerekend) zeer algemene duizendknoopsoorten Zwaluwtong (*Fallopia convovulus*) en Heggeduizendknoop (*Fallopia dumetorum*) zijn in mindere mate interessant om hun bloemen. Deze soorten bezitten echter ook extraflorale nectarklieren, welke mogelijk voor wespen van belang zijn (Weeda et al., 1985). Wilde Reseda tenslotte is een belangrijke stuifmeel- en nectarbron, met name voor bijen. De Resedamaskerbij (*Hylaeus signatus*) voedt haar larven uitsluitend met stuifmeel van deze soort. Deze soort is bekend van het duingebied in de regio, maar is in deze bemonstering niet aangetroffen. In de ruigte- en struweelplots zijn de minste aantallen voor bloembezoekers belangrijke bloemplanten aangetroffen; in beide typen plots zijn Canadese fijnstraal (*Conyza canadensis*), Boskruiskruid (*Senecio sylvaticus*) en Heggeduizendknoop dominant aanwezig.

Plantengemeenschap	Soort	Begraasd					Onbegraasd				
		B	K	R	S	Z	B	K	R	S	Z
<i>Echio-Verbascetum</i>	Gewone Ossentong						2.5				
	Slangenkruid						58.0	3.1			
	Rood Guichelheil							0.1			
	Zachte Ooievaarsbek				0.8						
	Witte Klaver										
	Gewone Hoornbloem										
	Kromhals										
	Kruipende Boterbloem										
	Koningskaars										
	Hondsdrif										
<i>Anthyllido-Silenetum</i>	Kleine Ratelaar		0.9					1.3			
	Kruipend Stalkruid		11.7			1.1		6.4	0.6	0.1	11.3
	Wilde Peen		5.2			18.8	452	333		0.3	0.1
	Gewoon Duizendblad							70.9			
	Muurpeper							0.1			
	Glad Walstro	1.3					187	10.0			0.6
	Geel Walstro	0.8	15.8	2.2	7.5	17.5	1.9	72.3	5.0	0.1	0.6
	Echt Bitterkruid	1.8			1.2		1.8			0.6	0.3
	Dauwbraam	6.3	2.1	0.1		0.1	0.3	0.9		0.4	0.3
	Nachtsilene										
<i>Phleo-Tortuletum</i>	(Duin)reigersbek					1.0					
	Duinviooltje			2.1	6.5	1.2	2.8	0.7	0.8	1.4	2.0
	Duinkruiskruid					1.5					
	Muurpeper					0.3					
	Zandpaardebloem										
Zandblauwtje											
<i>Taraxaco-Galietum</i>	Dauwbraam				1.2				12.3		
	Duinkruiskruid	1.0								0.3	
	Zandpaardebloem		0.1								
	Glad Walstro			4.0						0.1	
	Gewone Rolklaver		6.1					40.8			
	Kleine Ratelaar		0.9					1.3			
	Melige Toorts						0.8				
	Duinviooltje			2.1	6.5	1.2	2.8	0.7	0.8	1.4	2.0
	Ruige Scheefkelk										
	Duinroos										
Gewone Agrimonie											
Wilde Liguster											

Tabel 2. Door van Til & Mourik (1999) genoemde belangrijke plantensoorten voor evertrebraten in de vier plantengemeenschappen en hun gemiddelde dichtheid in de onderzochte plots. Grijs gearceerd zijn de soorten die in de plots zijn aangetroffen; wit gearceerd zijn de soorten die niet in de meting zijn aangetroffen. B = Bloemrijk; K = Kortgrazig kruidenrijk; R = Ruigte; S = Struweel; Z = Zandig.

Soort	wet naam	Begraasd					Onbegraasd					
		B	K	R	S	Z	B	K	R	S	Z	
Boomblauwtje	<i>Celastrina argeolus</i>											0.1
Hooibeestje	<i>Coenonympha pamphilus</i>		0.2	0.1	0.3	0.1		0.3				0.5
Citroenvlinder	<i>Gonepteryx rhamni</i>						0.1					
Heivlinder	<i>Hipparchia semele</i>	0.2	0.1									
Kleine parelmoervlinder	<i>Issoria lathonia</i>		0.2			0.1	0.1	0.1	0.1			0.4
Groot koolwitje	<i>Pieris brassicae</i>					0.1		0.3				0.1
Klein koolwitje	<i>Pieris rapae</i>	0.3	0.1		0.1	0.1	0.3	0.1	0.1			0.3
Koolwitje sp.	<i>Pieris spec.</i>					0.1		0.1			0.3	
Icarusblauwtje	<i>Polyommatus icarus</i>							0.4	0.1			
Zwartspriddikkopje	<i>Thymelicus lineola</i>										0.1	
Dikkopje sp.	<i>Thymelicus spec</i>	0.1		0.1	0.2						0.1	
Atalanta	<i>Vannessa atalanta</i>			0.1								

Tabel 3. Overzicht van de waargenomen vlindersoorten in het gebied. De getallen representeren de gemiddelde dichtheid per vegetatietype.

3.2 Vlinders

Voor deze soortgroep bleek de inventarisatiemethode in plots niet afdoende om een volledig en kwantitatief beeld te geven van de hier voorkomende soorten. Van de aangetroffen soorten zijn dan ook slechts incidentele waarnemingen voorhanden (Tabel 3). Als gevolg van de lage dichtheden is het weinig zinvol om in te gaan op de verschillen tussen de plots. In de correspondentieanalyse zijn de vlindergegevens wel meegenomen, maar ook hier is de relatie tussen de omgevingsvariabelen en de soorten weinig relevant. Wel kunnen gegevens over bloemdichtheid, aanwezigheid van voortplantingshabitat en de uit de literatuur beschikbare auto-ecologische kennis over de aangetroffen kenmerkende soorten associatief gebruikt worden. Hiermee kan in ieder geval aangegeven worden of er ten tijde van het onderzoek grote verschillen in habitatkwaliteit van de begraasde en onbegaasde terreindelen voor de aangetroffen karakteristieke soorten aanwezig was.

Er zijn twee voor de duinen kenmerkende soorten aangetroffen; de Heivlinder (*Hipparchia semele*) en de Kleine parelmoervlinder (*Issoria lathonia*). De Heivlinder is in haar verspreiding niet beperkt tot de duinregio; ze komt bijvoorbeeld ook in heideterreinen op de hogere zandgronden voor. Deze soort is in dit onderzoek alleen in het begraasde terreindeel waargenomen, maar gezien de lage aantallen waarnemingen (als gevolg van de beperkte steekproefgrootte) betekent dit niet dat deze soort niet in het onbegaasde deel voor kan komen. Zowel Heivlinder als Kleine Parelmoervlinder zijn mobiele soorten, voor beide soorten mag derhalve aangenomen worden dat zowel het begraasde als onbegaasde terreindeel binnen de actieradius van de adulten valt.

Kleine parelmoervlinder

In zowel het begraasde als onbegaasde terreindeel is de waardplant, Duinviooltje (*Viola curtisii*) aangetroffen. Rupsen behoeven naast de waardplant voldoende mogelijkheden tot opwarmen (Bos *et al.*, 2006). Derhalve zullen alleen kruidenrijke en open zandige vlakken waar duinviooltjes voorkomen geschikt zijn als voortplantingshabitat. Deze combinatie is in zowel begraasde als onbegaasde terreindelen aangetroffen. De adulten hebben nectarbronnen ten behoeve van eiproductie en dispersie nodig. De kleine parelmoervlinder vertoont volgens Bos *et al.* (2006) een voorkeur voor Viooltjes, Slangekruid (*Echium vulgare*) en Koninginnekruid (*Eupatorium cannabinum*). In beide terreindelen zijn een of meer van deze genoemde soorten gevonden (zie tabel bijlage B).

Heivlinder

De rupsen leven van verschillende soorten grassen (Struisgras, (*Agrostis* spp.), Helm (*Ammophila arenaria*), Zwenkgras (*Festuca* spp), Buntgras (*Corynephorus canescens*)). Aan deze soorten is in dit onderzoek geen aandacht besteed, maar er mag worden aangenomen dat deze in zowel het begraasde als onbegaasde terreindeel in voldoende mate aanwezig zijn. Meer van belang is de oppervlakte aan geschikt habitat waarin deze grassen voorkomen: open schrale vegetatie met voldoende mate van kale bodem waarin adulten kunnen opwarmen. Ook hiervan zijn geen kwantitatieve gegevens verzameld.

Van de heivlinder zijn geen specifieke voorkeurs-bloemplanten bekend. Wel is bekend de ei-ontwikkeling gedurende het adulte stadium verloopt, voor deze rijping is energie en voeding nodig in de vorm van nectar of boomsappen. Binnen het habitat zijn nectarbronnen dus van belang. In zowel

het begraasde als onbegraasde onderzoeksvlak zijn in de vooraf geselecteerde bloemrijke en kruidenrijke ecotopen geen grote verschillen in bloemaanbod gevonden (zie paragraaf 3.1). In beide typen was het aanbod aan bloemplanten naar verwachting hoog genoeg.

3.3 Sprinkhanen

De aantallen waargenomen individuen zijn dermate laag (dichtheden zijn vaak gebaseerd op de waarneming een enkel individu), dat alleen de aanwezigheid van de soorten in het gehele onderzochte gebied in dit onderzoek is vast komen te staan. Het is aan de hand van deze data niet mogelijk om duidelijke voorkeuren of verspreidingspatronen van soorten binnen de terreinen te interpreteren. Wel kunnen de totale dichtheden van alle soorten tezamen en alle soorten afzonderlijk over de beide deelgebieden met elkaar worden vergeleken. In beide terreinen (begraasd-onbegraasd) zijn vergelijkbare dichtheden aan sprinkhanen aangetroffen (tabel 4). Tussen begraasde en onbegraasde terreindelen is alleen de Bruine sprinkhaan (*Chorthippus brunneus*) in duidelijk hogere dichtheden in het onbegraasde terreindeel aangetroffen. In het begraasde terreindeel is echter een hogere dichtheid van niet tot op soort gebrachte veldsprinkhanen waargenomen. Wanneer men aanneemt dat in ieder geval een deel van deze individuen tot deze soort hebben behoord zijn de dichtheden in begraasde en onbegraasde terreindelen ook voor deze soort vergelijkbaar met elkaar. Drie soorten hebben hun verspreidingszwaartepunt in Nederland in de duinen liggen; De Duinsabelsprinkhaan (*Platycleis albopunctata*), de Blauwvleugelsprinkhaan (*Oedipoda caerulescens*) en het Zanddoortje (*Tetrix ceperoi*). Ook de kustsprinkhaan (*Chorthippus albomarginatus*) kan gezien worden als een karakteristieke duinsoort, deze soort is echter ook in het binnenland op goed ontwikkelde heideterreinen vaak aan te treffen.

Soort	Begraasd					Onbegraasd					Totaal	
	B	K	R	S	Z	B	K	R	S	Z	B	O
Kustsprinkhaan <i>Chorthippus albomarginatus</i>	0,13	0,13			0,13	0,13	0,13				0,39	0,26
Bruine sprinkhaan <i>Chorthippus brunneus</i>	1,17	0,25	0,73	1,42	1,08	2,25	0,83	1,63	0,63	2,75	4,65	8,08
Snortikker <i>Chorthippus mollis</i>	0,42	0,42	0,73	0,33	0,17	0,38	0,42			0,50	2,07	1,29
Veldsprinkhaan nymf <i>Chorthippus nimf</i>			0,33		0,08						0,42	0
Veldsprinkhaan species <i>Chorthippus sp.</i>	0,83	0,50	0,80	0,17	0,25	0,13	0,25	0,13		0,13	2,55	0,63
Knopsrietje <i>Myrmeleotettix maculata</i>	0,08	0,50			0,17		0,17			0,13	0,75	0,29
Blauwvleugelsprinkhaan <i>Oedipoda caerulescens</i>				0,17	0,17				0,13		0,33	0,13
Duinsabelsprinkhaan <i>Platycleis albopunctata</i>	0,17			0,08					0,13	0,13	0,25	0,25
Zanddoortje <i>Tetrix ceperoi</i>							0,17				0	0,17
Grote groene sabelsprinkhaan <i>Tettigonia viridissima</i>									0,13		0	0,13
Totaal	2,80	1,80	2,60	2,17	2,05	2,75	1,96	1,88	1,00	3,63	11,4	11,2

Tabel 4. Dichtheden van de aangetroffen sprinkhaansoorten in de verschillende plots in het gebied.

3.4 Loopkevers

Gegevensanalyse

Van alle in de vangpotten aangetroffen loopkeversoorten is auto-ecologische informatie uit Turin et al. (1991) en Turin (2000) verzameld en gebruikt voor analyse. Hierbij is (met toestemming van de auteur) gebruik gemaakt van de dataset behorende bij Turin (2000); te weten de individuele scores van iedere bemonsterde soort bij de 33 onderscheiden terreintypen en de 7 bijbehorende oecologische hoofdgroepen (voor een overzicht van zowel terreintypen als de oecologische hoofdgroepen, zie tabel 5). De relatieve abundantiescores die Turin (2000) voor iedere soort bij ieder

terreintype heeft toegewezen, zijn gebruikt voor een analyse die gericht was op de ecologische karakterisatie van de bemonsterde loopkeverpopulatie. Hierbij zijn de relatieve abundantiescores uit Turin (2000) vermenigvuldigd met de bijbehorende dichtheid zoals de soort in de bemonstering aangetroffen is; en vervolgens gedeeld door het totaal aantal soorten in de serie.

$$\text{indval}_{(\text{turin terr-type})} = \frac{\sum(\text{soortscore } \%_{(\text{turin terr-type})} * \text{dichtheid}_{(\text{serie})})}{n \text{ soorten}_{(\text{serie})}}$$

De resulterende indicatorwaarde ($\text{indval}_{(\text{terreintype } x)}$) is gebruikt als een relatieve maat voor de gelijkenis van de loopkevergemeenschap met desbetreffend terreintype.

groep	typering	terreintype	
I	hoogvenen en heiden	1	hoogvenen
		2	heide met pijpenstrootje
		3	vochtige heide met dophei
		4	droge heide met struikhei
		5	droge heide met grassen
II	duinen en stuifzanden	6	vegetaties met buntgras
		7	zeeduinen, droog en open
		8	duingraslanden
		9	duinbossen
		10	duinstruwelen met duindoorn, kruipwilg of liguster
		11	schrale graslanden op zand
III	weinig bemeste cultuurlanden op zand	12	bemeste graslanden op zand
		13	akkers op zand
		14	braaklanden op zand
		15	naaldbossen, jong, open (plantages)
IV	bossen	16	naaldbossen, droog
		17	naaldbossen, oud, vochtig
		18	loofbos, eiken-berkenbossen
		19	loofbos, eiken-beukenbossen
		20	loofbos, eiken haagbeukenbossen
V	kalkgraslanden en beschaduwd vochtige terreinen	21	loofbos, vochtig, populier
		22	loofbos, vochtig-nat, wilgen en/of elzen
		23	struikvegetaties, vochtig, binnenland
		24	tuinen, parken, ruderaal-vochtig
		25	kalkgraslanden en dijkellingen
VI	rietlanden; jonge drooggevalen gronden	26	kruidenrijke graslanden, onbemest
		27	rietlanden, lauwersmeerpolder
		28	rietlanden, ijsselmeerpolders
		29	akkers, ijsselmeerpolders
		30	jonge, drooggevalen gronden, opgespoten land
VII	oevers; kwelders	31	zandbanken bij zout water, groene stranden
		32	oevers, binnenland
		33	kwelders, schorren

Tabel 5. Indeling van de 7 oecologische hoofdgroepen en de daarbij behorende 33 terreintypen volgens Turin et al. 1991; Turin, 2000.

Vangsten

In totaal zijn 41 soorten loopkevers in de potvallen aangetroffen (voor een volledig soortoverzicht per potvalserie zie bijlage D). De bemonsteringsintensiteit bleek hoog genoeg om redelijkerwijs aan te nemen dat het merendeel van de (in de bemonsteringsperiode) aanwezige loopkeverfauna bemonsterd is (figuur 4). Het aantal bemonsterde individuen in het onbegraasde deel van het onderzoeksgebied is hoger dan in het begraasde deel, dit verschil is echter niet significant. De soortenrijkdom in het begraasde onderzoeksdeel is iets hoger dan in het onbegraasde deel (zie tabel 6 alsmede figuur 4). Het onbegraasde deel van het onderzoeksvlak heeft een iets hogere diversiteit (diversiteitsindex $H = 1.51$ en 1.59 voor respectievelijk begraasd en onbegraasd). Deze verschillen zijn

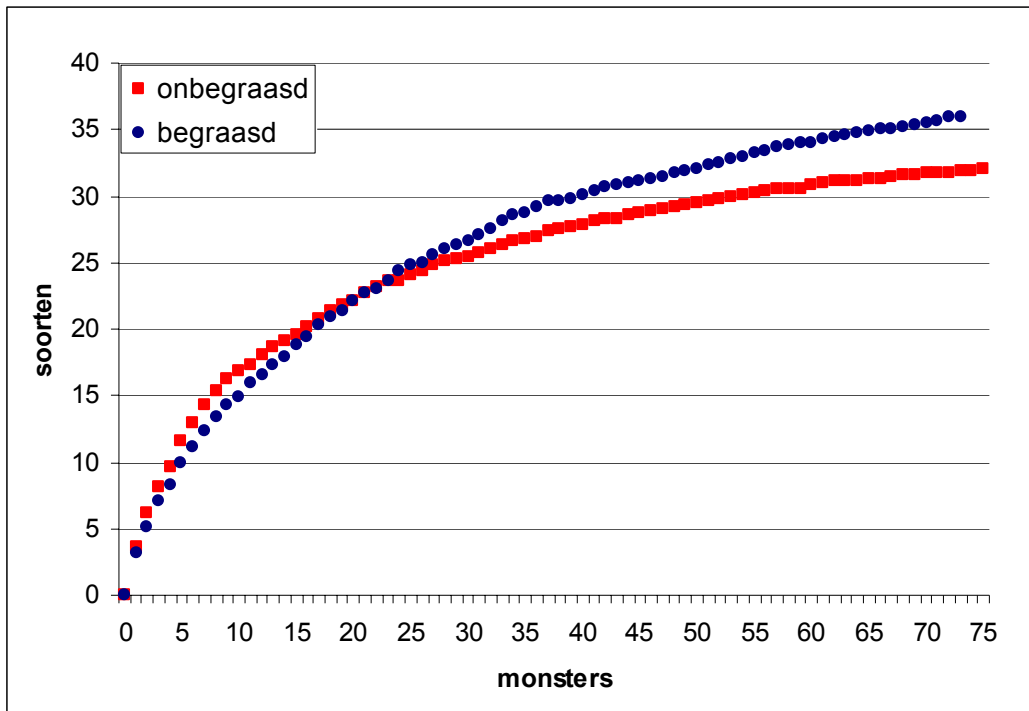
echter minimaal, waardoor gesteld mag worden dat beide deelgebieden in zowel dichtheid, soortenrijkdom als diversiteit goed met elkaar vergelijkbaar zijn.

		Soorten	Unieke soorten	Individueen	Gem. ind.	Shannon H
Kraansvlak	totaal	41	nvt	3513	20.68	1.59
	begraasd	36	9	1533	17.42	1.51
	onbegraasd	32	5	1980	24.19	1.59
Kruidenrijk***	totaal	23	3	1757	53.24^a	0.87
	begraasd	17	5	873	51.35	0.74
	onbegraasd	18	6	884	55.25	0.86
Bloemrijk	totaal	27	3	528	16.0 ^b	1.73
	begraasd*	20	7	147	8.65*	1.86
	onbegraasd*	20	7	381	23.81*	1.58
Struweel	totaal	25	1	392	7.67 ^b	1.82
	begraasd	22	8	173	5.12	1.75
	onbegraasd	17	3	219	10.375	1.72
Zandig	totaal	22	2	503	11.53 ^b	1.91
	begraasd	13	4	218	9.61	1.73
	onbegraasd	18	9	285	13.69	1.70
Ruigte	totaal	18	1	253	15.24 ^b	2.02
	begraasd	11	3	87	12.82	1.52
	onbegraasd	15	7	166	17.81	2.12

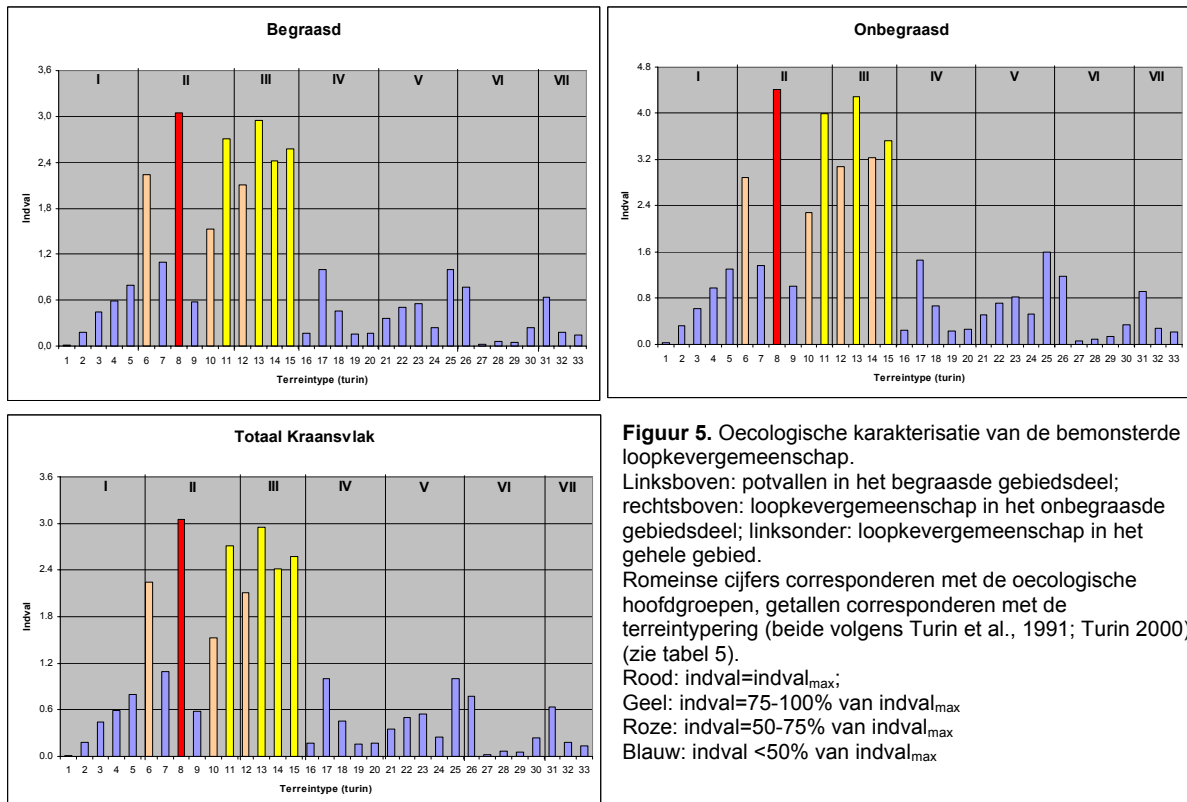
Tabel 6: Overzicht van de in het kraansvlak bemonsterde loopevers, onderverdeeld per in het veld onderscheiden ecotopen. Shannon H= Shannon's diversiteitsindex H. Vetgedrukte getallen geven significante verschillen aan. *** = $p < 0.001$; * = $p < 0.05$. letters achter getallen geven aan welke ecotopen onderling van elkaar verschillen (zelfde letter= geen verschil).

Binnen de verschillende ecotopen treden wel enkele duidelijk waarneembare verschillen op. De dichtheid in de kruidenrijke ecotopen was significant hoger. Deze hoge dichtheid was volledig toe te schrijven aan het dominante voorkomen van *Calathus fuscipes* in deze potvalseries. Dit is een algemene, eurytope soort met een lichte voorkeur voor zandige, droge cultuurlanden. Als gevolg van de zeer dominante positie die deze soort inneemt in dit type vegetatie is de diversiteit in deze series het laagst (diversiteits-index $H = 0.87$). Tussen de begraasde en niet begraasde series is geen verschil in dichtheid aangetoond. In beide deelgebieden was *C. fuscipes* de dominante soort; in de series in het onbegraasde deelgebied kwam daarnaast *Calathus melanocaphalus* co-dominant voor. Ook dit is een zeer algemene, eurytope soort.

Met name soorten die door Turin et al. (1991) en Turin (2000) als karakteristiek voor "duinen" en "vegetaties met buntgras" zijn aangemerkt zijn talrijk in de vangpotten aangetroffen. Uit de ecologische classificatieanalyse (figuur 5) komt dan ook duidelijk naar voren dat de bemonsterde loopkevergemeenschap in het Kraansvlak de meeste gelijkenis vertoont met die van duingraslanden (terreintype 8). Daarnaast is de gelijkenis bij alle terreintypen van oecologische groep III (weinig bemeste cultuurlanden op zand) hoog. Deze ecologische groep heeft in termen van soortensamenstelling de hoogste mate van verwantschap met oecologische groep II (duinen en stuifzanden) (Turin, 2000). Ook in abiotische terreinkarakteristieken zijn parallellen te trekken tussen beide oecologische hoofdgroepen; beide groepen worden gekenmerkt door zandige bodems die in meer of mindere mate aan storing (verstuiwing, omwerken van de bodem) onderhevig zijn. Naast dat dit een mogelijke stressfactor voor loopkevers oplevert heeft deze bodemverstoring waarschijnlijk ook een verrijkende invloed op de samenstelling van de loopkevergemeenschap. Als gevolg van de bodemverstorende invloed is de beschikbaarheid van voedingsstoffen vaak tijdelijk verhoogd als gevolg van een verhoogde mineralisatiesnelheid (in de cultuurlanden op zand uiteraard ook door (lichte) bemesting). In de kalkrijke duinen, met name in het zeedorpenlandschap, leidt verstoring van de bodem daarnaast tot een verhoging van de kalkbeschikbaarheid in de bodem. Dit heeft ook een positieve invloed op de mineralisatiesnelheid. Wanneer deze verrijking niet leidt tot een verarming van het soortenspectrum aan prooi-soorten (wat bij een lichte vorm van verstoring meestal niet optreedt) heeft dit als gevolg dat het draagvlak voor predatore soorten verhoogd is en deze systemen bijgevolg een hoger aantal soorten kunnen herbergen.



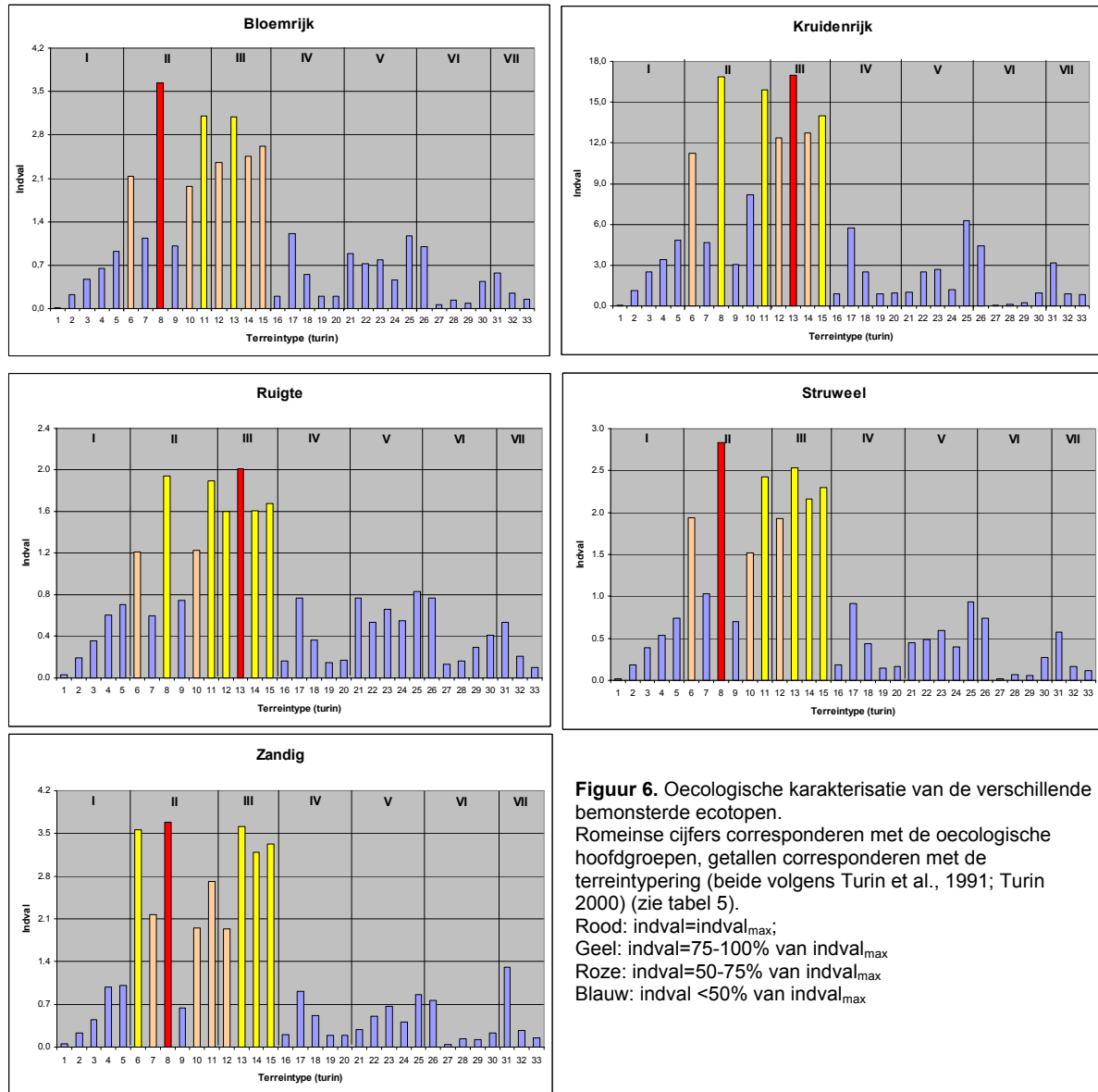
Figuur 4: Cumulatieve soortenrijkdom-curves van beide deelgebieden in het Kraansvlak. Beide curves verlopen uiteindelijk nagenoeg vlak, een sterke indicatie dat het merendeel van de aanwezige loopkeversoorten in de bemonstering zijn aangetroffen. Uit deze grafiek is ook af te leiden dat het begraasde gebiedsdeel iets soortenrijker is dan het onbegraasde deel; dit verschil is echter klein (~5 soorten).



Figuur 5. Oecologische karakterisatie van de bemonsterde loopkevergemeenschap.
 Linksboven: potvallen in het begraasde gebiedsdeel;
 rechtsboven: loopkevergemeenschap in het onbegraasde gebiedsdeel; linksonder: loopkevergemeenschap in het gehele gebied.
 Romeinse cijfers corresponderen met de oecologische hoofdgroepen, getallen corresponderen met de terreintypering (beide volgens Turin et al., 1991; Turin 2000) (zie tabel 5).
 Rood: $indval = indval_{max}$;
 Geel: $indval = 75-100\%$ van $indval_{max}$
 Roze: $indval = 50-75\%$ van $indval_{max}$
 Blauw: $indval < 50\%$ van $indval_{max}$

Vergelijking begraasd en onbegraasd

Uit figuur 5 blijkt daarnaast dat er nauwelijks verschillen zijn in de opbouw van de loopkevergemeenschap tussen de potvalseries in de begraasde en de onbegraasde terreindelen. Het enige verschil tussen beide ecologische classificatieschema's is de hoogte die de indicatorwaarden behalen. De hoogte van deze waarde zegt alleen iets over de dichtheden waarin de soorten aangetroffen zijn; het patroon is in beide schema's nagenoeg hetzelfde. In beide schema's worden voor terreintypen behorende tot oecologische groep II en III de hoogste waarden behaald, met in beide onderzoeksgebieden de hoogste waarde voor "duingraslanden" (type 8), "akkers op zand" (type 13) en "schrale graslanden op zand" (type 11).



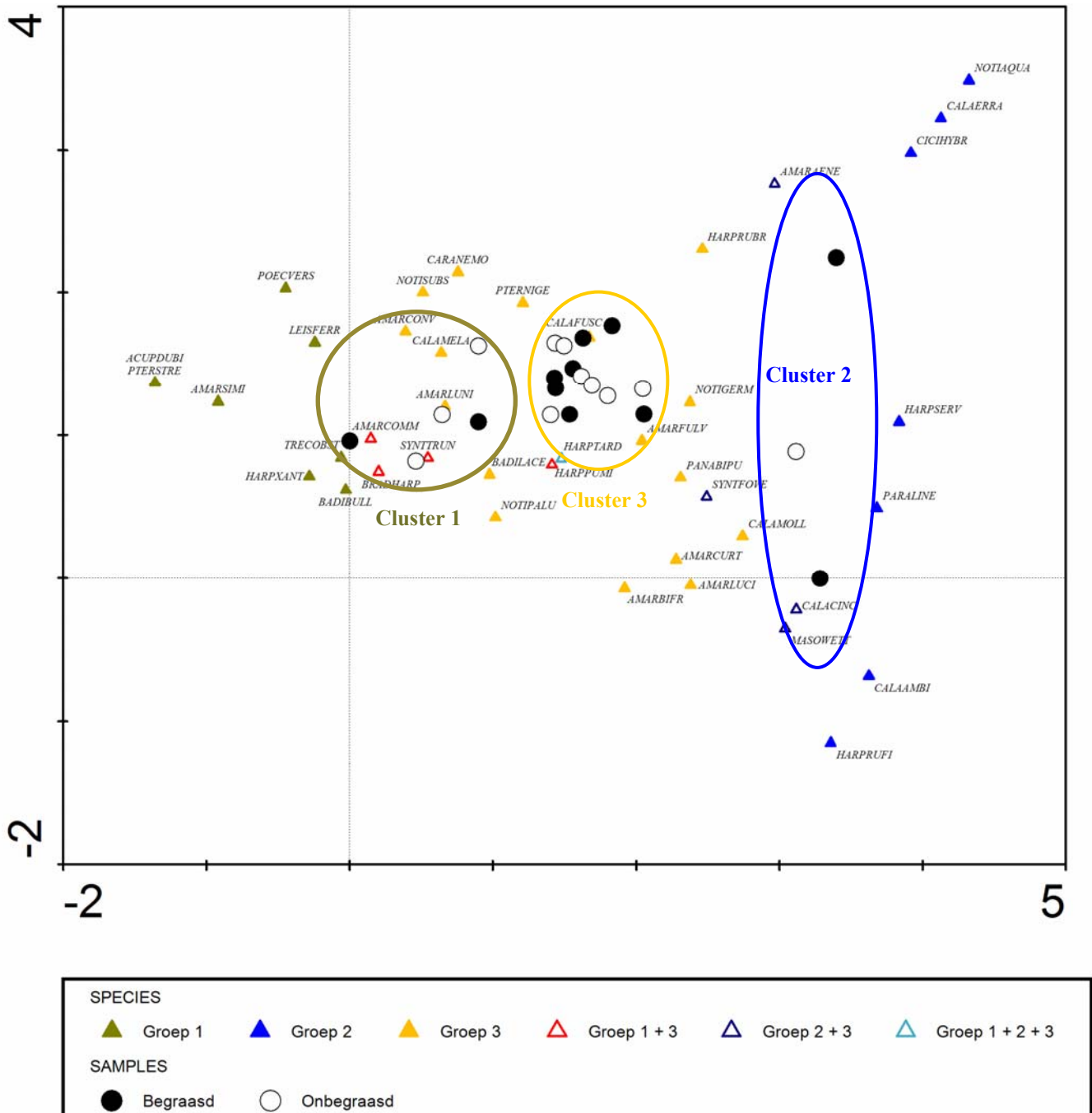
Interne variatie

Binnen de verschillende vooraf onderscheiden ecotopen zijn wel verschillen in dichtheden en samenstelling gevonden (figuur 6). Zoals eerder vermeld was de activiteit in de kruidenrijke delen significant hoger dan in de andere bemonsterde typen. Ook de samenstelling van de loopkevergemeenschap verschilde tussen de terreintypen, al was dit verschil doorgaans klein. Alle terreintypen leken het meest op Groep II en III: “duinen” en “weinig bemeste cultuurlanden op zand”. Hierbinnen zijn verschillen gevonden tussen de vegetatietypen: de kruidenrijke vegetatie, alsmede de ruigtevegetatie leken het meeste op het turin-terreintype “akkers op zand” (type 13), de overige leken het meest op duingraslanden (type 8). In alle bemonsterde vegetaties waren soorten van het type “schrале graslanden op zand” (type 11) in hoge mate aanwezig. Als enige vegetatie had het open zandige type in loopkeversamenstelling een hoge mate van overeenkomst met vegetaties met buntgras (type 6). Ook is opvallend dat de ruigtevegetaties en bloemrijke vegetaties hogere indicatorwaarden voor terreintypen van oecologische groep V hebben; dit zijn allen bostypen en herbergen onder andere meer schaduwminnende soorten. De genoemde verschillen tussen de vooraf geselecteerde ecotopen zijn overal echter klein te noemen en geven weinig concrete aanwijzingen over eventuele aantastingen van de loopkevergemeenschap in bijvoorbeeld de verruigde delen.

Verschillen op basis van correspondentieanalyse

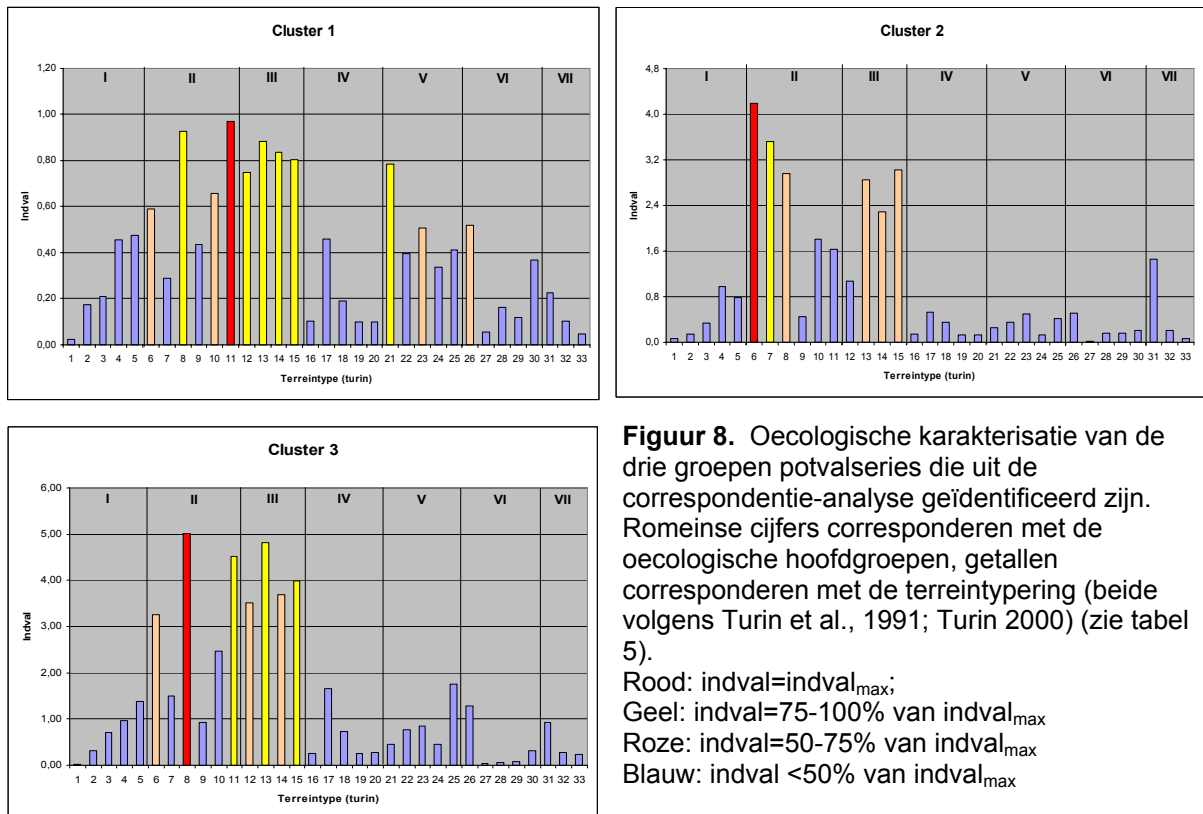
Om de maximale verschillen in opbouw van de loopkevergemeenschap aan te duiden is tenslotte een correspondentieanalyse uitgevoerd. Deze methode levert een ordinatiediagram op waarin men ruimtelijk een scheiding aan kan brengen tussen alle monsters tezamen, op basis van hun soortensamenstelling. De meest in loopkeversamenstelling overeenkomende monsters (in het ordinatiediagram (figuur 7) als clusters omcirkeld) zijn vervolgens samen genomen voor het maken van eenzelfde classificatieschema zoals hierboven besproken is. Deze clustering wordt door deze methode puur op basis van (dis)similariteit van loopkeversamenstelling uitgevoerd. Dit heeft als voordeel dat op een objectieve wijze een analyse van de verschillen in loopkeversamenstelling gemaakt wordt. Van de clusters kan vervolgens worden nagegaan uit welke bemonsterde ecotopen deze bestaan, derhalve: welke ecotopen voor loopkevers vergelijkbare habitats zijn en welke typen duidelijk verschillen, vanuit de ecologie van loopkevers. Van deze ordinarie is daarnaast een tabel samengesteld waarin de soorten op basis van hun dominantie van voorkomen binnen de onderscheiden clusters gerangschikt zijn (tabel 7). Uit deze analyse zijn drie clusters van monsterpunten af te leiden. Cluster 1 bestaat uit 3 (van totaal 4) monsterpunten behorende tot de ruigtevegetatie, een monsterpunt in struweelvegetatie en een bloemrijke vegetatie (B2). De plot in bloemrijke vegetatie onderscheidde zich van de andere bloemrijke plots doordat deze in een vochtige vallei gelegen was (zie foto 1 bijlage A) Cluster 2 bestaat uit drie (van in totaal 4) zandige ecotopen. Alle overige monsterpunten lijken in loopkeversamenstelling sterk op elkaar en worden in deze analyse tezamen tot cluster 3 gerekend. Er is geen scheiding tussen vangstseries in de begraasde (gevulde cirkels) en onbegraasde (open cirkels) delen van het terrein (zie figuur 7) opgetreden, beide typen monsterpunten liggen in het diagram homogeen verspreid. De soorten die dominant in de monsters van Cluster 1 zijn aangetroffen vertolken allesbehalve een enkele oecologische groep waarin zij hun verspreidingszwaartepunt hebben. *Harpalus xanthopus*, *Amara similata* en *Acupalpus dubius* zijn tamelijk stenotope soorten van respectievelijk duinen, rietland en “heiden en hoogvenen”. De overige soorten zijn eurytope soorten van ruderales, min of meer open terreinen, heiden, ruderales beschaduwde terreinen, natte bossen en duinen. De soort die in de hoogste dichtheden in deze serie werd gevonden is *Trechus obtusus*; een eurytope soort met haar zwaartepunt in allerlei ruderales terreinen, voornamelijk in redelijk vochtige, liefst beschaduwde biotopen. In Cluster 2 zijn voornamelijk soorten van duinen en vegetaties met buntgras aangetroffen; 3 van de 7 dominant in deze serie voorkomende soorten zijn in meer of mindere mate stenotope soorten van duinen, 2 zijn eurytope soorten met hun zwaartepunt in duinbiotopen; de overige 2 soorten zijn eurytope soorten met hun zwaartepunt in heiden en/of ruderales terreinen. *Calathus ambiguus* is de dominante soort in deze vangstseries. Deze soort wordt door Turin (2000) aangemerkt als zeer waarschijnlijk bedreigd. Deze soort is sterk afhankelijk van schrale, zandige, schaars begroeide vegetaties. *Calathus erratus* is een eurytope soort die vaak samen met *C. ambiguus* en *Harpalus servus* aangetroffen wordt. Dit is een eurytope soort en wordt voornamelijk in droge en schrale terreinen aangetroffen. *Harpalus servus* is tenslotte in Nederland sterk gebonden aan de kustduinen en de binnenlandse stuifzandgebieden. Hier wordt ze vooral gevonden in jonge, zeer zandige biotopen. Cluster 3 tenslotte wordt hoofdzakelijk door duinkarakteristieke soorten gedefinieerd. De algemeenste soorten binnen dit cluster zijn eurytope soorten die hun ecologische verspreidingszwaartepunt in duinen of heidebiotopen innemen, zoals *Calathus fuscipes* (in deze serie zeer dominant), *Amara convexior* en *C. melanocephalus*. *Amara curta* en *Amara lucida* zijn beide karakteristieke soorten voor open, droge en spaarzaam begroeide

zandige terreinen. *A. curta* is volgens Turin (2000) een goede kwaliteitsindicator voor arme open graslandterreinen; *A. lucida* wordt gezien als een bedreigde soort en een goede indicator van natuurlijke levende duinen en stuifzanden. *A. curta* is in lagere dichtheden ook redelijk vertegenwoordigd in cluster 2, incidenteel is ze ook in de vangpotten behorende tot cluster 1 aangetroffen. *A. lucida* is slechts incidenteel in de vangpotten van cluster 2 aangetroffen.



Figuur 7. DCA-ordinatieplot van de potvalseries in relatie tot de gevangen loopkeversoorten. Van de potvalseries kunnen drie afzonderlijke clusters onderscheiden worden. Cluster 1 bestaat uit potvalseries in de ruigte en struweelvegetaties alsmede een serie in een bloemrijk vegetatietype. Cluster 2 bestaat uit 3 van de 4 bemonsterde open zandige biotopen. Alle overige potvalseries vormen samen cluster 3. De soorten zijn in groepen opgedeeld op basis van hun (dominante) verspreiding binnen deze clusters.

Uit de Oecologische karakteristatieschema's van de drie clusters (figuur 8) komen de verschillen in de samenstelling van de loopkevergemeenschappen tussen de clusters onderling sterk naar voren. Cluster 3, welke de meeste vangstseries bevat, komt sterk in samenstelling overeen met de eerder gevonden karakterisering van de gehele gemeenschap (figuur 5). De samenstelling van de loopkevergemeenschap van cluster 1 vertoont geen duidelijke overeenkomst met een of enkele oecologische groepen of terreintypen. De hoogste indicatorwaarden worden wel behaald bij de terreintypen behorende tot oecologische groep II (duinen) en III (cultuurlanden op zand); echter ook terreintypen behorende tot oecologische groep V (beschaduwde vochtige terreinen) behalen hoge indicatorwaarden. Cluster 2 laat een tegenovergesteld beeld zien: de loopkevergemeenschap van deze bemonsteringslocaties wordt gedomineerd door soorten van droge open terreinen. De hoogste indicatorwaarden worden behaald bij vegetaties met buntgras (type 6) en zeeduinen (type 7).



	Cluster 1	Oec	Cluster 2	Oec	Cluster 3	Oec
Dominante soorten	<i>Trechus obtusus</i>	EU (F)	<i>Calathus ambiguus</i>	B1	<i>Calathus fuscipes</i>	EU (B)
	<i>Poecilus versicolor</i>	EU (A)	<i>Calathus erratus</i>	EU (B)	<i>Calathus melanocephalus</i>	EU (A)
	<i>Harpalus xanthopus</i>	B1	<i>Harpalus servus</i>	B1	<i>Amara curta</i>	B1
	<i>Amara similata</i>	H1	<i>Cicindela hybrida</i>	B1	<i>Amara convexior</i>	EU (B)
	<i>Pterostichus strenuus</i>	EU (G)	<i>Paradromius linearis</i>	EU (B)	<i>Amara bifrons</i>	F1
	<i>Badister bullatus</i>	EU (E)	<i>Notiophilus aquaticus</i>	EU (A)	<i>Harpalus rubripes</i>	D1
	<i>Acupalpus dubius</i>	A1	<i>Pseudoophonus rufipes</i>	EU (E)	<i>Amara lucida</i>	B1
	<i>Leistus ferrugineus</i>	EU (B)			<i>Panageus bipustulatus</i>	B1
					<i>Amara lunicollis</i>	EU (A)
					<i>Notiophilus germinyi</i>	B1
					<i>Amara fulva</i>	C1
					<i>Badister lacertosus</i>	EU(E)
					<i>Calathus mollis</i>	C1
					<i>Carabus nemoralis</i>	EU(D)
					<i>Notiophilus palustris</i>	EU(D)
					<i>Notiophilus substriatus</i>	B1
				<i>Pterostichus niger</i>	EU (G)	
Gemeenschappelijke soorten	<i>Calathus fuscipes</i>	EU (B)	<i>Calathus fuscipes</i>	EU (B)	<i>Trechus obtusus</i>	EU (F)
	<i>Calathus melanocephalus</i>	EU (A)	<i>Calathus cinctus</i>	B2	<i>Calathus ambiguus</i>	B1
	<i>Syntomus truncatellus</i>	EU (B)	<i>Amara curta</i>	B1	<i>Calathus cinctus</i>	B2
	<i>Harpalus tardus</i>	EU (B)	<i>Harpalus tardus</i>	EU (B)	<i>Harpalus tardus</i>	EU (B)
	<i>Amara convexior</i>	EU (B)	<i>Amara bifrons</i>	F1	<i>Syntomus truncatellus</i>	EU (B)
	<i>Amara curta</i>	B1	<i>Syntomus foveatus</i>	EU (B)	<i>Harpalus pumilus</i>	B1
	<i>Harpalus pumilus</i>	B1	<i>Amara aenea</i>	EU (C)	<i>Syntomus foveatus</i>	EU (B)
	<i>Amara communis</i>	EU (G)	<i>Amara lucida</i>	B1	<i>Harpalus servus</i>	B1
	<i>Harpalus rubripes</i>	D1	<i>Harpalus pumilus</i>	B1	<i>Calathus erratus</i>	EU (B)
	<i>Bradycellus harpalinus</i>	EU (A)	<i>Masoreus wetterhallii</i>	B1	<i>Amara communis</i>	EU (G)
	<i>Harpalus servus</i>	B1	<i>Panageus bipustulatus</i>	B1	<i>Amara aenea</i>	EU (C)
	<i>Syntomus foveatus</i>	EU (B)			<i>Harpalus xanthopus</i>	B1
					<i>Masoreus wetterhallii</i>	B1
					<i>Badister bullatus</i>	EU (E)
					<i>Bradycellus harpalinus</i>	EU (A)
					<i>Cicindela hybrida</i>	B1
				<i>Leistus ferrugineus</i>	EU (B)	
				<i>Paradromius linearis</i>	EU (B)	
				<i>Pseudoophonus rufipes</i>	EU (E)	

Tabel 7. Op basis van dominantie geordende soortenlijst behorende bij de drie onderscheiden clusters in het ordinatieschema (figuur 7). Dominante soorten zijn onderscheiden doordat ze hun zwaartepunt duidelijk in het desbetreffende cluster hebben, gemeenschappelijke soorten komen in meerdere clusters in vergelijkbare dichtheden voor, of nemen in het desbetreffende cluster slechts een marginale positie in. Oec= oecologische soortgroep volgens Turin (2000):

A1 = soorten van heiden en hoogvenen

B1 = soorten van duinen en vegetaties met buntgras

B2 = soorten van extensieve bewerkte cultuurlanden

C1 = soorten van zeer open zandige gronden

D1 = soorten van xerotherme terreinen (kalk)

D2 = soorten van kalkgraslanden en bossen

D3 = soorten van bossen

E1 = soorten van ruderaal terreinen en natte bossen

F1 = soorten van ruderaal, min of meer open terreinen

F2 = soorten van vochtige, beschaduwde terreinen

G1-G4 = soorten van ruderaal, min of meer beschaduwde terreinen

H1-H2 = soorten Vn rietland, polders en jonge terreinen

H3-H4 = soorten van oevers en/of kwelders

EU(X)=eurytope soorten met meeste gelijkenis met ecologische groep X.

4 Discussie

4.1 Bloembezoekers

De plots in het begrazingsvlak en het controlegebied zijn in de beginsituatie onderling niet sterk verschillend van elkaar wat betreft hun bloemaanbod dan wel de soortsaanstelling van de aangetroffen bloembezoekers. Er mag aangenomen worden dat beide gebieden ten tijde van de inzet van begrazing dezelfde habitatkwaliteit bezaten en dat bij een eventuele vaststelling van grote verschillen in habitatkwaliteit (in termen van bloemaanbod) in de toekomst, deze als het effect van de inzet (of juist afwezigheid) van begrazing geïnterpreteerd mogen worden.

Ook is duidelijk naar voren gekomen dat tussen de verschillende ecotopen er grote verschillen bestaan in bloemaanbod, in zowel absolute aantallen bloemen, aantal soorten en soortopbouw. Ruigte en struweel hadden de laagste kwaliteit in bloemaanbod. De ruigtevegetaties hebben de laagste dichtheid en soortenrijkdom aan bloemplanten. De struweelvegetatie verschilt in kwantitatief opzicht weinig van de zandige en kruidenrijke ecotopen, maar wanneer gekeken wordt naar de precieze soortsaanstelling van de verschillende plots, blijken de struweelplots slechts weinig voor bloembezoekers interessante bloemplanten te herbergen.

Het is gezien de onvolledigheid van de telling van bloembezoekende ongewervelden weinig zinvol om harde conclusies te trekken over directe relaties tussen de kwaliteit van de onderzochte plots en het al dan niet voorkomen van karakteristieke bloembezoekende soorten. De in dit onderzoek waargenomen soorten bleken nagenoeg allemaal vrij algemene, polylectische soorten. De meeste aangetroffen soorten zijn weinig kritisch in hun voedselkeuze en zijn bovendien vrij algemeen tot zeer algemeen. Deze soorten zullen, door hun hoge aantallen ook bij een onvolledige bemonstering het makkelijkst aangetroffen worden. Dit zegt echter weinig van de volledige bloembezoekende faunagemeenschap die in het Kraansvlak aanwezig is, aangezien de meer kritische soorten vaak minder algemeen voorkomen en in deze bemonstering waarschijnlijk over het hoofd gezien zijn.

De belangrijkste conclusie kan getrokken worden uit de vrij sterke relatie tussen bloem-aanbod en bloembezoekers. Zowel aantallen als soortenrijkdom van bloembezoekers is positief gecorreleerd met de soortenrijkdom van bloemplanten. Een eventuele toename van ruigte- en struweelvegetatie en daarmee samenhangende afname in soortenrijkdom van bloemplanten zal daarom naar verwachting een negatief effect uitoefenen op de populaties van bloembezoekende ongewervelde fauna. Wanneer begrazing een remmend effect blijkt te hebben op de uitbreiding van vergraste en/of verstruweelde vegetatie zal dit een positief effect hebben op de populatie bloembezoekende faunasoorten.

4.2 Vlinders

De bemonsteringsmethode zoals deze in dit onderzoek gebruikt is, bleek slecht geschikt te zijn om kwantitatieve gegevens te verkrijgen over de vlindergemeenschap in het Kraansvlak. De waarnemingen zijn incidenteel en leveren in feite alleen (onvolledige) kennis op over de aanwezigheid van soorten. Aan de hand van dit onderzoek kunnen om deze redenen nog geen directe uitspraken gedaan worden over de invloed van begrazing op duinkarakteristieke vlindersoorten. Van de aangetroffen karakteristieke vlindersoorten, Heivlinder en Kleine parelmoervlinder, mag aangenomen worden dat in zowel het begraasde als onbegraasde deel er op het moment van onderzoek er nog geschikt biotoop aanwezig was. Dit geldt ook voor de soorten die niet zijn aangetroffen, maar waarvan bekend is dat deze tot op heden populaties in of in de nabijheid van het Kraansvlak voor komen; onder andere de Aardbeivlinder (*Pyrgus malvae*) en de Duinparelmoervlinder (*Argynnis niobe*). De Grote parelmoervlinder (*Argynnis aglaja*) is in de vorige eeuw verdwenen uit het Kraansvlak. Ondanks dat zij in de bemonstering niet aangetroffen zijn is het toch mogelijk en ons inszien wenselijk om aan de hand van uit de literatuur bekende gegevens verklaringen te geven over de mechanismen van achteruitgang en met gebruik van deze kennis een aantal voorspellingen te doen over het verwachte effect van extensieve begrazing op de populaties van deze soorten.

De twee bedreigde parelmoervlindersoorten (Grote en Duinparelmoervlinder) in de duinen lijken in ecologie sterk op elkaar. Zo leven de vlinders in de duinen deels van dezelfde soort waardplant en komen derhalve in (ogenschijnlijk) dezelfde graslandtypen voor. Beide vlindersoorten hebben een hoge nectarbehoefte voor zowel hun ei-productie (beide soorten hebben nog geen ontwikkelde eieren bij verlaten van de pop) als dispersie. Toch zijn er sterke verschillen in de verspreiding en mate van achteruitgang tussen deze twee soorten. Deze verschillen hangen waarschijnlijk samen met kleine verschillen in levensstrategie tussen deze twee soorten. De Grote parelmoervlinder is overal in Nederland, maar met name in het kalkrijke duindistrict sterk achteruitgegaan (Bos et al., 2006). Dit kan verklaard worden door enerzijds de sterke afname van het meest geschikte voortplantingshabitat: gematigd xerotherm open duingrasland met een hoge dichtheid van hondsviooltje en/of duinviooltje.

Wallis de Vries en Rossenaar (2000) berekenden een minimale dichtheid van resp. 0,5 en 3 honds/duinviooltjes per m². De soort overwintert als nuchtere rups, een synchronisatiemechanisme met de groeicyclus van de waardplant. Jonge rupsen kunnen alleen van groeipunten leven, volwassen blad kunnen deze stadia nog niet effectief verteren. Dit maakt dat het tijdsraam voor de start van de groeiperiode relatief krap is en obligaat in het voorjaarsseizoen moet liggen. Als aanpassing op de onvoorspelbaarheid van het biotoop in termen van het tijdstip van viooltjesgroei, vertoont deze soort een spreiding in het beëindigen van de winterrust-periode; waardoor extreme stochastische effecten als gevolg van een mogelijk laag voedselaanbod worden getemperd (het verlies is bij spreiding immers beperkt). Hier staat tegenover dat de soort hierdoor meer gevoelig voor al te extreme temperatuur- en luchtvochtigheidschommelingen in najaar, winter en vroeg voorjaar is; al is de fysiologie van de rupsen wel aangepast aan een extreem microklimaat. Fysiologisch gezien is het ei-stadium waarschijnlijk veel gemakkelijker stabiel te houden dan het rupsstadium; infecties treden gemakkelijker op in het rupsstadium dan in het ei-stadium. Hoge mortaliteit tijdens de overwintering zal dan ook niet zozeer optreden als gevolg van extreme koude, maar eerder als gevolg van extreem hoge temperaturen en luchtvochtigheidsgraad ten tijde van de winterrustperiode, aangezien deze situaties kunnen leiden tot een hoger infectierisico door pathogene schimmels. Een dergelijke hypothese is tot op heden echter nog niet getoetst maar verdient zeker aandacht.

De Duinparelmoervlinder is, eerdergenoemde hypothese volgend, beter aangepast aan extreme schommelingen in het microklimaat, aangezien deze soort als ei overwintert. De soort is wat afhankelijker van een voorspelbare groeiperiode van de waardplanten. De ontwikkelingstijd van de rups is met 54 dagen gemiddeld 4 dagen langer dan bij de Grote parelmoervlinder (Bink, 1992). Er zijn geen bijsturingmechanismen bekend bij deze soort; eieren komen tegelijkertijd tot ontwikkeling. Hierdoor bestaat een kleine kans dat een groot deel van de eipopulatie te laat (of te vroeg) uitkomt en te weinig voedsel kan opnemen. Stochastische effecten van jaarlijkse klimaatschommelingen en/of een periode van slechte voorjaarsgroei van de waardplanten zullen derhalve meer van invloed zijn op de populatie Duinparelmoervlinders dan op de populaties Grote parelmoervlinders.

De Kleine parelmoervlinder tenslotte vertoont in de duinen de minst sterke negatieve trend. Deze soort heeft meerdere generaties per jaar en vertoont extreem zwerfgedrag; beide kenmerken zijn relatief gunstig voor de overleving van populaties van deze soort. Lokaal uitgestorven populaties kunnen door hervestiging weer snel bevolkt raken, waardoor negatieve effecten van isolatie van populaties minder snel optreden. Het hebben van meerdere generaties per seizoen heeft als voordeel dat de populatiegrootte in mindere mate gevoelig is voor het optreden van incidentele stressfactoren. Een slechte overleving van overwinterende rupsen bijvoorbeeld als gevolg van een zeer koud en nat voorjaar, resulterend in een lage dichtheid van adulten kan in hetzelfde seizoen weer op het oude niveau gebracht worden door de rupsengeneraties die niet hoeven te overwinteren.

Vaak wordt aangenomen dat een afname van voedsel voor de adulten als gevolg van het verdwijnen van plaatsen met een hoge dichtheid aan nectarplanten een belangrijk knelpunt is voor de overleving van populaties van deze soorten. Wallis de Vries & Rossenaar (2000) vinden bijvoorbeeld een vrij sterke positieve correlatie tussen de kans op aanwezigheid van adulte Grote parelmoervlinders op Texel en het oppervlak aan natte duinvalleien in de omgeving. Het verdwijnen van natte duinvalleien in de vastelandsduinen van Noord-Holland als gevolg van verdroging zou een goede verklaring kunnen zijn voor het verdwijnen van deze soort. Toch zijn bij deze redenatie een aantal kanttekeningen te plaatsen. De Duinparelmoervlinder heeft zoals eerder aangegeven eveneens een hoge nectarbehoefte. Wanneer het verdwijnen van het nectaraanbod het belangrijkste knelpunt is, zou deze soort parallel met de Grote parelmoervlinder uit de vastelandsduinen moeten zijn verdwenen. Toch heeft deze soort zich beter weten te handhaven in het Noord-Hollandse vastelandsduingebied. Hetzelfde geldt nog sterker voor de Kleine parelmoervlinder, welke een nog sterker zwerfgedrag vertoont dan eerstgenoemde twee. Bovendien is het renodunale deel van de vastelandsduinen in vergelijking met het kalkarmere waddendistrict in algemeenheid juist rijker aan nectarplanten in de vorm van ruigtekruiden. De duinen van het zeedorpenlandschap zijn bijvoorbeeld vele male bloemrijker dan die van de waddeneilanden. Hoge dichtheden van de voorkeursplanten van de Grote parelmoervlinder zijn ook buiten vochtige duinvalleien te vinden, zoals akkerdistels (*Cirsium arvense*) in ligusterstruweel dat in degeneratieve fase verkeert. De gebondenheid van Grote parelmoervlinders met duinvalleien op Texel zou dus wel eens een plaatsgebonden effect kunnen zijn.

Er bestaat een positieve wisselwerking tussen hoge mobiliteit en mate van bloembezoek. Door de grote actieradius van de soorten zijn zij beter in staat om lokaal voorkomende hoge dichtheden van hoog kwalitatieve nectarplanten te bereiken, welke derhalve ook op grotere afstand van het voortplantingshabitat voor kunnen komen. Voor vlinders zijn dit nectarplanten met hogere gehalten aan aminozuren in de nectar (Baker & Baker, 1986). De energie uit deze nectar de vorm van suikers kan aangewend worden voor het vliegen en de eirijping, de aanvullende voeding in de vorm van

aminozuren levert bouwstoffen voor een optimale eiproductie (Mevi-Schütz & Erhard, 2005). Het zwerfende gedrag van adulte Grote parelmoervlinders kan dus gezien worden als een aanpassing van vlinders om een schaarste van hoogwaardige voedselbronnen voor de adulten in de nabijheid van het larvale leefgebied te tolereren. Het afnemen van de dichtheid aan nectarplanten zal eerder problemen opleveren bij (nectarbehoevende) soorten die een beperkte actieradius (zoals de Aardbeivlinder) hebben dan voor nectarbehoevende soorten met een grote actieradius. Als belangrijkste nadeel van het hebben van een hoge mobiliteit noemen Wallis de Vries en Rossenaar (2000) dan ook dat de dichtheden van de Grote parelmoervlinder dermate laag zijn dat soortgenoten elkaar door deze hoge dispersiegraad elkaar niet meer kunnen vinden. Nectarconcentraties in de buurt van geschikt larvaal habitat dienen in dit scenario als “vlinderontmoetingsplaatsen”. Hiermee is de oorzaak van deze lage dichtheden van de soort echter allerminst verklaard.

De Grote parelmoervlinder heeft in de kalkrijke duinen als primaire habitat het Taraxaco-Galietum en Tortulo-Koelerion. In beide gevallen is een hoge dichtheid aan viooltjes een eerste vereiste. In de duinen zijn juist deze graslandtypen het sterkst achteruitgegaan als gevolg van vergrassing (Wallis de Vries, 2004b) waardoor de dichtheid van de waardplanten afneemt en deze biotopen mogelijk een te continue vochtuithouding in de winterperiode hebben. Schimmelinfecties kunnen hierdoor makkelijker optreden, wat mogelijk heeft geresulteerd in de negatieve populatietrend. De Duinparelmoervlinder kan, als gevolg haar minder gevoelige overwinteringswijze, in de meer extremere open duingraslanden haar levenscyclus voltooien; voor deze soort zijn zeer open viooltjesrijke graslanden behorende tot het Phleo-Tortuletum ook geschikte habitats. Deze zeer droge en warme graslanden (mosduin) zijn minder gevoelig voor duinriet-vergrassing, bovendien zijn pionierssituaties die lokaal kunnen ontstaan als gevolg van wind- of betredingsdynamiek direct geschikt als habitat voor de Duinparelmoervlinder, maar niet voor de Grote parelmoervlinder. In de duinen is deze soort daardoor minder sterk achteruitgegaan dan de Grote parelmoervlinder. Voor de Kleine parelmoervlinder geldt tenslotte dat deze in beide graslandbiotopen voor kan komen, als gevolg van de hogere mobiliteit van de soort hoeft het minimaal vereiste oppervlak van dergelijke habitats minder groot te zijn dan bij de andere duinkarakteristieke parelmoervlinders; daarbij is de kwaliteit van het habitat van minder zwaar belang voor het duurzaam voorkomen van deze soort in het duingebied. Parallel aan de aantasting van het larvale overwinteringsbiotoop speelt de afname van bloemrijke vegetaties die als voedselbiotoop voor de adulten van belang zijn. Het is onduidelijk in hoeverre voedseltekorten optreden bij adulte vlinders in de duinen. Vergrassing en verruiging hebben ongetwijfeld bijgedragen aan de achteruitgang van bloemrijke habitats; toch zijn ook nu nog de kalkrijke duinen relatief gezien bloemrijk, zeker als men de binnenlandse (voormalige) habitats in ogenschouw neemt (welke van nature al minder bloemrijkdom herbergden). Om deze redenen wordt ingeschat dat voor deze (relatief mobiele) soorten de afname van bloemrijkdom op zijn hoogst negatieve effecten heeft gehad op plaatsen waar de larvale habitats ook onder zware druk zijn komen te staan. Wanneer begrazing leidt tot het omvormen van duinriet-vergraste vegetatie naar opener, kortgraziger grasland van het duinpaardebloem type, dan zal dit naar verwachting een positief effect hebben op zowel de microklimatologische omstandigheden als op de dichtheid van waardplanten. Hiervan kunnen zowel de Duinparelmoervlinder als de Kleine parelmoervlinder profiteren. bovendien schept het geschikt toekomstig leefgebied voor de Grote parelmoervlinder. Opentrappen van de vegetatie kan bovendien bijdragen aan het vormen van nieuwe pionierssituaties met hoge dichtheden aan Duinviooltjes, welke voor Duin- en Kleine parelmoervlinder ook geschikt zijn als voortplantingshabitat (Wallis de Vries, 2004b).

De Aardbeivlinder is in de laatste jaren in de Kennemerduinen het sterkst achteruitgegaan. Deze soort gaat landelijk gezien alleen in de duinen sterk in dichtheden achteruit, in het binnenland is zij redelijk stabiel (Bos *et al.*, 2006, Wallis de Vries, 2004a). In de duinen heeft de Aardbeivlinder een andere waardplant dan in het binnenland gebruikelijk is; namelijk Dauwbraam (*Rubus caesius*) in plaats van Tormentil (*Potentilla erecta*). De achteruitgang van deze soort in de duinen wordt vaak geweten aan het verdwijnen van het geschikte dauwbraam-graslandtype (Wallis de Vries, 2003). Dauwbraam vestigt zich vaak als een van de eerste soorten, met name wanneer er nog veel inwaai is van kalkrijk zand. De soort kan zich ook via uitlopers snel op kaal zand vestigen, zoals bijvoorbeeld stortzones van zeer actief stuivende duinen. Deze pionierssituaties zijn echter nog niet direct geschikt als voortplantingshabitat. De Aardbeivlinder overwintert als pop in ruw strooisel, de jongste pioniersstadia met dauwbraam worden doorgaans gekenmerkt door een kale zandige bodem zonder enige strooiselophoping. Daarnaast dient in de directe omgeving (de actieradius van de soort is beperkt, veel kleiner dan bijvoorbeeld bij de behandelde parelmoervlinders) voldoende nectargif te zijn; in de duinen met name de soorten van open duingrasland zoals Kleverige reigersbek, Muizenoor, Kruipend stalkruid, etc. Deze eisen samen genomen dient het voortplantingshabitat derhalve in een specifiek stadium van successie te zijn: jong genoeg om voldoende waard- en nectarplanten van geschikte

kwaliteit te hebben, (welke hun hoogste dichtheden (en mogelijk ook kwaliteit) behalen in het vroegste pionierstadium) maar ook oud genoeg om een voldoende mate van strooiselopbouw te hebben gehad. Onder invloed van atmosferische depositie en het wegvallen van konijnenbegrazing zijn de processen van successie vaak versneld: pioniersstadia van het dauwbraamtype gaan vaak snel over in door Helm, Duinriet of Duindoorn gedomineerde vegetatie. De dichtheid aan waard- en/of voedselplanten is in deze vergraste en verstruweelde situaties daardoor vaak te laag. Begrazing zal alleen dan een bijdrage leveren als deze het juiste successiestadium van deze open duingraslanden in een groot genoeg oppervlak kan terugbrengen. Het is de vraag of vergraste vegetaties onder invloed van begrazing terug te brengen zijn tot het stadium waarop zij geschikt zijn als Aardbeivlinderhabitat. Dauwbraam, Kruipeend stalkruid en Kleverige reigersbek zijn alle drie soorten die zich hoofdzakelijk vestigen op locaties waar een matige overstuiving van kalkrijk zand optreedt. Herstel van dergelijke vegetaties zal dan ook pas dan optreden als er ook herstel optreedt van winddynamiek. Overmatige betreding bij een te hoge graasdruk kan andersom leiden tot het vertrappen van een te groot aandeel van de overwinterende poppen, waardoor de populatiegrootte verder af zal nemen.

4.3 Sprinkhanen

Als gevolg van de lage aantallen waarnemingen van deze soortgroep kunnen geen harde conclusies getrokken worden over de verspreiding van de verschillende soorten binnen de verschillende ecotopen. Veel soorten zijn slechts incidenteel aangetroffen en zullen bij een intensievere bemonstering ongetwijfeld op meer locaties en in andere dichtheidspatronen aangetroffen worden. De totale dichtheden van alle soorten tezamen zijn nagenoeg gelijk tussen het onbegraasde en begraasde onderzoeksdeel. Hetzelfde is waar voor de meeste van de gevonden individuele soorten, waardoor mag worden aangenomen dat er ten tijde van het onderzoek geen wezenlijke verschillen in de opbouw van de sprinkhaangemeenschap tussen beide gebieden bestond.

Wanneer verruiging in de toekomst tot grote verschillen in habitatkwaliteit tussen begraasde en onbegraasde terreindelen leidt, zal dit naar verwachting een negatief effect op karakteristieke sprinkhaansoorten van duingebieden leiden. Een voorbeeld hiervan is de Duinsabelsprinkhaan. Deze soort is in Nederland strikt beperkt tot de kuststreek. De soort legt haar eieren in plantenstengels; de eieren ontwikkelen zich in het najaar en daaropvolgende voorjaar en zijn in deze perioden gevoelig voor uitdroging. Daarnaast hebben de eieren een hoge temperatuur in het voorjaar nodig om tot ontwikkeling te komen (Ingrisch & Köhler, 1998). In Nederland zijn kruidenrijke vegetaties in de kustduinen in de winter en het vroege voorjaar vochtig genoeg en in het voorjaar en de zomer warm genoeg om voor deze soort als geschikt habitat benut te kunnen worden. Aangenomen wordt dat sterke verruiging voor deze soort een negatieve invloed heeft, omdat de microklimatologische omstandigheden in dichte verruigde en/of verstruweelde vegetatie dermate gebufferd wordt dat mogelijk niet meer voldaan wordt aan de minimale temperatureisen voor de embryonale ontwikkeling van de soort.

4.4 Loopkevers

Er zijn geen fundamentele verschillen gevonden in de loopkeversamenstelling tussen de in begrazing genomen terreindelen en de onbegraasde (controle-) terreindelen. Er mag worden aangenomen dat de korte periode dat het gebied al in begrazing genomen werd, voorafgaand aan dit onderzoek, geen direct effect op de samenstelling van de loopkevergemeenschap heeft gehad. De verkregen data kunnen daarom in de toekomst zonder problemen als betrouwbare nulmeting worden geïnterpreteerd. Ten tweede kan geconcludeerd worden dat het Kraansvlak in haar geheel een loopkevergemeenschap herbergt die in sterke mate karakteristiek is voor duinsystemen. De affiniteit van de gemeenschap met cultuurlanden op zand is opvallend. Een plausibele verklaring hiervoor kan bijvoorbeeld gezocht worden in de gebruiksgeschiedenis van het terrein. In het verleden was de zeedorpeninvloed vanuit Zandvoort ook in het Kraansvlak groot (pers. med. Slings.). De combinatie van soorten van schrale, open, xerotherme vegetaties en soorten van verstoorde, licht bemeste cultuurlanden maakt dat deze systemen vaak soortenrijk zijn en ook vaak zeldzame indicatieve soorten herbergen. Voorbeelden hiervan voor het Kraansvlak zijn *Amara convexior*, *A. curta*, *A. lucida*, *Harpalus servus*, *H. pumilus* en *Calathus ambiguus*. Binnen het terrein zijn verschillen in loopkeversamenstelling gevonden die ecologisch kunnen worden verklaard als verschillen in openheid van het terrein; de open zandige vegetaties verschiden het sterkst van de verruigde vegetaties. De monsterpunten in de zandige ecotopen werden gedomineerd door soorten die karakteristiek voor dit soort systemen zijn. Deze locaties mogen geïnterpreteerd worden als relatief gezonde relictsituaties wat betreft haar loopkevergemeenschap. De verruigde monsters in het cluster werd gekarakteriseerd door een hoger aandeel van schaduw- en vochtminnende soorten. Voorbeelden hiervan zijn *Trechus obtusus* en *Amara similata*. De opbouw van de loopkevergemeenschap in deze vangstseries

vertoonde in vergelijking tot de andere vangstseries de minst sterke gelijkenis met die van droge duingraslanden. Ook bij andere terreintypen werden bij deze series hoge indicatorwaardes behaald, zonder dat de indicatorwaardes voor één of enkele terreintypen duidelijk hoger was dan de rest. Dit patroon is het gevolg van het dominant voorkomen van hoofdzakelijk eurytope, schaduwminnende soorten in deze series. Aan de hand van deze series kan voorspeld worden dat bij voortschrijdende verruiging in het terrein de loopkevergemeenschappen meer en meer het karakter zullen krijgen van die van beschaduwde, vochtige systemen die op soortniveau met name door eurytope, algemene loopkeversoorten gedomineerd zullen worden.

5 Conclusies

Er zijn voor geen van de geanalyseerde soortgroepen grote verschillen in voorkomen, dichtheid of soortopbouw gevonden tussen het begraasde en het onbegraasde terreindeel. Beide deelterreinen kunnen ten tijde van de uitvoering van het vooronderzoek beschouwd worden als een en dezelfde functionele ecologische eenheid. Eventuele verschillen in opbouw van de faunagemeenschap tussen de begraasde en onbegraasde terreindelen in de toekomst kunnen dan ook geïnterpreteerd worden als het gevolg van veranderingen in omgevingscondities *nadat* begrazing is ingezet. Dit betekent overigens niet dat alle verschillen die in een later uitgevoerd onderzoek tussen het begraasde en onbegraasde deelterrein gevonden worden direct causaal gerelateerd kunnen worden aan de al dan niet aanwezige grazers in het terrein. Wel kan in een dergelijk scenario aangenomen worden dat deze verschillen geen effect zijn van historische verschillen tussen beide deelterreinen.

De hierboven genoemde afwezigheid van structurele verschillen in ecologische parameters beantwoordt ook meteen de vragen die geformuleerd zijn omtrent de korte-termijn effecten van begrazing. In de eerste maanden van de inzet van begrazing traden geen meetbare verschillen op in voor duinkarakteristieke fauna belangrijke habitatkarakteristieken, zoals bloemdichtheid, bloemsoortenrijkdom, openheid van de vegetatie (als gevolg van opentrappen van vergraste situaties) of kwaliteit van de open zandige locaties (mogelijk negatief schokeffect als gevolg van een te hoge betredingsintensiteit van kale zandige plaatsen).

Tussen de verschillende onderzochte ecotopen onderling zijn juist wel duidelijke verschillen aangetoond in zowel flora- als fauna. In het begraasde en onbegraasde vlak zijn zowel de ruigte- als struweelvegetaties duidelijk anders in soortopbouw ten opzichte van de bloemrijke, kruidenrijke en zandige ecotopen. Deze eerstgenoemde typen worden gekarakteriseerd door zowel een lage soortenrijkdom als een lage absolute dichtheid aan bloemplanten. De dichtheid en soortenrijkdom van bloembezoekende fauna was positief gecorreleerd met bloemsoortenrijkdom en –dichtheid, deze was in deze ecotopen dan ook het laagst. De loopkevergemeenschap in deze vergraste vegetaties vertoont de minste gelijkenis met typische loopkevergemeenschappen voor duingraslanden, de opbouw van deze gemeenschap houdt het midden tussen die van duingraslanden en beschaduwde, vochtige terreinen. Het bufferende effect van de dichte, hoge grasvegetatie is blijkbaar voldoende om de vochtcondities op de bodem dermate te beïnvloeden dat vocht- en/of schaduwminnender soorten een dominantere positie in kunnen nemen, ten koste van duinkarakteristieke loopkeversoorten, die vaak droogte- en/of warmteminnend zijn. Wanneer de vergrassing in de toekomst verder toe neemt dit zal dan ook een negatief effect hebben op het draagvlak voor bloembezoekende fauna en daarnaast een verschuiving teweegbrengen in de loopkevergemeenschappen, van xero-thermofiele soorten naar meso-hygrofiele en schaduwminnende soorten.

Van de overige ecotopen kan verder geconcludeerd worden dat deze (op basis van hun loopkevergemeenschap) een karakteristieke faunagemeenschap herbergen. In elk van deze typen komen andere soorten voor, daarnaast vervullen deze ecotopen verschillende functies die van belang zijn voor veel faunagroepen (hier bijvoorbeeld bloemaanbod (bloemrijk), voedsel-productiviteit (kortgrazig kruidenrijk), nest- en opwarmgelegenheid (open zandig)). Voor het beheer is daarom van belang dat in het terrein voldoende oppervlak van elk van deze ecotopen, in een heterogene en evenwichtige verdeling in het terrein aanwezig zijn.

Samengevat kunnen de deelvragen behorende bij het inleidend onderzoek als volgt beantwoord worden:

Leidt begrazing binnen korte tijd tot facilitatie van bloembezoekende faunasoorten?

Tijdens de korte periode waarop begrazing ingezet was zijn deze effecten niet opgetreden. De dichtheid van bloembezoekers bleek uit dit onderzoek positief gecorreleerd te zijn met bloemsoortenrijkdom. In de toekomst wordt daarom een facilitatie verwacht wanneer begrazing een positieve invloed heeft op de bloemsoortenrijkdom.

Leidt begrazing binnen korte tijd tot het opentrappen van vergraste situaties en daarmee tot facilitatie van thermofiele faunasoorten (zoals sprinkhanen)?

Tijdens de korte periode waarop begrazing ingezet was zijn deze effecten niet opgetreden. Vergraste en verruigde vegetaties herbergden een hoger aandeel schaduw- en vochtminnende faunasoorten (zie volgende deelvraag), een afname van vergraste en verruigde vegetatie in de toekomst zal derhalve kunnen leiden tot een vergroting van het leefgebied voor thermo- en xerofiele fauna.

Is er tijdens de start van begrazing in het gebied een karakteristieke loopkevergemeenschap aanwezig in het gebied en in welke mate verschilt deze met die in vergraste en/of verstruweelde vegetatietypen?

De loopkevergemeenschappen in zowel het begraasde als onbegraasde deel van weinig aangetaste habitatstypen van het Kraansvlak waren in sterke mate karakteristiek voor duinsystemen. Vergraste en verruigde vegetaties herbergden een lager aandeel karakteristieke thermofiele loopkeversoorten. Tijdens de korte periode waarop begrazing ingezet was zijn verruigde vegetaties niet afgenomen, maar wanneer dit in de toekomst wel optreedt zijn de effecten naar verwachting positief.

Leidt de inzet van begrazing op bestaande open zandige plaatsen tot een betredingsintensiteit die zo hoog is dat dit leidt tot verstoring van de levenscyclus van de hier aanwezige (mogelijke relictpopulaties) duinkarakteristieke faunasoorten?

Tijdens de korte periode waarop begrazing ingezet was zijn deze effecten niet opgetreden. Herhaling van bemonstering moet uitwijzen of dergelijke effecten op lange termijn alsnog optreden.

6 Aanbevelingen voor vervolgonderzoek

Evaluatie van het effect van de ingezette begrazing zal in de eerste plaats gericht moeten zijn op de vraag of er verschuivingen in de tijd zijn opgetreden tussen de ecotopen “bloemrijk”, “kortgrazig kruidenrijk”, “open zandig”, “ruigte” en “struweel”. Dit kan bijvoorbeeld vlakdekkend en retrospectief uitgevoerd worden aan de hand van oude en nieuwe vegetatiekarteringen of op basis van oude en nieuwe luchtfoto's met behulp van GIS-programmatuur.

Daarnaast kunnen de in dit onderzoek gemaakte foto's van alle locaties, zowel van de in het veldonderzoek gebruikte proefvlakken als de niet nader onderzochte aanvullende locaties visueel worden vergeleken met de situatie op het moment van het vervolgonderzoek (zie voor de onderzochte proefvlakken Bijlage A, voor alle foto's en coördinaten de bijgeleverde Cd-rom). Sterk veranderde locaties (zowel ten positieve als ten negatieve) en ogenschijnlijk onveranderde locaties kunnen vervolgens opnieuw worden bemonsterd op relevante faunagroepen in samenhang met de aanwezige vegetatie. Wanneer er naast loopkevers (welke redelijk arbeidsextensief bemonsterd kunnen worden) wederom ook moeilijker bemonsterbare faunagroepen zoals bijen, vlinders, etc in het onderzoek meegenomen zullen worden, verdient het aanbeveling om de onderzoeksinspanning met betrekking tot deze faunagroepen vele malen hoger te leggen dan in het ontwerp van dit onderzoek het geval is geweest. De steekproef moet in ieder geval groot genoeg zijn om een goede representatie te geven van de soortenrijkdom alsmede de individuele aantalverhoudingen tussen soorten in het gebied. Alleen dan kunnen er naast correlatieve verbanden ook associatieve verbanden tussen soort en omgeving gelegd worden.

7 Dankwoord

De totstandkoming van een rapport hebben is nooit alleen het werk van de auteurs alleen. Wij willen de contactpersonen bij de opdrachtgever PWN, Rienks Slings en Hubert Kivit, dan ook allereerst bedanken voor de prettige samenwerking. Bijzondere dank zijn wij bovendien verschuldigd aan Hans Turin, voor het geven van toestemming voor het gebruik van zijn loopkeverdata met betrekking tot de ecologische hoofdgroepen. Zonder het gebruik van zijn “maatlat” hadden we de bemonsterde loopkevergemeenschap nooit zo duidelijk kunnen interpreteren. In het veld hebben Peter Beusink, Jan Kuper, Theo Peeters, Albert Dees, Stef Waasdorp en Marten Geertsma een waardevolle bijdrage geleverd. Marten Geertsma determineerde bovendien alle loopkevervangsten.

8 Referenties

- Appelman, K., J.F.M. Geelen, P. Ketner & G. Baeyens (1990). Een halve eeuw landschapontwikkeling in de Amsterdamse waterleidingduinen 2; Westhoek en Paardenkerkhof. *De Levende Natuur* 91(4): 106-114.
- Baker, H.G. & I. Baker, 1986. The occurrence of amino acids in floral nectar. *Plant systematics and evolution* 151: 175-186.
- Beusink, P., M. Nijssen, G.J. van Duinen & H. Esselink, 2003. Broed- en voedsel­ecologie van de Grauwe Klauwier in intacte kustduinen bij Skagen, Denemarken. Rapport Stichting Bargerveen, Nijmegen. 52 pag. +bijlagen.
- Bobbink, R., M. Hornung & J.G.M. Roelofs (1998). The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology* 86: 717-738
- Bink, F.A. (1992) *Ecologische atlas van de dagvlinders van Noordwest-Europa*. Schuyt & Co, Haarlem. 511 pag.
- Bos, F., M. Bosveld, D. Groenendijk, C. van Swaay, I. Wynhoff, De Vlinderstichting, 2006. De dagvlinders van Nederland, verspreiding en bescherming (Lepidoptera: Hesperioidea, Papilionoidea). – *Nederlandse Fauna 7*. Leiden. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & European Invertebrate Survey – Nederland. 381 pag.
- De Molenaar, J.G., (1996). Gedomesticeerde grote grazers in natuurterreinen en bossen: een bureaustudie – I. De werking van begrazing. IBN-rapport 231, IBN-DLO, Wageningen. 221 pag.
- Ehrenburg, A., L.H.W.T. Geelen, P. Ketner & G. Baeyens (1988). Een halve eeuw landschapontwikkeling in de Haasvelderduinen. *De Levende Natuur* 89(5): 150-157.
- Ingrisch, S. & Köhler, G. (1998). Die Heuschrecken Mitteleuropas. *Die Neue Brehm-Bücherei Bd 629* – Westarp Wissenschaften, Magdeburg. 460 pag.
- Kleukers, R.J.M.C., E.J. van Nieukerken, B. Odé, L.P.M. Willemse & W.K.R.E. van Wingerden (1997). De sprinkhanen en krekels van Nederland (Orthoptera). – *Nederlandse fauna 1*. Nationaal Natuurhistorisch Museum, KNNV uitgeverij & EIS-Nederland, Leiden. 416 pag, 16 pl.
- Kooiman, A.M., J.C.R. Dopheide, J. Sevink, I. Takken & J.M. Verstraten (1998). Nutrient limitations and their implications on the effects of atmospheric deposition in coastal dunes; lime-poor and lime-rich studies in the Netherlands. *Journal of Ecology* 86: 511-526
- Kooijman, A.M., M. Besse, R. Haak, J.H. van Boxtel, H. Esselink, C. ten Haaf, M. Nijssen, M. van Til & C. van Turnhout (2005). Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in open droge duinen – eindrapportage fase 2. Rapport DK nr 2005/dk008-O, Ede. 158 pag.
- Kuiters, L. (2003). *Begrazing in Nederland* – Alterra Wageningen.
<http://www.synbiosys.alterra.nl/begrazing.htm>
- Mevi-Schütz, J. & A. Erhardt, 2005. Amino-acids enhance butterfly fecundity: a long-awaited link. *The American Naturalist* 165 (4): 411-419.
- Peeters, T.M.J., I.P. Raemakers & J. Smit, 1999. *Voorlopige atlas van de Nederlandse bijen (Apidae)*. EIS Nederland, Leiden. 230 pag.
- Peeters, T.M.J., C. van Achterberg, W.R.B. Heitmans, W.F. Klein, V. Lefeber, A.J. van Loon, A.A. Mabelis, H. Nieuwenhuijsen, M. Reemer, J. de Rond, J. Smit, H.H.W. Velthuis, 2004. *De wespen en mieren van Nederland (Hymenoptera: Aculeata)*. – *Nederlandse fauna 6*. Nationaal

- Natuurhistorisch Museum Naturalis, Leiden, KNNV Uitgeverij, Utrecht & European Invertebrate Survey – Nederland, Leiden. 507 pag.
- Slings, Q.L. 1991. De kalkgraslanden van de duinen. *De Levende Natuur* 95 (4): 120-130.
- SPSS inc. (2004). SPSS 13.0 for Windows.
- Ter Braak, C.J.F & P. Smilauer (2003). Canoco for Windows version 4.51. Biometris- Plant research international, Wageningen.
- Turin, H., K. Alders, P.J.. den Boer, S. van Essen, Th. Heijerman, W. Laane & E. Penterman 1991. Ecological classification of Carabid species (Coleoptera, Carabidae) in the Netherlands from thirty years of pitfall sampling. *Tijdschrift voor entomologie* 138: 279-304.
- Turin, H., 2000. De Nederlandse loopkevers, verspreiding en oecologie (Coleoptera:Carabidae). – Nederlandse Fauna 3. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland. Leiden. 666 blz., 16 platen, met CD-rom.
- Van Til, M. & J. Mourik (1999). Hieroglyfen in het zand. Vegetatie en landschap van de Amsterdamse Waterleidingduinen. Gemeentewaterleidingen, Amsterdam. 272 pag.
- Van Turnhout, C., S. Stuifzand, M. Nijssen & H. Esselink 2003. Gevolgen van verzuring, vermessing en verdroging en invloed van herstelbeheer op duinfauna. Basisdocument. Rapport EC-LNV nr. 2003/153, Ede. 270 pag.
- Van Turnhout C., Aben J., Beusink P. & Geertsma M. 2006. Broedsucces en voedsel­ecologie van Tapuiten in de Nederlandse kustduinen. SOVON-Onderzoeksrapport 2006/14. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen en Stichting Bargerveen / Radboud Universiteit, Nijmegen.
- Van Duinen, G.A., P. Beusink, M. Nijssen & H. Esselink, 2004. Broed- en voedsel­ecologie van de Grauwe klauwier in intacte kustduinen – De Kleine junikever als schakel in het voedselweb. Rap­poert Stichting Bargerveen, Nijmegen. 63 pag. + bijlagen.
- Wallis de Vries, M.F. & Rossenaar, A.J.G.A. 2000. Herstel van de grote parelmoervlinder op Texel: Mogelijkheden voor inrichting en beheer. Rapport VS2000.25, De Vlinderstichting, Wageningen.
- Wallis de Vries, M.F., 2003. Uitvoeringsplan voor herstel van de aardbeivlinder in Noord-Holland. Rapport VS2003.049, De Vlinderstichting, Wageningen.
- Wallis de Vries, M.F. 2004a. Trends voor de vlinders van Zuid-Kennemerland. Rapport VS2004.021, De Vlinderstichting, Wageningen.
- Wallis de Vries, M.F. 2004b. Herstelbeheer voor duinvlinders in Noord-Holland. Rapport VS2004.039, De vlinderstichting, Wageningen.
- Weeda, E. J., R. Westra, C. Westra & T. Westra (1985). Nederlandse oecologische flora Wilde planten en hun relaties. IVN. VARA, VEWIN. 5 delen, xx pag.
- Weeda, E.J., J.H.J. Schaminée & L. van Duuren, 2002. Atlas van Plantengemeenschappen in Nederland. deel 2: Graslanden, zomen en droge heiden. KNNV uitgeverij, Utrecht. 224 pag.

9 Bijlagen

Bijlage A: foto's onderzoeksplots kraansvlak

nummer	code	bestandsnaam	plot	potval	EASTcoord	NORTHcoord	datum foto
1	KVB-B02	KVB_B02-PICT2624.JPG	x	x	098732.00	489697.00	27-07-2004
2	KVB-B05	KVB_B05-PICT2635.JPG	x				27-07-2004
3	KVB-B08	KVB_B08-PICT0547.JPG	x	x	099080.85	488912.89	05-08-2004
4	KVB-B09	KVB_B09-PICT2652.JPG	x		099055.00	488876.00	27-07-2004
5	KVB-K01	KVB_K01-PICT2609.JPG	x	x	098628.00	489927.00	27-07-2004
6	KVB-K04	KVB_K04-PICT2627.JPG	x	x	099566.00	488871.00	27-07-2004
7	KVB-K06	KVB_K06-PICT2655.JPG	x		099111.00	488846.00	27-07-2004
8	KVB-K07	KVB_K07-PICT0546.JPG			099120.37	488919.01	05-08-2004
9	KVB-R02	KVB_R02-PICT2618.JPG	x	x	098703.00	489790.00	27-07-2004
10	KVB-R03	KVB_R03-PICT2623.JPG	x		098782.00	48997.00	27-07-2004
11	KVB-R04	KVB_R04-PICT2625.JPG	x		099296.00	489984.00	27-07-2004
12	KVB-R05	KVB_R05-PICT2628.JPG	x	x			27-07-2004
13	KVB-R06	KVB_R06-PICT2631.JPG	x				27-07-2004
14	KVB-S02	KVB_S02-PICT2613.JPG	x	x	098735.00	489951.00	27-07-2004
15	KVB-S05	KVB_S05-PICT2626.JPG	x		099267.00	489998.00	27-07-2004
16	KVB-S06	KVB_S06-PICT2653.JPG	x		099016.00	488917.00	27-07-2004
17	KVB-S11	KVB_S11-PICT2696.JPG	x	x	099199.00	488892.00	27-07-2004
18	KVB-Z01	KVB_Z01-PICT2610.JPG	x	x	098657.00	489934.00	27-07-2004
19	KVB-Z04	KVB_Z04-PICT2630.JPG	x				27-07-2004
20	KVB-Z07	KVB_Z07-PICT2654.JPG	x		099036.00	488908.00	27-07-2004
21	KVB-Z08	KVB_Z08-PICT2673.JPG	x	x	099309.00	488722.00	27-07-2004
22	KVO-B01	KVO_B01-PICT0537.JPG	x	x	100074.86	490039.45	04-08-2004
23	KVO-B02	KVO_B02-PICT0539.JPG	x		099405.65	490277.98	04-08-2004
24	KVO-B03	KVO_B03-PICT0549.JPG	x	x	098557.46	488118.37	05-08-2004
25	KVO-B04	KVO_B04-PICT0550.JPG	x		098672.90	488213.76	05-08-2004
26	KVO-K01	KVO_K01-PICT0512.JPG	x	x	099380.04	490112.32	04-08-2004
27	KVO-K03	KVO_K03-PICT0520.JPG	x		100102.84	490157.93	04-08-2004
28	KVO-K04	KVO_K04-PICT0523.JPG	x		100107.09	490145.94	04-08-2004
29	KVO-K05	KVO_K05-PICT0540.JPG	x		097858.95	489625.34	04-08-2004
30	KVO-K06	KVO_K06-PICT0541.JPG	x	x	097778.25	489563.60	04-08-2004
31	KVO-R01	KVO_R01-PICT0515.JPG	x	x	099579.66	490133.35	04-08-2004
32	KVO-R03	KVO_R03-PICT0534.JPG	x		100178.27	490110.52	04-08-2004
33	KVO-R05	KVO_R05-PICT0567.JPG	x		098894.61	488435.67	05-08-2004
34	KVO-R06	KVO_R06-PICT0568.JPG	x	x	098672.00	488358.00	05-08-2004
35	KVO-S02	KVO_S02-PICT0510.JPG	x	x	099334.49	490185.07	04-08-2004
36	KVO-S05	KVO_S05-PICT0522.JPG	x	x	100133.64	490168.92	04-08-2004
37	KVO-S06	KVO_S06-PICT0542.JPG	x		097751.64	489599.73	04-08-2004
38	KVO-S07	KVO_S07-PICT0551.JPG	x		098745.55	488241.58	05-08-2004
39	KVO-Z01	KVO_Z01-PICT0511.JPG	x		099400.11	490175.37	04-08-2004
40	KVO-Z02	KVO_Z02-PICT0514.JPG	x	x	099411.34	490135.25	04-08-2004
41	KVO-Z04	KVO_Z04-PICT0519.JPG	x	x	100049.22	490228.37	04-08-2004
42	KVO-Z07	KVO_Z07-PICT0552.JPG	x		098728.13	488284.16	05-08-2004



1) Begraasd bloemrijk plot 2



2) Begraasd bloemrijk plot 5



3) Begraasd bloemrijk plot 8



4) Begraasd Bloemrijk plot 9



5) Begraasd kortgrazig kruidenrijk plot 1



6) Begraasd kortgrazig kruidenrijk plot 4



7) Begraasd kortgrazig kruidenrijk plot 6



8) Begraasd kortgrazig kruidenrijk plot 7



9) Begraasd ruigte plot 2



10) Begraasd ruigte plot 3



11) Begraasd ruigte plot 4



12) Begraasd ruigte plot 5



13) Begraasd ruigte plot 6



14) Begraasd struweel plot 2



15) Begraasd struweel plot 5



16) Begraasd struweel plot 6



17) Begraasd struweel plot 11



18) Begraasd zandig plot 1



19) Begraasd zandig plot 4



20) Begraasd zandig plot 7



21) Begraasd zandig plot 8



22) Onbegaasd bloemrijk plot 1



23) Onbegaasd bloemrijk plot 2



24) Onbegaasd bloemrijk plot 3



25) Onbegaasd bloemrijk plot 4



26) Onbegraasd kortgrazig kruidenrijk plot 1



27) Onbegraasd kortgrazig kruidenrijk plot 3



28) Onbegraasd kortgrazig kruidenrijk plot 4



29) Onbegraasd kortgrazig kruidenrijk plot 5



30) Onbegraasd kortgrazig kruidenrijk plot 6



31) Onbegaasd ruigte plot 1



32) Onbegaasd ruigte plot 3



33) Onbegaasd ruigte plot 5



34) Onbegaasd ruigte plot 6



35) Onbegaasd struweel plot 2



36) Onbegaasd struweel plot 5



37) Onbegaasd struweel plot 6



38) Onbegaasd struweel plot 7



39) Onbegraasd zandig plot 1



40) Onbegraasd zandig plot 2



41) Onbegraasd zandig plot 4



42) Onbegraasd zandig plot 7

Bijlage B: Data bloemaanbod

Gemiddeld aantal bloemhoofdjes per soort in de verschillende ecotopen in de begraasde en onbegraasde proefvlakken.

		Begraasd Bloemrijk	Begraasd kruidenrijk	Begraasd Ruigte	Begraasd struweel	Begraasd open zand	Onbegraasd Bloemrijk	Onbegraasd kruidenrijk	Onbegraasd ruigte	Onbegraasd struweel	Onbegraasd open zand
<i>Cirsium arvense</i>	Akkerdistel	24.42					9.38				
<i>Convolvulus arvensis</i>	Akkerwinde							6.25			
<i>Senecio inaequidens</i>	Bezemkruiskruid	33.33									
<i>Hypochaeris radicata</i>	Biggekruid	4.75	1.67		2.33	0.08	3.75				0.13
<i>Picris hieracioides</i>	Bitterkruid	1.75			1.17		1.75			0.63	0.25
<i>Solanum dulcamare</i>	Bitterzoet	1.67					3.75			0.38	
<i>Senecio sylvaticus</i>	Boskruiskruid			10.00	23.50		7.50	1.67	23.38	10.88	1.25
<i>Conyza canadensis</i>	Canadese Fijnstraal			4.00	1.67		112.50	2.25	1.25	4.38	3.75
<i>Rubus caesius</i>	Dauwbraam	6.33	2.08	0.13	1.17	0.08	0.25	0.92	12.25	0.38	0.25
<i>Taraxacum officinale</i>	Duinpaardebloem		0.08								
<i>Erodium lebellii</i>	Duinreigersbek					1.00					
<i>Viola curtisii</i>	Duinviool			2.07	6.50	1.17	2.75	0.67	0.75	1.38	2.00
<i>Achillea millefolium</i>	Duizendblad							70.92			
Veronica sp.	Ereprijs sp.			0.20							
Veronica sp.	Ereprijs sp.						2.50				
<i>Geum urbanum</i>	Geel nagelkruid	0.42									
<i>Galium verum</i>	Geel walstro	0.83	15.75	2.20	7.50	17.50	1.88	72.33	5.00	0.13	0.63
<i>Heracleum sphondylium</i>	Gewone Bereklauw	80.00									
<i>Lotus corniculatus</i>	Gewone rolklaver		6.08					40.83			
<i>Trifolium arvensis</i>	Hazepootje							80.00			
<i>Fallopia dumetorum</i>	Heggeduizendknoop	165.00					0.13			75.00	
<i>Bryonia cretica subsp. Dioica</i>	Heggerank	2.25									
<i>Cynoglossum officinale</i>	Veldhondstong						38.25	4.17			
<i>Jacobaea vulgaris subsp. Dunensis</i>	Jakobskruiskruid var dunensis	1.00				1.50				0.25	
<i>Galium aparine</i>	Kleefkruid	3.33									
<i>Senecio viscosus</i>	Kleverig kruiskruid	1.25									
<i>Crepis capillaris</i>	Klein Streepzaad	0.17	18.08		18.50	2.00	40.25	11.25			18.50

<i>Sanguisorba minor</i>	Kleine Pimpernel				0.42			0.08			
<i>Rhinanthus minor</i>	Kleine Ratelaar		0.92					1.25			
<i>Carduus crispus</i>	Kruldistel						13.00				
<i>Verbascum lychnitis</i>	Melige toorts						0.75				
<i>Veronica officinalis</i>	Mannetjesereprijs		0.50								
<i>Sedum acre</i>	Muurpeper					0.25		0.08			
<i>Anchusa officinalis</i>	Ossentong						2.50				
<i>Lamium purpureum</i>	Paarse dovenetel						112.50				
<i>Erodium glutinosum</i>	Kleverige reigersbek					2.17					11.25
<i>Anagallis arvensis</i>	Rood guichelheil							0.08			
<i>Hieracium umbellatum</i>	Schermhavikskruid	5.00					0.25	1.17			
<i>Echium vulgare</i>	Slangekruid						58.00	3.08			
<i>Symphytum officinale</i>	Smeerwortel	9.17									
<i>Ononis repens subsp. Repens</i>	Kruipend stalkruid		11.67			1.08		6.42	0.63	0.13	11.25
<i>Ballota nigra</i>	Stinkende ballote						21.88				
<i>Oenothera sl.</i>	Teunisbloem					0.33					
<i>Thymus serpyllum</i>	Wilde tijm	775.42	1782.50	2.67	0.17	0.25		792.83			3.75
<i>Linaria vulgaris</i>	Vlasbekje						63.13	0.25	5.13	28.63	
<i>Teucrium scorodonia</i>	Valse salie	225.00								4.38	
<i>Galium spec</i>	Walstro spec	1.33		4.00			187.50	10.00		0.13	0.63
<i>Daucus carota</i>	Peen		5.17			18.75	452.50	333.33		0.25	0.13
<i>Reseda lutea</i>	Wilde reseda	75.83				1.75		13.33			
<i>Geranium molle</i>	Zachte ooievaarsbek				0.83						
<i>Fallopia convovulus</i>	Zwaluwtong		4.17	0.53					8.75	1.25	
<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	Grote zandkool						0.75				
<i>Verbascum nigrum</i>	Zwarte Toorts						24.38				
	Aantal soorten	21	12	9	11	14	25	23	8	15	13
	Aantal bloemhoofdjes	1418.25	1848.67	25.80	63.75	47.92	1161.75	1453.17	57.13	128.13	53.75

Bijlage C: Faunagegevens plottellingen

Soort	begraasd					onbegraasd				
	Bl	Kr	Ru	St	Za	Bl	Kr	Ru	St	Za
<i>cf. Aelurillus v-insignitus</i>					0.67					
<i>Aeshna mixta</i>			0.33		0.67	1.00	0.50		1.00	0.50
<i>Aeshna spec.</i>	0.33	0.33								
<i>Ammophila cf. sabulosa</i>					0.33		1.00			
<i>Anax imperator</i>	0.33			1.00	0.33					
<i>Anoplius infuscatus</i>										0.50
<i>Apis mellifera</i>	0.67	0.33		1.33		2.00	0.50	0.50	1.50	
<i>Arachnospila/Eugetes</i>					0.33					
<i>Autographa gamma</i>	0.67							0.50		
<i>Bembix rostrata</i>	0.33				0.67					
<i>bijtje1</i>	0.33									
<i>bijtje klein</i>					0.33					
<i>Bombus lapidarius</i>	0.33			0.33	0.33	2.00	1.50	0.50		
<i>Bombus pascuorum</i>	2.67	0.33				6.50	0.50	0.50	2.00	
<i>Bombus spec</i>			0.67							
<i>Bombus terrestris groep</i>	3.67	1.33	0.33	0.67		0.50	3.50	0.50	0.50	0.50
<i>Bufo bufo</i>						0.50				
<i>Celastrina argeolus</i>										0.50
<i>Chortippus brunneus</i>	4.67	1.00	3.67	5.67	4.33	9.00	5.00	6.50	2.50	11.00
<i>Chortippus mollis</i>	1.67	1.67	3.67	1.33	0.67	1.50	2.50			2.00
<i>Chortippus nimf</i>			1.67		0.33					
<i>Chortippus spec</i>	3.33	2.00	4.00	0.67	1.00	0.50	1.50	0.50		0.50
<i>Chrysomelidae spec.</i>							0.50			
<i>Cicindela hybrida</i>					0.33					
<i>Coelioxys mandibularis</i>	0.33			0.33	0.33					
<i>Coenagrion puella</i>	0.33									
<i>Coenonympha pamphilus</i>		0.67	0.67	1.00	0.33		1.50			2.00
<i>Coleoptera sp.</i>	0.33									
<i>Colletes spec</i>	0.33									
<i>Conops spec</i>	0.33									
<i>Diptera spec</i>								0.50		
<i>Ectemnius continuus</i>	0.33									
<i>Ectemnius spec</i>	0.33									
<i>Enallagma cyathigerum</i>			1.33	0.33		0.50	2.00	0.50	0.50	2.00
<i>Episyrphus balteatus</i>	1.67	0.67								
<i>Ephemeroptera spec</i>										0.50
<i>Eristalis horticola</i>						0.50	0.50			
<i>Eristalis intricaria</i>						0.50				
<i>Eristalis nemorum</i>						1.00				
<i>Eristalis nemorum/horticola</i>							0.50			
<i>Eristalis spec</i>	0.67					0.50				
<i>Eristalis tenax</i>	1.00					0.50				1.50
<i>Eumeninae vespidae</i>	0.33					0.50				
<i>Eupeodes corollae</i>	0.33	1.67		0.33		0.50	3.50		1.50	1.00
<i>Formica fusca</i>			1.67							
<i>Formica spec</i>	2.67									
<i>Gonepteryx rhamni</i>						0.50				
<i>Helophilus spec</i>	0.33									
<i>Helophilus trivittatus</i>							0.50			
<i>Hipparchia semele</i>	0.67	0.33								
<i>Ischnura elegans</i>			0.50							
<i>Issoria lathonia</i>		0.67			0.33	0.50	0.50	0.50		1.50
<i>Lasioglossum leucozonium</i>				0.33						
<i>Lasioglossum spec</i>				0.33						

<i>Lucilla spec</i>	1.67									
<i>Lycaena phlaeas</i>				0.33						
<i>Maniola jurtina</i>	1.33	1.33	1.50		1.00	1.50	2.00			
<i>Megachile leachella</i>					0.33		0.50			
<i>Melanostoma mellinum</i>	0.33	0.33		1.00		0.50				
<i>Miscophus spec</i>					0.33					0.50
<i>Musca spec.</i>	2.67		3.33							
<i>Myathropa florea</i>		0.33								
<i>Myrmeleotettix maculata</i>	0.33	2.00			0.67		1.00			0.50
<i>Myrmica sp.</i>	1.00									
<i>Oedipoda caerulescens</i>				0.67	0.67				0.50	
<i>Osmia spec</i>	0.33									
<i>Oxybelus argentatus</i>	0.33									
<i>Philanthus triangulum</i>	0.67								0.50	
<i>Pieris brassicae</i>					0.33		1.50			0.50
<i>Pieris rapae</i>	1.00	0.33		0.33	0.33	1.00	0.50	0.50		1.00
<i>Pieris spec.</i>					0.33		0.50		1.00	
<i>Platycleis albopunctata</i>	0.67			0.33					0.50	0.50
<i>Polyommatus icarus</i>							2.50	0.50		
<i>Pompilus spec.</i>					1.00					1.50
<i>Pompilus cinereus</i>					1.00					1.50
<i>Sarcophaga carnaria</i>					0.33					
<i>Scaeva pyrastris</i>				0.33						
<i>Sphaerophoria scripta</i>	1.33	1.33	0.50	0.33		2.50	5.00	1.00	1.00	1.50
<i>Sphaerophoria spec</i>	0.67	1.33	0.83	1.67	0.33	1.00	0.50			0.50
<i>Sphecodes albilabris</i>	0.33									0.50
<i>Sphecodes spec</i>	2.67									
<i>Diodontus spec.</i>										0.50
<i>Sympetrum sanguineum</i>						0.50				
<i>Sympetrum vulgatum/striolatum</i>				0.33		1.50				0.50
<i>Sympetrum spec</i>					0.33					0.50
<i>Syrphus ribesii</i>				0.33						
<i>Syrphus spec</i>	0.33	0.33		0.67	0.33			1.50		
<i>Tachysphex cf. panzeri</i>										0.50
<i>Tachysphex spec</i>										0.50
<i>Tetrix ceperoi</i>							1.00			
<i>Tettigonia viridissima</i>									0.50	
<i>Thymelicus lineola</i>								0.50		
<i>Thymelicus spec</i>	0.33		0.50	0.67				0.50		
<i>Tipulidae spec</i>	1.33									
<i>Vannessa atalanta</i>			0.33							
<i>Vespula spec</i>						0.50				
<i>Zygaena filipendulae</i>										

Bijlage D: Loopkevergegevens potvallen

Soort	KVB-B02	KVB-B08	KVB-K01	KVB-K04	KVB-R02	KVB-R05	KVB-S11	KVB-S02	KVB-Z01	KVB-Z08	KVO-B01	KVO-B03	KVO-K01	KVO-K07	KVO-R01	KVO-R06	KVO-S02	KVO-S05	KVO-Z02	KVO-Z04	TOTAAL
<i>Acupalpis dubius</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Amara aenea</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	5
<i>Amara bifrons</i>	0	2	0	0	1	0	1	1	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	19	0	28
<i>Amara communis</i>	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	3	0	3	1	1	0	0	0	0	11
<i>Amara convexior</i>	0	1	1	17	0	0	0	0	0	0	1	7	6	41	1	9	0	0	0	0	84
<i>Amara curta</i>	0	5	12	0	2	1	3	12	5	0	22	21	0	3	0	3	0	9	13	5	116
<i>Amara fulva</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Amara lucida</i>	0	0	6	1	0	0	0	4	1	0	0	2	1	0	0	0	0	0	1	0	16
<i>Amara lunicollis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	4
<i>Amara similata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	4
<i>Badister bullatus</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	4
<i>Badister lacertosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Bradycellus harpalinus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	3
<i>Calathus ambiguus</i>	0	0	33	0	0	0	0	3	52	9	2	0	0	1	0	0	0	18	0	24	142
<i>Calathus cinctus</i>	0	0	31	0	0	0	1	3	9	1	0	2	0	2	0	0	0	11	0	1	61
<i>Calathus erratus</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	4	62	0	0	0	0	0	0	0	7	0	9	84
<i>Calathus fuscipes</i>	1	66	233	510	45	5	40	59	40	32	166	65	267	426	33	21	0	125	140	18	2292
<i>Calathus melanocephalus</i>	0	6	8	1	8	0	1	5	1	0	1	12	78	22	14	3	0	5	11	0	176
<i>Calathus mollis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Carabus nemoralis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cicindela hybrida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	5
<i>Harpalus pumilus</i>	0	4	2	0	2	0	0	1	0	0	0	4	1	3	1	3	0	1	1	1	24
<i>Harpalus rubripes</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	2	0	1	1	0	13	0	0	20
<i>Pseudophonus rufipes</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Harpalus servus</i>	1	2	4	1	0	0	0	0	11	15	1	0	0	0	0	0	0	3	1	23	62
<i>Harpalus tardus</i>	0	8	1	0	4	0	2	2	0	0	4	9	2	8	4	6	2	1	2	4	59
<i>Harpalus xanthopus</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	2	0	0	0	6	2	0	0	0	13
<i>Leistus ferrugineus</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Masoreus wetterhalli</i>	0	1	4	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
<i>Notiophilus aquaticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Notiophilus germinyi</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	4
<i>Notiophilus palustris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Notiophilus substriatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Panageus bipustulatus</i>	0	0	0	0	1	0	0	2	1	0	1	4	0	0	0	0	0	1	0	1	11
<i>Paradromius linearis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	3
<i>Poecilus versicolor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	16
<i>Pterostichus niger</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pterostichus strenuus</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Syntomus foveatus</i>	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	5	2	0	0	0	0	1	2	2	15
<i>Syntomus truncatellus</i>	0	4	0	2	2	4	1	3	0	0	4	8	1	1	2	2	6	5	0	0	45
<i>Trechus obtusus</i>	26	9	0	0	6	4	4	14	0	0	13	16	0	8	3	29	2	4	0	0	138
TOTAAL	36	111	340	533	73	14	58	115	95	123	218	163	360	524	76	90	12	207	193	92	3433