

Randvoorwaarden voor het herstel van kenmerkende en bedreigde soorten in het natte zandlandschap

Gert-Jan van Duinen
Jaap Bouwman
Hein van Kleef
Michiel Wallis de Vries



Ministerie van Economische Zaken

© 2014 Directie Agrokennis, Ministerie van Economische Zaken

Rapport nr. 2014/OBN187-NZ
Den Haag, 2014

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

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij het Bosschap onder vermelding van code 2014/OBN187-NZ en het aantal exemplaren.

Foto voorkant Veenbesparelmoervlinder (*Boloria aquilonaris*) Jaap Bouwman

Oplage 150 exemplaren

Samenstelling Gert-Jan van Duinen, Stichting Bargerveen
Jaap Bouwman, Unie van Bosgroepen
Hein van Kleef, Stichting Bargerveen
Michiel Wallis de Vries, de Vlinderstichting

Druk KNNV Uitgeverij / KNNV Publishing

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

Voorwoord

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

In het kader van Natura 2000 worden in Europees perspectief zeldzame soorten en zeldzame vegetatietypen in Nederland beschermd. Om de instandhoudingsdoelstellingen voor Natura 2000 gebieden te halen is kennis nodig van een groot aantal dier- en plantsoorten die nog steeds onder druk staan. Dit zijn soorten die geen baat hebben gehad bij herstelmaatregelen die bijvoorbeeld onder EGM (Effect Gerichte Maatregelen) zijn uitgevoerd

Het doel van dit onderzoeksproject is specifiek voor de bedreigde soorten van het natte zandlandschap knelpunten te herkennen voor het herstel van de ecosystemen met de bijbehorende soorten. Op basis daarvan kunnen (aanvullende) herstelmaatregelen worden geformuleerd. Omdat de vraag voor toepassing in de praktijk urgent is –bijvoorbeeld ook bij het opstellen van effectieve herstelstrategieën in het kader van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS)- is voor dit project een pragmatische aanpak gevolgd. De bestaande expertise van soortendeskundigen en terreinbeheerders is aangeboord en bestaande datasets van waarnemingen van soorten zijn geanalyseerd. Daarbij is gezocht naar groepen van bedreigde soorten met vergelijkbare reacties op herstelmaatregelen of het uitblijven daarvan en is geprobeerd de respons van deze soorten te koppelen aan bepaalde herstelmaatregelen of ecologische condities.

Dit rapport geeft een overzicht van de bestaande kennis over bedreigde soorten in het natte zandlandschap. Daartoe zijn de gesprekken met soortendeskundigen (3.1) en terreinbeheerders (3.2) en besprekingen tijdens de terreinbezoeken (5.1 t/m 5.7) samengevat. Daarnaast vond toetsing plaats van hypothesen op basis van trendgegevens van een selectie van bedreigde soorten uit de datasets van PGO's (H.4). De hypothesen worden eveneens besproken in het licht van de bevindingen uit de terreinbezoeken (5.8). Tenslotte worden in de synthese (H.6) de resultaten van de trendgegevens en de informatie uit de gesprekken en terreinbezoeken bij elkaar gebracht, waarna conclusies worden getrokken en aanbevelingen worden gegeven voor beheer, beleid en onderzoek (H.7).

Ik wens u veel leesplezier.

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

Dankwoord

Veel mensen hebben hun medewerking verleend aan dit project en wij bedanken hen daarvoor.

Verspreidingsgegevens werden aangeleverd door Stichting RAVON, SOVON Vogelonderzoek Nederland, Stichting FLORON, De Vlinderstichting en EIS-Nederland.

De volgende personen verleenden hun medewerking via de interviews en deelname aan de werkconferentie in de 1^e fase: Jap Smits, Piet Schipper, Piet van den Munckhof, Robert Ketelaar, Sietske Rintjema, Henk Sierdsema, Jeroen van Delft, Raymond Creemers, Dick Groenendijk, Tim Termaat, Ron Felix, Dré Teunissen, Jinze Noordijk, Rikjan Vermeulen, Ivo Raemakers, Theo Peeters, Roy Kleukers, David Tempelman, Ruud Beringen, Fons Eysink, Juul Limpens, Laurens Sparrius, Emiel Brouwer, Agata Klimkowska.

De op basis van de landelijk datasets berekende trends van soorten werden voor 14 gebieden gevalideerd door: Evert Jan Lammerts, Loekie van Tweel, Peter Voorn, Bart van Tooren, Erwin de Hoop, Frans van Erve, Bert Versluijs, Rick Ruis, Jap Smits, Piet Zumkehr, Wouter de Vlieger, Maarten Perdeck, Ronald Popken, Martin Snip, Johan Krol, Arjan Ovaa, Ton Lenders, Bart de Haan, Rob Meulenbroek, Roel Douwes, Barry Teunissen en Robert Ketelaar.

Aan de terreinbezoeken in 2^e fase namen de volgende personen deel: Martin Snip, Roel Douwes, Bert Versluys, Piet Ursem, Jans de Vries, Jos Mensen, Carola Heijnen, Rick Ruis, Roy Dear, Wouter de Vlieger, Maarten Perdeck, Ronald Popken, Peter Voorn, Erwin de Hoop, Jap Smits, Loekie van Tweel, Ad van de Langenberg, Luc Roosen, Henk Sierdsema, Emiel Brouwer, Jeroen van Delft, Frans van Erve en Bert van Rijsewijk.

Juul Limpens heeft bijgedragen aan de opzet van de eerste fase van het project. Agata Klimkowska heeft bijgedragen aan het verzamelen van gegevens en kennis van de plantensoorten.

Tenslotte bedanken we de leden van de begeleidingscommissie Robert Ketelaar, Gert Jan Baaijens, Matthijs Schouten en Carleen Weebbers en leden van het OBN-deskundigenteam Nat Zandlandschap en de Expertisegroep Fauna.

De schrijvers

English summary

Many animal and plant species are still threatened and do not profit sufficiently from restoration measures. Aim of this report is to collect existing knowledge and practical experience on the threatened species of the wet ecosystems of the higher sandy soil landscape and to formulate (additional) measures to restore these ecosystems and their species. Therefore trends of selected threatened species were analyzed, site managers and species experts were interviewed, and sites were visited to learn from differences between sites in which species increase and sites in which species decrease or disappeared. In the first phase of this study six hypotheses were formulated on key factors in restoration. These were tested in the second phase using trend data and practical field expertise.

For most species it is still difficult to relate their increase, decrease or stable population trend to causes, site conditions and measures. For many species it is still a guess what would be the causes for their decline, even though the knowledge on various species groups has increased. The knowledge on habitat demands and bottlenecks is still poor or too abstract to translate it into concrete applicable measures. For the majority of species research focusing on assessment of the bottlenecks is lacking.

Still, several aspects appear in this study as important in the conservation and restoration of threatened species in the wet higher sandy soil landscapes. Often these are no new insights, but existing knowledge is still insufficiently applied, or requires translation into the concrete practice of a specific site. It remains essential to stress the importance of variation and small-scaled measures. Because of the tendency to so-called 'efficiency' in nature management and the reality of too short project periods, there is a high pressure to perform measures on a too large spatial scale and in a too short period of time. Advantage of the application of different measures within one site is the opportunity of the development of a high degree of spatial variation and that none of the measures is applied on the whole area of a site. Performing sod cutting on a small spatial scale has a clear positive effect. Varying the grazing pressure by working with enclosing the grazing animals and exclosing specific parts of a site (vulnerable vegetation in a crucial period of time) can yield positive results. During planning of projects and approval of budgets it is of great importance that project phasing in time and space is allowed. This requires adaptations of the (financing of) nature policy.

Hydrological restoration measures are still essential to solve important bottlenecks for (species of) wet and moist ecosystems. Site specific measures based on a proper analysis of the functioning and biodiversity of a site is a prerequisite for success. Many threatened species depend on gradients on a landscape scale, like transitions from heathland to brookvalley and from raised bog massif to its surrounding landscape. Measures are required to develop gradients in moisture, buffering and in the landscape. There is a large

need of the development of visions on the bufferzones around raised bogs and for connections between heathlands and brookvalleys.

Recently the role of sufficient food quality for herbivores and species of higher trophic levels got more attention. In this field many questions remain unanswered, but in research and application of measures, like restoration of mineral balances.

Successful restoration management remains greatly dependent on personal engagement, good communication and flexibility in the practice of site management. Inside the nature management organizations it is of high importance to take care of a good flow of knowledge towards the application of concrete measures in the sites.

Samenvatting

Veel dier- en plantensoorten zijn nog steeds bedreigd en hebben tot op heden onvoldoende baat bij herstelmaatregelen. Doel van dit rapport is voor de bedreigde soorten van het natte zandlandschap bestaande kennis en praktijkervaring met betrekking tot knelpunten en herstelbeheer in beeld te brengen en zo mogelijk (aanvullende) herstelmaatregelen te formuleren voor het herstel van de ecosystemen, inclusief de soorten die bij de systemen horen. Daartoe zijn trends van een selectie van bedreigde soorten geanalyseerd, gesprekken met terreinbeheerders en soortgroepdeskundigen gevoerd en terreinbezoeken gebracht om te leren van de verschillen tussen gebieden waar soorten het nog goed doen en gebieden waar deze soorten achteruitgaan of verdwenen zijn. In de eerste fase van dit onderzoek zijn zes hypothesen over sleutelfactoren voor herstel geformuleerd. Deze zijn in de tweede fase getoetst op basis van trendgegevens enerzijds en veldervaringen anderzijds.

Het blijkt bij de meeste soorten nog steeds erg lastig om toe- of afname of stabiliteit van populaties te koppelen aan oorzaken, terreincondities en maatregelen. Ondanks dat de kennis rond verschillende soortgroepen sterk is toegenomen, blijft het voor veel soorten gissen naar de oorzaken van achteruitgang. De kennis van habitateisen of knelpunten is voor veel soorten nog erg beperkt, of nog te abstract voor vertaling naar toepasbare maatregelen. Voor het overgrote deel van de soorten ontbreekt het aan onderzoek dat gericht is op het vaststellen van knelpunten.

Wel komt uit dit onderzoek een aantal aspecten duidelijk naar voren als belangrijk voor het behoud en herstel van bedreigde soorten in het natte zandlandschap. Dit betreft meestal geen nieuwe inzichten, maar de toepassing van bestaande kennis vindt nog lang niet altijd plaats, of vereist nog een concretisering naar de praktijk van het beheer in een bepaald natuurterrein. Het blijft nodig het belang van variatie en kleinschaligheid te benadrukken. Vanwege de neiging tot zogenaamde 'efficiency' in het terreinbeheer en de realiteit van te korte projectduur is de druk groot om een maatregel toch op te grote schaal en in te korte tijd uit te voeren. Voordeel van het binnen een terrein toepassen van verschillende maatregelen is dat er veel variatie kan ontstaan en dat geen van de maatregelen over de gehele oppervlakte van het terrein wordt toegepast. Het kleinschalig uitvoeren van plagwerkzaamheden heeft een duidelijke positieve invloed. Het variëren van graasdruk door te werken met inrasteren van vee (drukbegrazing) en uitrasteren van delen van het terrein (bescherming kwetsbare vegetatie in cruciale periode) kan veel winst opleveren. Bij de planning en toekenning van projecten en budgetten is het van groot belang dat fasering van maatregelen in tijd en ruimte ook praktisch mogelijk wordt gemaakt. Dit vergt aanpassingen bij de invulling van (de financiering van) het natuurbeleid.

Hydrologische herstelmaatregelen blijven nodig om belangrijke knelpunten voor (soorten van) natte en vochtige ecosystemen op te lossen. Daarbij is

maatwerk op basis van een goede gebiedsanalyse een randvoorwaarde voor succes. Veel bedreigde soorten zijn afhankelijk van gradiënten op landschapsschaal, zoals de overgangen van heide naar beekdal en van hoogveenkernen naar de omgeving. Maatregelen zijn nodig voor de ontwikkeling van vocht-, buffer- en landschappelijke gradiënten. Er is een grote behoefte om visies te ontwikkelen voor de bufferzones rond hoogvenen en voor verbindingen tussen heidegebieden en beekdalen.

Recent is de rol van goede voedselkwaliteit voor herbivoren en soorten van hogere trofische niveaus meer onder de aandacht gekomen. Daarbij staan nog steeds veel vragen open, zowel op het gebied van onderzoek als van uitvoering van maatregelen, zoals herstel van mineralenbalansen.

Succesvol herstelbeheer blijft sterk afhankelijk van persoonlijke betrokkenheid, goede communicatie en flexibiliteit in de uitvoering. Binnen de terreinbeherende organisaties blijft het belangrijk zorg te dragen voor een goede doorstroming van kennis naar de uitvoering van concrete maatregelen in de terreinen.

Inhoudsopgave

1.	Inleiding	7
1.1	Aanleiding voor het onderzoek	7
1.2	Doelstelling	7
1.3	Onderzoeksvragen	8
2	Aanpak van het onderzoek	9
2.1	Soortenselectie	9
2.2	Trendbepaling op basis van verspreidingsgegevens	10
2.3	Gesprekken met soortdeskundigen en beheerders	12
2.4	Aanpak toetsing hypothesen	13
2.5	Gebiedskoppels	13
3	Bestaande kennis en hypothesen	16
3.1	Bestaande kennis	16
3.1.1	Vaatplanten	16
3.1.2	Mossen en korstmossen	17
3.1.3	Paddenstoelen	18
3.1.4	Kokerjuffers	21
3.1.5	Sprinkhanen	21
3.1.6	Loopkevers	22
3.1.7	Mieren	23
3.1.8	Bijen	24
3.1.9	Libellen	24
3.1.10	Dagvlinders	25
3.1.11	Nachtvlinders	28
3.1.12	Reptielen en amfibieën	29
3.1.13	Vogels	31
3.2	Ervaring terreinbeheerders	31
3.3	Hypothesen	42
4	Resultaten trendanalyses	43
4.1	Trendanalyse van 1989-1999 tot 2000-2010	43
4.2	Toetsing van hypothesen	49
4.2.1	Hypothese 1: Knelpunt gebiedsgrootte en versnippering	49
4.2.2	Hypothese 2: Knelpunt verdroging	54
4.2.3	Hypothese 3: Knelpunt nectaraanbod en bufferend vermogen	55
4.2.4	Hypothese 4: Knelpunt gradiënten op landschapsschaal	57

4.2.5	Hypothese 5: Knelpunt kleinschalige variatie	58
4.2.6	Hypothese 6: Knelpunt successie	61
4.2.7	Relatief belang van knelpunten	62
5	Resultaten gebiedsbezoeken	63
5.1	Bergvennen en Brecklenkampse Veld	63
5.2	Strabrechtse heide	68
5.3	Kampina	72
5.4	Bargerveen	76
5.5	Fochteloërveen	80
5.6	Engbertsdijksvenen	82
5.7	Dwingelerveld (boswachterij en heide)	85
5.8	Toetsing hypothesen	88
5.8.1	Hypothese 1: Knelpunt gebiedsgrootte en versnippering	88
5.8.2	Hypothese 2: Knelpunt verdroging	90
5.8.3	Hypothese 3: Knelpunt nectaraanbod en bufferend vermogen	92
5.8.4	Hypothese 4: Knelpunt gradiënten op landschapsschaal	93
5.8.5	Hypothese 5: Knelpunt kleinschalige variatie	94
5.8.6	Hypothese 6: Knelpunt successie	95
6	Synthese	97
	Handvatten voor omgaan met bedreigde soorten in het terreinbeheer	103
7	Conclusies en aanbevelingen	104
7.1	Conclusies	104
7.2	Aanbevelingen voor beheer	104
7.3	Aanbevelingen voor beleid	105
7.4	Aanbevelingen voor onderzoek	106
	Literatuur	107
	Bijlagen	110
1.	Trends van soorten	110
2.	Knelpunten per soort	122
3.	Notitie paddenstoelen Nat Zandlandschap	127
4.	Samenstelling van de ecologische groepen van paddenstoelen	137
5.	Gesprekken met terreinbeheerders	141

1. Inleiding

1.1 Aanleiding voor het onderzoek

Het natte zandlandschap herbergt een groot aantal bijzondere en zeldzame soorten. Veel herstelprojecten en effectgerichte maatregelen (EGM) zijn effectief gebleken om sturende processen en terreincondities te herstellen, die door verzuring, vermesting en verdroging zijn aangetast. Diverse planten- en diersoorten hebben daarop positief gereageerd. Een groot aantal diersoorten heeft tot op heden echter geen baat gehad bij deze maatregelen en staat nog steeds onder druk. In de analyse van de effectiviteit van EGM voor Rode-lijstsoorten door Jansen et al. (2010) wordt dit beeld voor vaatplanten en een beperkt aantal diersoorten bevestigd. Tweede deel van de vaatplanten op de Rode Lijst heeft nog onvoldoende baat bij EGM. Daarbij gaat het vooral om plantensoorten die zeer zeldzaam zijn, zeer hoge eisen aan hun standplaatsen stellen en om soorten met kortlevende zaden, beperkte verspreidingsmogelijkheden of zeer geïsoleerde standplaatsen. Voor het grootste deel van de diersoorten is onbekend waarom deze tot op heden niet positief reageren op de genomen maatregelen. Daardoor is ook onduidelijk welke aanvullende maatregelen noodzakelijk zijn om deze soorten voor Nederland te behouden.

Het ontbreken van deze kennis vormt een groot knelpunt bij het realiseren van leefgebiedenplannen en het behalen van instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000 gebieden. Ook bij het opstellen van effectieve herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitattypen in het kader van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS) komt het ontbreken van deze kennis naar voren. Het is belangrijk de knelpunten voor soorten te achterhalen en maatregelen te ontwerpen om deze op te heffen. De te identificeren knelpunten en daaruit voortvloeiende maatregelen moeten niet uitsluitend beschouwd worden met het oog op de bescherming van individuele soorten, maar met het doel om ecosystemen te behouden. Dit vereist een heldere kijk op mogelijke knelpunten en kennis van processen op landschapsschaal.

1.2 Doelstelling

Bestaande herstelstrategieën focussen op het herstel van de abiotische condities en processen en herstel van vegetaties onder invloed van beheer (Jansen et al., 2010). Dit project heeft niet tot doel om herstelmaatregelen vanuit dit perspectief te evalueren. Het doel is specifiek voor de bedreigde soorten knelpunten te herkennen voor het herstel van de ecosystemen met de bijbehorende soorten in het nat zandlandschap. Op basis daarvan kunnen (aanvullende) herstelmaatregelen worden geformuleerd. Eerdere pogingen daartoe strandden vooral bij de fauna op het gebrek aan monitoringreeksen waarin ook de aantalsontwikkelingen van diersoorten zijn gevolgd (Jansen et al., 2010). Daarom is er in dit project nadrukkelijk voor gekozen om de bestaande expertkennis van soortendeskundigen en terreinbeheerders aan te

boren. Omdat de vraag voor toepassing in de praktijk urgent is, is in dit project een pragmatische aanpak gevolgd om groepen bedreigde soorten met vergelijkbare reacties op herstelmaatregelen of het uitblijven daarvan te herkennen en de respons van deze soorten te koppelen aan bepaalde herstelmaatregelen of ecologische condities.

1.3 Onderzoeksvragen

De volgende onderzoeksvragen zijn geformuleerd:

1. Welke bedreigde – of althans zeldzame – soorten reageren tot op heden a) niet, b) wel of c) soms niet, soms wel op herstelmaatregelen?
2. Is de respons van de laatste groep te verklaren uit gebiedseigenschappen of combinaties van herstelmaatregelen?
3. Hoe vertalen de ontstane inzichten ten aanzien van de achteruitgang van bedreigde kenmerkende soorten die voortkomen uit de kenmerkenanalyses zich naar nieuwe beheersmaatregelen? Welk onderzoek moet worden uitgevoerd om het bestaan van de vermoede knelpunten te verifiëren en de voorgestelde maatregelen te toetsen?

2 Aanpak van het onderzoek

Het onderzoek is uitgevoerd in twee fasen:

- Fase 1: Het onderscheiden van groepen bedreigde soorten met vergelijkbare reacties op herstelmaatregelen (of het uitblijven van een reactie) in relatie tot belangrijke terreincondities en het formuleren van hypothesen over knelpunten voor soorten en welke maatregelen nodig zijn om de soorten die achteruitgaan er bovenop te helpen.
- Fase 2: Het toetsen van de aan het einde van de eerste fase geformuleerde hypothesen. Verschillende situaties in natuurterreinen zijn als 'uitgevoerd experiment' beschouwd en de hypothesen zijn 'getoetst' door vergelijking tussen gebieden, om zo in korte tijd meer inzicht te krijgen in knelpunten voor soorten en veelbelovende maatregelen.

2.1 Soortenselectie

De eerste fase is gericht op het boven water halen van bestaande kennis en inzichten ten aanzien van de achteruitgang en het beheer van bedreigde soorten. Hiervoor zijn bestaande databases met verspreidingsgegevens en uitgevoerde EGM-maatregelen geanalyseerd en zijn brainstormsessies met beheerders en soortdeskundigen georganiseerd. De aanpak om via het raadplegen van soortdeskundigen en terreinbeheerders te komen tot het herkennen van knelpunten en het formuleren van maatregelen om knelpunten op te lossen, heeft wel valkuilen. De analyse kan teveel gebaseerd worden op indrukken en anekdotische kennis en het risico bestaat dat we onvoldoende zicht krijgen op maatregelen die wel belangrijke knelpunten voor soorten kunnen wegnemen, maar zichzelf nog niet hebben bewezen. Daarom is in dit project tevens gebruik gemaakt van aanwezige verspreidingsgegevens om expertkennis over voor- en achteruitgang te kunnen onderbouwen.

De soortenkeuze is in eerste instantie zo min mogelijk ingeperkt: er zijn zoveel mogelijk soortgroepen meegenomen, mits aan een aantal randvoorwaarden is voldaan. Ten eerste moesten er voldoende data over de soorten aanwezig zijn om bedreigde (dan wel zeldzame) soorten voor het natte zandlandschap aan te kunnen wijzen. Ten tweede moesten er voor deze soorten verspreidingsgegevens digitaal op km-schaal beschikbaar zijn, inclusief informatie over waarnemingsinspanning (aantal waarnemingen per km-hok). En ten derde moest er voldoende ecologische kennis over de soorten zijn om hun binding aan het natte zandlandschap inzichtelijk te kunnen maken. Er is voor gekozen om te werken met soortgroepen waarvoor Nederlandse Rode Lijsten zijn opgesteld, zodat de mate van bedreiging voor de soorten is gedefinieerd. De enige uitzondering hierop zijn de loopkevers, waarvan geen Rode Lijst beschikbaar is, maar wel voldoende kennis aanwezig is over de mate van bedreiging. Van de Rode-Lijstsoorten zijn de soorten geselecteerd waarvoor het natte zandlandschap een belangrijk deel van het verspreidingsgebied is.

Tabel 1: Soortgroepen, gegevensbronnen en geraadpleegde deskundigen.

Table 1: Species groups, data sources and experts consulted for this study.

Soortengroep	Gegevensbron	Geraadpleegde deskundigen
Zoogdieren	Zoogdierverseniging	Johan Thissen
Vogels	SOVON	Henk Sierdsema
Amfibieën en Reptielen	RAVON	Jeroen van Delft, Raymond Creemers
Dagvlinders	De Vlinderstichting	Michiel Wallis de Vries, Dick Groenendijk
Nachtvinders	De Vlinderstichting	Dick Groenendijk
Libellen	De Vlinderstichting	Tim Ternaat, Dick Groenendijk
Loopkevers	-	Ron Felix, Dré Teunissen, Jinze Noordijk, Rikjan Vermeulen
Bijen	EIS-NL	Ivo Raemakers, Theo Peeters
Mieren	EIS-NL	Jinze Noordijk, Jap Smits
Sprinkhanen	EIS-NL	Roy Kleukers
Kokerjuffers	EIS-NL	David Tempelman
Vaatplanten	FLORON	Ruud Beringen, Fons Eysink
Mossen- en korstmossen	BLWG	Laurens Sparrius
Paddenstoelen	NMV	Emiel Brouwer, Eef Arnolds

Allereerst is voor alle soortgroepen een selectie gemaakt van bedreigde soorten met hun zwaartepunt in het Natte Zandlandschap. Dit leverde een selectie van 448 soorten. Voor de in tabel 2 vermelde soortgroepen zijn verspreidingsgegevens op km-schaal opgevraagd over de periode 1989-2010. Op basis van de Nederlandse loopkeveratlas (Turin 2000) en overleg met enkele soortspecialisten zijn 8 loopkeversoorten geselecteerd, waaraan in dit onderzoek aandacht is besteed. Van loopkevers waren gegevens van na 1999 niet bij EIS-NL beschikbaar, zodat zij niet in de analyse van verspreidingsgegevens konden worden meegenomen. Er zijn geen zoogdieren waarvoor het natte zandlandschap een zwaartepunt vormt van hun verspreidingsgebied. Deze diergroep is daarom verder niet in het onderzoek meegenomen.

2.2 Trendbepaling op basis van verspreidingsgegevens

Van de 448 geselecteerde Rode-Lijstsoorten zijn alle waarnemingen uit de periode 1989-2010 per jaar per km-hok opgevraagd uit de databestanden van soortgroepen in Nederland. Deze selectie leverde gegevens op van 440 soorten behorend tot de volgende groepen: vogels, amfibieën, reptielen, libellen, kokerjuffers, dagvlinders, nachtvinders, bijen, sprinkhanen, mieren, vaatplanten, (korst)mossen en paddenstoelen. Voor elk van deze 440 soorten is de landelijke trend vastgesteld door te berekenen in hoeveel km-hokken de soort is toegenomen, afgenomen en stabiel gebleven bij vergelijking van de periode 2000-2010 met 1989-1999. Om te corrigeren voor verschillen in inventarisatie-intensiteit tussen deze twee perioden is ook het totaal aantal waarnemingen en het aantal waargenomen soorten per jaar per km-hok opgevraagd. Vervolgens zijn deze waarnemingsdata in 1 groot bestand samengebracht.

Voor de broedvogels en vaatplanten gold een iets andere benadering. Voor de vaatplanten was het aantal waarnemingen niet beschikbaar en ook minder relevant omdat, wanneer waarnemingen beschikbaar zijn, vaak ook de hele flora is geïnventariseerd. Voor deze groep moest dus gewerkt worden met aan- of afwezigheid van de soort. Voor de vogels zijn de gegevens gebruikt van broedvogel-monitoringplots (BMP) met gestandaardiseerde

waarnemingsinspanning, waardoor ook de afwezigheid uit de gegevens is af te leiden. Wanneer er binnen een km-hok gegevens van verschillende BMP-plots waren, dan zijn deze per jaar gemiddeld.

Tabel 2. Aantal geselecteerde soorten per soortgroep waarvan verspreidingsgegevens zijn opgevraagd en geanalyseerd. De kolom 'Trendberekening' geeft het aantal soorten waarvoor de trend over de perioden 1989-1999 en 2000-2010 kon worden berekend.

Table 2: Number of selected species per taxonomic group for which distribution data were obtained and analysed. The column 'Trendberekening' gives the number of species for which the trend between the periods 1989-1990 and 2000-2010 could be estimated.

Soortgroep	Aantal soorten Totaal	Trend-berekening	Aantal soort * km-hok- combinaties
Bijen	5	5	354 (0,4%)
Dagvlinders	11	11	2779 (2,9%)
Fungi	165	165	24529 (26%)
Herpetofauna	9	9	11601 (12%)
Kokerjuffers	16	12	524 (0,6%)
Korstmossen	16	15	1350 (1,4%)
Libellen	13	13	5543 (5,9%)
Mieren	6	5	1910 (2,0%)
Mossen	61	60	6979 (7,4%)
Nachtvinders	29	23	967 (1,0%)
Sprinkhanen	3	3	1245 (1,3%)
Vaatplanten	93	93	30685 (32%)
Vogels	13	13	6173 (6,5%)
Totaal aantal soorten	440	427	

Voor alle 427 van de 440 soorten zijn trends vastgesteld van de periode 2000-2010 ten opzichte van de periode 1989-1999. Van 13 soorten waren onvoldoende waarnemingen om een trend te kunnen berekenen. De toegepaste methode is noodzakelijkerwijs eenvoudig, omdat deze ook op soortgroepen met weinig data toepasbaar moest zijn. De trendbepaling vormt dus een ruwe indicatie met het voordeel van objectiviteit. Voor zover mogelijk zijn per soort per km-hok de volgende berekeningen van de trend gemaakt (range -100 tot +100):

$$\% \text{ verandering} = 100 * [\% \text{waarnemingen}_{2000-2010} - \% \text{waarnemingen}_{1989-1999}] / \% \text{waarnemingen}_{1989-1999}$$

Daarbij zijn de volgende categorieën onderscheiden:

Onbekend: trend niet vast te stellen door ontbrekende gegevens in één van beide perioden, gedefinieerd als: geen of hooguit 1 waarneming van de soortgroep in een zeker km-hok in één van beide perioden

Zwerver: alleen voor dagvlinders onderscheiden, omdat daar de waarnemingsinspanning het grootst is van alle soortgroepen buiten de vogels. Gedefinieerd als: slechts 1 waarneming van de betreffende soort in een km-hok over de hele periode 1989-2010.

Achteruit: percentage verandering van de soort in periode 2000-2010 ten opzichte van 1989-1999 bedraagt <-33%

Stabiel: percentage verandering van de soort in periode 2000-2010 ten opzichte van 1989-1999 bedraagt -33% tot +33%

Vooruit: percentage verandering van de soort in periode 2000-2010 ten opzichte van 1989-1999 bedraagt > +33%. Ook bij voldoende waarnemingen in beide perioden en $\% \text{waarnemingen}_{1989-1999} = 0$ is de verandering als vooruitgang beschouwd.

Omdat voor de vaatplanten geen aantallen per km-hok beschikbaar zijn, is voor deze groep soorten de verandering eenvoudiger gedefinieerd. Bij waarnemingen van vaatplanten in beide perioden:

Achteruitgang: soort wel in de periode 1989-1999 waargenomen, maar niet in de periode 2000-2010

Stabiel: soort in beide perioden waargenomen

Vooruit: soort wel in 2000-2010 waargenomen, maar niet in 1989-1999

Voor de vogels zijn km-hokken met 0 broedparen van een soort over de hele periode 1989-2010 verwijderd uit de analyse voor die soort.

Per soort zijn kaartjes gemaakt met de trend per km-hok, die vervolgens zijn gebruikt bij de besprekingen met de soortgroepdeskundigen. Bijlage 1 geeft een overzichtstabel met per soort het aantal km-hokken per trendcategorie (bijlage 1). In deze tabel zijn de percentages Achteruitgang, Vooruitgang en Stabiel berekend op basis van het aantal km-hokken met bekende trend (dus exclusief Onbekend en Zwervers). Het percentage Onbekend is berekend op basis van het totaal aantal km-hokken met waarnemingen van de soort (excl. Zwervers voor de dagvlinders). Over het geheel is de verdeling van aantallen soort*km-hok combinaties als volgt: Achteruitgang 2916, Stabiel 1298, Vooruit 3800 en Onbekend 3587.

De overzichtstabel in bijlage 1 geeft verder per soort de landelijke aanwezigheid met het aandeel en de trend voor de Hogere zandgronden, d.w.z. de km-hokken die overwegend tot die fysisch-geografische regio worden gerekend. Sommige soorten zijn daadwerkelijk geheel tot de zandgronden beperkt, maar dit is een minderheid. Omgekeerd waren er van de zeer zeldzame kokerjuffer *Limnephilus incisus* geen verspreidingsgegevens uit de periode 1989-2010 bekend voor de Hogere zandgronden. In de overzichtstabel zijn ook de soorten aangeduid die meer dan gemiddeld (over alle soorten): zeldzaam zijn, achteruit gaan of slecht onderzocht zijn (=trend relatief vaak niet vast te stellen).

Naast de overzichten per soort zijn ook een overzicht en kaartjes van de soortentrends per km-hok gemaakt, uitgedrukt als % soorten (van totaal aantal soorten met bekende trend) dat in de periode 2000-2010 vooruit of achteruit is gegaan t.o.v. de periode 1989-1999. Hierbij zijn alleen de km-hokken met minimaal 10 soorten met bekende trend meegenomen.

2.3 Gesprekken met soortdeskundigen en beheerders

Soortenexperts en beheerders hebben een grote hoeveelheid veldervaring met het voorkomen en beheren van soorten. Hun kennis is in dit onderzoek nadrukkelijk benut om enerzijds trendinformatie te toetsen en aan te vullen en anderzijds de relatie met landschappelijke kenmerken en de uitgevoerde maatregelen op te helderen. Aan de hand van de lijst van soorten en berekende trends zijn gesprekken gehouden met de verschillende deskundigen en beheerders. Men is gevraagd of 1) zij de gevonden trends herkennen, 2) er belangrijke soorten zijn die zij missen, 3) zij de respons van groepen van soorten kunnen herleiden tot eigenschappen van deze soorten, 4) zij de afwijkende respons van groepen van soorten in bepaalde gebieden kunnen relateren aan bepaalde (combinaties) van beheersingrepen of terreinkenmerken. Op basis van deze gegevens en de expert judgement is bekeken of we de oorzaken kunnen achterhalen waardoor soorten niet, of

onvoldoende, positief reageren op beheersmaatregelen.

De resultaten en voornaamste conclusies van de eerste fase van het onderzoek en voorstellen voor onderzoek in de tweede fase zijn samengevat, gepresenteerd en bediscussieerd in de werkconferentie op 16 maart 2012 in Nijmegen, waaraan beheerders, soortgroepdeskundigen en enkele leden van de relevante deskundigenteams deelnamen. In de gesprekken met soortdeskundigen en beheerders tijdens de eerste fase van het project kwamen een aantal knelpunten voor soorten en hoe het beheer uitgevoerd zou moeten worden om deze knelpunten op te heffen of te vermijden regelmatig terug. Deze aspecten zijn geformuleerd in zes hypothesen (hoofdstuk 3).

2.4 Aanpak toetsing hypothesen

Om op korte termijn meer inzicht te krijgen in knelpunten voor bedreigde soorten en hoe knelpunten met maatregelen opgelost kunnen worden, is er in overleg met de begeleidingsgroep niet voor gekozen de in de eerste fase geformuleerde hypothesen te toetsen door het uitvoeren van veldexperimenten, maar een 'toetsing' van de hypothesen door het vergelijken van gebieden die een contrasterend beeld laten zien in de ontwikkeling van zoveel mogelijk van de bedreigde soorten. Daartoe zijn acht terreinen, gegroepeerd in drie gebiedskoppels, geselecteerd en zijn in deze terreinen veld- en brainstormsessies gehouden met de beheerders van de gebieden en een aantal soortendeskundigen. Deze zijn bedoeld om inzichtelijk te maken welke processen en condities in de gebieden sturend zijn in de trends die de bedreigde soorten laten zien.

Vanwege een te geringe omvang van deze steekproef van acht gebieden is een met statistiek onderbouwde toetsing van al deze hypothesen in het kader van dit project niet mogelijk. Dat neemt niet weg dat in de vergelijking van de gebiedskoppels zowel inzichtelijk moet worden door welke ontwikkelingen soorten afnemen, als dat duidelijk moet worden welke condities en beheer leiden tot herstel en behoud van populaties van deze soorten. Naast de toetsing op basis van de vergelijking tussen gebieden die verschillen in de trends van soorten zijn de hypothesen voor zover mogelijk ook getoetst (met statistische toetsing) op basis van de trendgegevens die in de eerste fase van dit project zijn verkregen.

2.5 Gebiedskoppels

De contrasterende gebiedskoppels zijn gekozen op basis van de dataset van de landelijke verspreidingsdata, die in de eerste fase van het project is gemaakt. Deze dataset bevat echter veel onvolkomenheden, met name wanneer naar afzonderlijke terreinen wordt gekeken. Van terreinen zijn lokaal vaak meer gegevens bekend dan in de landelijke databanken zijn opgenomen. Daarom is een aantal stappen doorlopen om de kwaliteit te vergroten van de gegevens waarop de keuze van de gebiedskoppels plaatsvond.

Voor deze analyse zijn natuurgebieden geselecteerd, vooral op de hogere zandgronden, maar ook een aantal in de duinen, waar ook een behoorlijk aantal van de geselecteerde bedreigde soorten voorkomt. Per gebied is voor elk van de geselecteerde soorten berekend in hoeveel km-hokken een soort vooruit of achteruit is gegaan (vergelijking tussen de perioden 1990-1999 en

2000-2010). Hierbij zijn alleen de km-hokken meegenomen waar meer dan 9 van de geselecteerde bedreigde soorten een bekende trend hadden (de beter onderzochte hokken dus). Per gebied is het percentage gevallen (soort x km-hok combinaties) met achteruitgang of vooruitgang berekend. Vervolgens is voor elk gebied per soort gescoord of er over de periode 1990-2010 sprake is geweest van voor- of achteruitgang. Dit werd beoordeeld op basis van het %Achteruitgang ($\leq 25\%$ voor Vooruit (V), $\geq 75\%$ voor Achteruit (A)). Daarbij is rekening gehouden met de achterliggende data: m.n. voor gebieden (c.q. soorten) met weinig km-hokken is geen trend toegekend wanneer het slechts om enkele waarnemingen (c.q. broedparen) ging, maar andersom is bij weinig km-hokken wel een trend toegekend wanneer er meer waarnemingen binnen een km-hok waren die de trend ondersteunen. Voor dagvlinders is op grond van uitgebreidere achtergrondkennis in sommige gevallen een bijstelling van de gescoorde trend gemaakt en zijn sommige soorten die in 1990-2010 geen voortplanting in het betreffende gebied hadden uit de data verwijderd. Paddenstoelen zijn bij deze bewerking in dit stadium niet meegenomen: deze soortengroep omvat een groot aantal soorten (die het algehele beeld dus sterk zouden beïnvloeden), terwijl van veel soorten de verspreiding en trend slecht bekend zijn. Een trendbepaling bij paddenstoelen is ook methodologisch lastig, omdat alleen de vruchtlichamen worden genoteerd. Wanneer deze niet worden waargenomen, kunnen de mycelia onopgemerkt wel aanwezig zijn.

Daarna is opnieuw naar de trends gekeken voor slechts die soorten (N=129) waarvoor in minimaal één gebied een trend gescoord is. De verhouding vooruit/achteruitgang wijzigde voor deze selectie nauwelijks ten opzichte van de verhouding voor de totale soortensamenstelling. Voor de 129 geselecteerde soorten zijn de trends verder gedifferentieerd: A en V zoals boven aangegeven, matig A of V bij % Achteruit resp. 67-74 en 26-33, Stabiel bij % Achteruit 34-66, en mogelijk A of V (A? of V?) bij 100% resp. 0% achteruitgang maar onvoldoende data voor een duidelijker oordeel.

Van de dataset van de 129 geselecteerde soorten is een kruistabel van soorten x gebieden gemaakt. Daarbij zijn alleen combinaties gebruikt waarbij de soorten een verandering vertonen van 75% of meer. Dus de categorieën matig voor- of achteruit en mogelijk voor- of achteruit (zie bovenstaande criteria) zijn weggelaten om de betrouwbaarheid van de data te vergroten. Op basis van deze data-analyses is een voorselectie gemaakt van 14 gebieden:

1. Ameland
2. Bargerveen
3. Bergvennen
4. Boswachterij Dwingeloo
5. Buurserzand
6. Dwingelerveld
7. Engbertsdijkerven
8. Fochteloërveen
9. Hamert
10. Kampina
11. Korenburgerveen
12. Meinweg
13. Strabrecht
14. Terschelling

De op deze wijze op basis van de verspreidingsgegevens berekende trends van deze geselecteerde soorten zijn per gebied voorgelegd aan de terreinbeheerders of andere kenners van het gebied. Zij hebben op basis van de bij hen beschikbare gegevens en ervaring de berekende trends beoordeeld

en zo nodig gecorrigeerd. Correctie was ondermeer nodig voor gebieden waarvan alleen oudere gegevens waren opgenomen in de landelijke databanken en recente gegevens ontbraken. Dit was ook duidelijk het geval voor Terschelling, dat daardoor in de analyse van trends uit de landelijke databank in negatieve zin opviel. Zij gaven ook aan dat zij voor een aantal soortgroepen onvoldoende kennis of gegevens hebben om de berekende trends te kunnen beoordelen.

Op basis van de gecorrigeerde trendgegevens zijn de volgende gebiedskoppels van twee of drie gebieden geselecteerd, die relatief veel tegengestelde trends van soorten vertonen en daarmee naar verwachting de meeste nuttige informatie voor dit project zouden opleveren.

1. Bergvennen – Strabrechtse Heide – Kampina
2. Bargerveen – Fochteloërveen
3. Engbertsdijkerven – Dwingelerveld – Boswachterij Dwingeloo

Deze 8 terreinen zijn in februari en maart 2013 bezocht samen met de betrokken beheerders per gebiedskoppel en soortendeskundigen, die zijn uitgenodigd op basis van soorten die voorkomen in deze gebiedskoppels. Tijdens de terreinssessies is getracht voor elk van de bedreigde soorten concreet aan te geven welke elementen in het gebied of oorzaken binnen of buiten het gebied van doorslaggevend belang zijn voor de trend van de soort:

- wat werkt limiterend/faciliterend voor de soort?
- wat is de betekenis van terreincondities daarin?
- wat is de rol van het beheer daarin?

3 Bestaande kennis en hypothesen

3.1 Bestaande kennis

In deze paragraaf worden de resultaten uit de eerste fase van dit project per soortgroep besproken. Per soortgroep worden de knelpunten, beheeraspecten en geconstateerde kennislacunes besproken die naar voren kwamen tijdens de gesprekken met soortenexperts en terreinbeheerders. Een aantal meer algemene en meer systeemgerichte beheeraspecten die aan de orde kwamen, worden aan het einde van deze paragraaf besproken.

3.1.1 Vaatplanten

Voor de vaatplanten is gesproken met Ruud Beringen (FLORON) en Fons Eysink (Unie van Bosgroepen). Van de vaatplanten zijn 93 soorten in het onderzoek betrokken waarvan er 62 relatief zeldzaam zijn en er 32 relatief vaak (>35% van de km-hokken) achteruit zijn gegaan. Van 21 soorten was de trend vaak (>30% van de km-hokken) onbekend.

Versnippering

Versnippering wordt als probleem voor vaatplanten gezien. Daarbij gaat het om beperkte verspreidingsmogelijkheden van met name plantensoorten met zwaardere zaden, afname van genetische variatie in kleine geïsoleerde populaties en problemen met bestuiving door afwezigheid van insectensoorten die daarbij een sleutelrol vervullen.

Belang van gradiënten

Gradiënten in vochtigheid, zuurbuffering en beschikbaarheid van mineralen en voedingsstoffen zijn erg belangrijk voor vaatplanten om zich langdurig in terreinen te kunnen handhaven. De variatie in standplaatscondities die dankzij gradiënten aanwezig is, zorgt ervoor dat populaties van soorten zich kunnen handhaven bij wisselende omstandigheden (klimaat, herstelmaatregelen). Deze gradiënten hangen veelal samen met variatie in hoogteligging (reliëf). Vanwege de kleine oppervlakte van veel Nederlandse terreinen zijn gradiënten zelden compleet. Soorten met tegenstrijdige eisen zijn op zich geen probleem in het beheer, als je het voorkomen van soorten en variatie in groeiplaatsen maar op een hoger schaalniveau bekijkt. Voor succesvol herstel is het dan ook van belang dat verschillende terreineigenaren op regionaal niveau samenwerken aan herstel op landschapsschaal. Naast het herstel op landschapsschaal is ook het beheer van de aanwezige gradiënten van groot belang. Vanuit de beheerkant is het bij plaggen van belang om niet slechts een enkele zone in de gradiënt te plaggen, maar over de hele gradiënt plagplekken te maken. Zo worden weer pionierstadia gecreëerd op de gehele overgang van nat naar droog. Wanneer slechts een zone binnen de gradiënt wordt geplagd –en zeker wanneer deze zone volledig wordt geplagd– bestaat bovendien het risico dat zaadbanken en relictpopulaties compleet worden verwijderd.

Belang van kleinschalig beheer

Met name grootschalig (en diep) plaggen is voor veel soorten ongunstig, omdat hiermee ongunstige kiemingsomstandigheden worden gecreëerd en er een groot deel van de zaadbank wordt verwijderd. Er wordt geconstateerd dat de van nature of vanuit historisch gebruik meest dynamische gebieden momenteel laag dynamisch worden beheerd, terwijl ook het omgekeerde vaak voorkomt. Gebrek aan dynamiek en het daarmee gepaard gaande terugzetten van successie zorgt voor de achteruitgang van pioniersoorten.

Herstel hydrologie

In het huidige landschap zijn meer kwaliteiten aanwezig die kenmerkend zijn voor voeding door regenwater, terwijl de condities voor systemen die afhankelijk zijn grondwater of buffering onvoldoende zijn hersteld. Een groot deel van de bedreigde soorten is goed te helpen met het realiseren van de vereiste hydrologische standplaatscondities. Dit vereist maatwerk per gebied. Herstelmaatregelen kunnen zowel op regionaal niveau als op lokaal niveau noodzakelijk zijn. Het dichten van greppels en sloten kan de lokale grondwaterstromen weer herstellen, waarmee er voor verschillende soorten weer geschikte standplaatscondities ontstaan. Veel winst kan geboekt worden door het dempen van sloten die dwars door gradiënten zijn gegraven of ondiepe ondoorlatende lagen doorsnijden.

3.1.2 Mossen en korstmossen

Voor de mossen en korstmossen is gesproken met Laurens Sparrius (BLWG). Van de mossen zijn 61 soorten onderzocht waarvan er 53 relatief zeldzaam zijn en 32 soorten relatief vaak achteruit zijn gegaan; van 11 soorten was de trend vaak (>30% van de km-hokken) onbekend. Van de groep van de korstmossen zijn 16 soorten onderzocht, waarvan er 13 relatief zeldzaam zijn en waarvan er 10 relatief vaak achteruit gaan. Van 14 soorten was de trend vaak onbekend. In 2009 is een overzicht gegeven van de belangrijkste knelpunten en maatregelen ten aanzien van mossen en korstmossen (Bijlsma et al., 2009).

Het OBN-Preadvies over mossen en korstmossen geeft een goed overzicht van de bestaande kennis (Bijlsma et al., 2009). Binnen het nat zandlandschap worden de volgende belangrijkste knelpunten genoemd:

1. Verdroging en vergrassing van vochtige heide
2. Verzuring en eutrofiëring van (zeer) zwak gebufferde vennen
3. Traag herstel van hoogveenontwikkeling
4. Effecten van stikstofdepositie op organisch materiaal als vestigingsmilieu voor mossen en korstmossen
5. Geringe oppervlakte nat schaalland en moeras
6. Afwezigheid van verstoringsdynamiek van natuurontwikkeling en -herstel
7. Verdroging en eutrofiëring van broekbossen
8. Omvorming en verdroging van beekbegeleidende bossen en bronmilieus
9. Uitblijven van verstoringsdynamiek en open pioniermilieus van vochtige bossen

Over knelpunt 4 is nog veel onduidelijk, maar vermoedelijk is het voor een groot aantal soorten van belang (Bijlsma et al., 2009). Over het algemeen gaat het goed met de epifyten dankzij de afname van luchtvervuiling ('zure

regen'). Ook een aantal pioniersoorten doet het goed dankzij natuurontwikkelingsprojecten.

Verruiging of vergrassing en als gevolg daarvan ophoping van strooisel vormt voor mossen en korstmossen een belangrijk probleem. Maatregelen die dat tegengaan, zijn in principe positief. Langlevende soorten zijn afhankelijk van stabiele milieus en die worden bedreigd door verruiging (versnelde successie als gevolg van vermessing), of frequente ingrepen die nodig zijn om successie terug te zetten. Kortlevende soorten reageren positief op plaggen van matig vochtig, lemig zand. Dit mede door gemakkelijke verspreiding via schimmelsporen. Kleinschalig plaggen is optimaal wanneer daarbij gezorgd wordt voor steilrandjes: deze randjes blijven onbegroeid door vaatplanten. Op het zuiden geëxponeerde randjes drogen uit en zijn een goede plek voor korstmossen, terwijl op het noorden geëxponeerde randjes een goede plek zijn voor blad- en levermossen. In natte heide zou bevoeiing/leemaanvoer goed kunnen uitpakken, omdat het de pH verhoogt en de afbraak van strooisel stimuleert, mits overstroming niet te lang duurt. Ophopen van strooisel wordt ook beperkt wanneer basische kwel optreedt zonder dat het water op maaiveld komt. Overigens draagt een goed ontwikkeld humusprofiel sterk bij aan een betrouwbare vochtvoorziening voor mossen (plaggen niet!). (Druk)begrazing met paarden op vochtige heide pakt op aantal plekken goed uit voor vaatplanten en kan ook voor levermossen wel geschikte plekken creëren of in stand houden, maar voor langlevende soorten vormt betreding wel een probleem.

Voor een soortenrijkere veenmosvegetatie is reliëf van belang, omdat dit zorgt voor variatie in vochtigheid: van wisselvochtig tot continue nat. Dit reliëf kan zowel op microschaal aanwezig zijn (pollen van bijv. Pijpenstrootje of Eenarig wollegras die door veenmossen overgroeid kunnen worden, of bultvormende veenmossen die uitgroeien boven andere soorten), als op grotere schaal (variatie in maaiveldhoogte).

De aanwezigheid van relictpopulaties speelt een grote rol in de respons op herstelbeheer. Sporulatie treedt in Nederland bij diverse veenmossoorten zelden of niet op, zodat verspreiding over grotere afstanden problematisch is. Het transplanteren van plukken veenmos werkt goed.

3.1.3 Paddenstoelen

Voor deze soortgroep is gesproken met Emiel Brouwer (NMV en B-Ware). Samen met Eef Arnolds heeft hij een notitie opgesteld over de gevolgen van aantastingen en effecten van beheermaatregelen op paddenstoelen in diverse biotopen van het natte zandlandschap (Bijlage 3). Delen hiervan zijn hieronder opgenomen. Voor dit project zijn verspreidingsgegevens van 165 soorten geanalyseerd, waarvan 135 soorten relatief zeldzaam zijn en 68 soorten relatief vaak achteruit gaan. Van 62 soorten was de trend vaak (>30% van de km-hokken) onbekend.

Algemeen

Bij de paddenstoelen gaat het om veel soorten en er is weinig onderzoek aan gedaan. Op plekken met concentraties van bedreigde paddenstoelen zijn zelden herstelmaatregelen toegepast en op plekken waar herstelmaatregelen worden toegepast, is zelden naar paddenstoelen gekeken.

Stikstof en basen

Hoge beschikbaarheid van stikstof en lage basenverzadiging vormen belangrijke problemen. In het bijzonder een groot aantal mycorrhizasoorten is zeer sterk getroffen door verzuring en stikstofdepositie (Janssen, 1981). Bovendien vertraagt stikstof de afbraak van ligninerijk strooisel en de resulterende accumulatie van strooisel is nadelig voor mycorrhiza-paddenstoelen (Knorr et al., 2005). Het effect van een afnemende stikstofdepositie sinds het einde van de vorige eeuw is merkbaar op strooiselarme plekken. Op dergelijke plekken in voedselarme loofbossen zijn bijvoorbeeld stekelzwammen weer toegenomen (Arnolds, 2003). Voor de meest gevoelige soorten lijkt de stikstofdepositie nog steeds te hoog; deze keren ook daar niet terug (Veerkamp & Arnolds, 2008).

Herstel van ecosystemen is in principe ook goed voor paddenstoelen, waarbij het belangrijk is voedselarmoede en buffering (wel basenverzadiging, maar niet pH omhoog) te herstellen. Verspreiding van de meeste soorten is gemakkelijk, dus dat vormt meestal geen belemmering bij de respons van soorten op herstelbeheer. De meest voorkomende herstelmaatregelen in het natte zandlandschap die voor paddenstoelen relevant zijn, zijn hydrologisch herstel, herstel van de basenverzadiging, en afvoer van organisch materiaal middels bijvoorbeeld plaggen of begrazen.

Hydrologisch herstel

Hydrologisch herstel is in principe gunstig voor de mycoflora van heidevelden, graslanden en bossen. Wel zijn er voor de paddenstoelen enkele aandachtspunten. Wanneer het terrein ook in de zomer zeer nat blijft, kunnen mycelia in de bodem niet of nauwelijks overleven. Vasthouden van water in de zomerperiode is dus zeer nadelig. Dit geldt over het algemeen ook voor de vegetatie. Ten tweede komen vaak restpopulaties voor langs greppels. In bossen is dat zo, omdat daar de strooisellaag ontbreekt en in natte graslanden, omdat daar de ontwatering wat beter is. Dichten van deze greppels leidt gemakkelijk tot het verdwijnen van restpopulaties.

Herstel basenverzadiging

Herstel van de basenverzadiging gebeurt vaak middels bekalking. Deze kalk wordt uitgestrooid en heeft vooral effecten op de bovenste centimeters van de bodem. De pH loopt daar zo sterk op dat de afbraak van organisch materiaal wordt gestimuleerd. Bij zo'n pH-stijging vindt ook een verschuiving plaats van schimmel gedomineerde afbraak naar bacterie gedomineerde afbraak. Het is dan ook niet verwonderlijk dat bekalking vooral in bossen leidt tot verruiging en verlies van kenmerkende paddenstoelen (Van Dobben, 2010). Aan de andere kant weten we dat een herstel van de basenverzadiging essentieel is voor de terugkeer van veel kenmerkende soorten. Er moet dus gezocht worden naar methoden om de basenverzadiging te herstellen zonder dat daarbij de pH (plaatselijk) te ver oploopt. Dit kan mogelijk door jarenlang zeer licht te bekalken (liefst in combinatie met strooiselroof), of door kalkhoudend water op te brengen of kalkhoudend grondwater weer tot in de wortelzone te laten stijgen. De vaak zeer bijzondere mycoflora aan de rand van schelpenpaden geeft aan dat hier mogelijkheden zijn (Brouwer et al., 2009).

Verwijderen strooisel en plaggen

Het verwijderen van strooisel gebeurt nu vooral in wegbermen en op begraafplaatsen. Het heeft zeer gunstige effecten voor de mycoflora van voedselarme bossen. In bossen wordt deze maatregel niet toegepast. Aangezien wegbermen vaak uiterst belangrijke refugia zijn voor stikstofmijdende bospaddenstoelen, zou het goed zijn om dit beheer eens

onder de loep te nemen. Er is nog veel onbekend over de invloed van bijvoorbeeld bodemsamenstelling, de mate waarin blad kan wegwaaien, het gebruik van de aangrenzende weg, de aanwezigheid en het peilbeheer van aangrenzende sloten, de lokale gewoonte om wegbermen af te schrapen, aanvullend maaibeheer, betreding en recreatief gebruik.

Plaggen wordt als praktijkmaatregel alleen toegepast in heidevelden en graslanden en is experimenteel getest in bossen. In eerste instantie leidt dit tot het verdwijnen van veel van de aanwezige soorten (Keizer, 1990; Baar, 1996). Slechts enkele pioniers profiteren van de aanwezigheid van vochtige, voedselarme, open grond. Op de langere termijn treedt mogelijk herstel op, maar dit is vrijwel niet onderzocht. Vooral in graslanden is het van belang om van te voren na te gaan of te plaggen delen rijk zijn aan bijzondere graslandpaddenstoelen.

Begrazing

Begrazing van natuurterreinen in het natte zandlandschap is in ieder geval gunstig voor de groep van mestbewonende paddenstoelen. Dat geldt vooral voor begrazing met paarden of koeien, maar in veel mindere mate voor schapen. Ook kan begrazing gunstig zijn voor graslandpaddenstoelen, indien er terreindelen zijn die voortdurend kort gehouden worden door de grazers. Aan de andere kant kan het overschakelen op extensieve begrazing leiden tot verruiging van graslanden, waarbij de mycologische waarden snel afnemen.

Natuurontwikkeling

Bij de inrichting van de EHS is er vooral aandacht voor de ontwikkeling van lage vegetaties, zoals schraalgraslanden, heiden en moerassen. Als er al bos wordt aangeplant, is dit op de resterende stukken, vaak landbouwpercelen met een dikke fosfaatverzadigde toplaag. De ondergroei van zo'n bos blijft nog vele decennia erg ruig en er ontwikkelt zich geen bijzondere mycoflora. Dit is een gemiste kans voor de ontwikkeling van soortenrijk, voedselarm bos. De ontwikkelingen in dichtgroeende zandgroeves, opgespoten terreinen en sparreplanten op diepgeploegde landbouwbodems (Arnolds et al., 2004) laten zien dat zich in korte tijd een zeer bijzondere mycoflora kan ontwikkelen in zulke jonge bossen. Voorwaarde is een voedselarme, niet verzuurde bodem. Zo'n bodem is in de regel aanwezig onder de fosfaatverzadigde toplaag van landbouwpercelen. De onderhoudskosten van een dergelijk bos zijn bovendien veel lager dan die van bijvoorbeeld een schraalgrasland. Aangezien de zuurdepositie tegenwoordig sterk is teruggedrongen, is de kans ook groot dat de basenverzadiging in deze bossen voor lange tijd op peil blijft, iets wat in de bestaande bossen op zandgronden vrijwel nergens nog het geval is.

Een andere kans die vaak gemist wordt bij de omvorming van landbouwpercelen naar natuurterrein is het aanbrengen of handhaven van zo veel mogelijk reliëf. Dit is voordelig voor de vegetatie in het algemeen, maar in het bijzonder van belang voor paddenstoelen in natte natuur. Veel soorten zijn afhankelijk van een vochtige bodem of van een bodem die dankzij de invloed van grondwater niet verzuurt. Aan de andere kant zijn vrijwel alle soorten juist afhankelijk van enige drainage in de zomerperiode. Hoogteverschillen van enkele tientallen centimeters zijn dan genoeg om de juiste vochtcondities te creëren en indien deze verschillen over korte afstand aanwezig zijn, kunnen mycelia meebewegen met de vochtgradiënt in natte en droge jaren.

3.1.4 Kokerjuffers

Voor deze groep is gesproken met David Tempelman (EIS-Nederland). Er is een gebrek aan verspreidingsgegevens, waardoor alle 16 soorten die in dit onderzoek zijn betrokken relatief slecht zijn onderzocht. Negen van deze 16 soorten lijken relatief vaak achteruit te gaan. Enkele van de vooraf geselecteerde soorten zijn niet besproken, omdat ze toch algemeen zijn (*Limnephilus auricula*), er vrijwel niets van bekend is (*Limnephilus griseus*, *Limnephilus stigma*), of dat de kern van het verspreiding buiten het nat zandlandschap gelegen is (*Limnephilus binotatus*).

Terreinheterogeniteit

Voor het behoud en herstel van de diversiteit van kokerjuffers is variatie in watertypen essentieel. Zo zijn er soorten die afhankelijk zijn van periodieke wateren, zoals *Limnephilus luridus* (tijdelijke vennetjes), *Trichostegia minor* (droogvallende heidestroompjes) en *Limnephilus vittatus* (vennen met wisselende waterstanden). Een andere groep soorten komt juist voor in meer stabiele milieus, zoals *Hagenella clathrata* (vennen en poelen), *Agrypnia obsoleta* (vennen) en *Rhadicoleptis alpestris* (hoogveen). Belangrijk is dat het waterregime voorspelbaar is en in verband daarmee is ook continuïteit in het beheer belangrijk.

Hydrologisch herstel

In principe hebben veel soorten baat bij hydrologische herstelmaatregelen mits deze niet te snel en op grote schaal worden doorgevoerd. Met name soorten die gebaat zijn bij stabiele hoogveensystemen, zoals *Rhadicoleptis alpestris* en soorten die voorkomen in de laggzones van hoogvenen (*Limnephilus elegans*) kunnen profiteren van herstel van het hydrologisch systeem.

3.1.5 Sprinkhanen

Voor deze groep is gesproken met Roy Kleukers (EIS-Nederland). 3 soorten zijn onderzocht, waarvan er 1 relatief zeldzaam is en 1 andere soort relatief vaak achteruit gaat. Van alle 3 de soorten was de trend vaak (>30% van de km-hokken) onbekend.

Algemeen

Een belangrijke voorwaarde voor het voorkomen van de drie geselecteerde soorten is de aanwezigheid van vochtige condities voor de ei-ontwikkeling. Herstel van de hydrologie is dus in principe positief. De Moerassprinkhaan (*Stetophyma grossum*) is een goede vlieger die gemakkelijk geschikte terreinen kan bereiken en een positieve trend laat zien.

Hydrologisch herstel

Voor de twee meest kenmerkende soorten voor natte biotopen is de aanwezigheid van stabiele waterpeilen van belang. Ontwikkeling van de eieren vormt de belangrijkste bottleneck. Soorten van drogere milieus hebben een langzame ei-ontwikkeling. Deze komen onder vochtige en koude omstandigheden niet tot ontwikkeling. Deze vochtige omstandigheden zijn voor de Zompsprinkhaan (*Chorthippus montanus*) juist essentieel. De eieren moeten vochtig blijven, maar mogen niet langdurig onder water staan. Voldoende stabiele hydrologische omstandigheden zijn dus belangrijk. In drogere omstandigheden wordt de soort mogelijk weggeconcentreerd door Krasser (*Chorthippus parallelus*). Milieuomstandigheden lijken op die van

Moerassprinkhaan, maar deze laat een veel positievere trend zien, waarschijnlijk doordat deze soort heel goed kan vliegen. Het verspreidingsvermogen vormt mogelijk een knelpunt voor de Zompsprinkhaan. De soort kan normaal gesproken niet vliegen, al komen wel regelmatig langvleugelige dieren voor die wel kunnen vliegen. Van de Veenmol (*Gryllotalpa gryllotalpa*) is te weinig bekend om knelpunten te kunnen aangeven. De kern van de verspreiding ligt momenteel in het Westland in volkstuintjes en agrarisch gebied. De soort komt ook nog wel in veengebieden voor, o.a. in het Aamsveen en de Engbertsdijksvenen in Overijssel en de Peelgebieden in Noord-Brabant en Limburg. Ook voor deze soort is een stabiele hoge waterstand van belang, zodat er in de grond dicht bij de waterspiegel gegraven kan worden.

3.1.6 Loopkevers

Voor deze groep is gesproken met Ron Felix, Dré Teunissen, Rikjan Vermeulen (WBBS) en Jinze Noordijk (EIS-Nederland). Van loopkevers waren verspreidingsgegevens van na 1999 niet bij EIS-NL beschikbaar. Hierdoor was het niet mogelijk om trends voor loopkevers te berekenen.

Versnippering en natuurontwikkeling

Versnippering is een probleem voor niet-vliegende soorten; dan geldt: weg=weg. Beter vliegende soorten zijn goed in staat om nieuw ingerichte natuur te bereiken. Veel kleinere terreinen hebben geen bijzondere soorten, maar regelmatig zijn er wel 1 of 2 bijzondere soorten die (toevallig?) slechts in één terrein in relatief hoge aantallen voorkomen. Als vuistregel geldt: hoe groter en ouder het terrein, hoe meer bijzondere soorten. Natuurontwikkeling tegen aangrenzende natuurgebieden is positief voor een aantal soorten. Goed voorbeeld hiervan zijn de ingerichte voormalige landbouwgebieden achter het Hullenzand op het Mantingerveld. Ook voor een soort als Goudrandloopkever (*Carabus nitens*) zijn kolonisaties bekend van natuurontwikkelingsgebieden nabij bestaande natuurgebieden.

Herstel hydrologie

Voor soorten van echt natte biotopen zijn hydrologische herstelmaatregelen belangrijk. Met name de veensoorten worden in hun voorkomen bedreigd door verdroging (*Bembidion humerale* en *Agonum ericeti*). Hydrologisch herstel van hoogvenen is voor deze soorten de belangrijkste herstelmaatregel. Deze dient bij voorkeur wel gefaseerd of geleidelijk te worden doorgevoerd. Verder zijn de combinatie van verschillende landschapsonderdelen of overgangen van droog naar nat van belang voor het voorkomen van soorten. *Carabus nitens* doet het met name goed op overgangen van droog naar nat. *Carabus clathratus* worden in grotere aantallen gevonden in veenmosrijke zones rond vennen, maar overwintering vindt plaats in het bos.

Plaggen

Voor verschillende dagactieve soorten van natte heide vormt vergrassing en vervilting van de heide waarschijnlijk een belangrijk knelpunt. Deze soorten profiteren van plagwerkzaamheden, omdat het meer ruimte voor de zon (opwarming) en loopruimte geeft. Plagwerkzaamheden moeten vanwege de grote impact op het terrein altijd kleinschalig worden uitgevoerd. Van soorten als *Agonum ericeti* en Goudrandloopkever is bekend dat ze kunnen profiteren van plagplekken, maar dat kan van tijdelijke aard zijn. Dat betekent dat regelmatig kleinere plagplekken maken gunstig is.

Begrazing

Veelal zijn de effecten op de loopkeverfauna van begrazing weinig positief. Meestal is er sprake van overbegrazing. Voor een soort als Getraliede schalenbijter is het wellicht positief om het vee slechts tijdelijk in een terreindeel te laten, zodat perioden van begrazing worden afgewisseld met perioden zonder grazers.

3.1.7 Mieren

Voor deze groep is gesproken met Jinze Noordijk (EIS-Nederland) en Jap Smits (Staatsbosbeheer). In dit project zijn 6 soorten onderzocht, waarvan er 3 relatief zeldzaam zijn en waarvan er 3 relatief vaak achteruit gaan. Van 5 van de 6 soorten was de trend vaak (>30% van de km-hokken) onbekend. Twee soorten zijn extreem zeldzaam en er is te weinig bekend om er iets over te zeggen (*Myrmica lobicornis* en *Myrmica galleinii*).

Versnippering en structuurvariatie

Versnippering is een probleem omdat een aantal soorten, zoals Veenmier (*Formica picea*), nieuwe nesten maakt op beperkte afstand van oude nesten en daardoor moeite heeft om ongeschikt leefgebied te overbruggen. Structuurvariatie in de vegetatie is voor de meeste mieren van groot belang.

Herstel hydrologie

Herstel van de hydrologie is weliswaar in de regel een goede maatregel, maar kan met name in kleine gebieden leiden tot plotselinge vernatting, waardoor een hele populatie van een soort het risico loopt te verdrinken. De Veenmier is een echte veensoort, die in staat is om mee te bewegen met wisselende waterstanden, mits voldoende foerageergebied rondom het nest boven water blijft. Als gevolg van verdroging kunnen meerdere soorten de natte gebieden bevolken en de concurrentiezwakkere soort, zoals Veenmier, wegconcurreren. Herstel van de hydrologie is een geschikte maatregel mits de soort kan meebewegen met de verandering van de waterstand. Mogelijk geldt dit ook voor Heidesteekmier (*Myrmica sulcinodes*). Knoopmieren (*Myrmica*-soorten) verdwijnen gemakkelijk na het plotseling opzetten van het waterpeil.

Plaggen

Plaggen is in de regel een positieve maatregel, maar dient zoveel mogelijk kleinschalig te gebeuren, zodat open plekken en graspollen vlak bij elkaar liggen. Een plagplek kan 20-30 jaar na plaggen ongeschikt blijven voor mieren. De Veenmier is erg gevoelig voor grootschalige ingrepen in de bodem, maar kan profiteren van kleinschalig plaggen. Knoopmieren (*Myrmica*'s) hebben veel moeite om terug te keren na plaggen.

Begrazing

Begrazing is over het algemeen positief, omdat dit zorgt voor de vorming van jonge scheuten die een goede voedselbron zijn voor bladluizen, waar mieren hun voedsel weer vandaan halen. Daarnaast creëert het vee looppaadjes waar klimatologisch gunstige omstandigheden aanwezig zijn voor mieren.

Voedselkwaliteit en -kwantiteit

Mogelijk vormt de achteruitgang van de voedingswaarde van planten ook een probleem voor de Veenmier. Mogelijk zijn bloemen belangrijk voor Knoopmieren vanwege hun hoge nectarbehoefte. Stimuleren van bloemrijkdom kan daarom ook voor mieren positief zijn.

3.1.8 Bijen

Voor deze groep is gesproken met Theo Peeters (Stichting Bargerveen) en Ivo Raemakers (Ecologica). Er zijn 5 soorten onderzocht die allemaal relatief zeldzaam zijn en waarvan 4 relatief vaak achteruit gaan; 3 soorten zijn relatief slecht onderzocht. De Rietmaskerbij (*Hylaeus pectoralis*) wordt verder niet behandeld, omdat zijn zwaartepunt niet in het natte zandlandschap ligt. De Tormentilzandbij (*Andrena tarsata*) is toegevoegd vanwege de binding met het natte zandlandschap.

Bloemen en dynamiek

Soorten van bloemrijke graslanden zijn vrijwel verdwenen. Wilgenstruwelen worden binnen het natte zandlandschap vaak niet gewaardeerd, maar zijn van groot belang als nectarbron in het vroege voorjaar. De dynamiek moet beperkt zijn, maar wel aanwezig.

Herstel landschappelijke gradiënten

Herstel van de overgang van hogere zandgronden (waar veelal de droge nestplaatsen gelegen zijn) naar de beekdalen (waar de nectarbronnen aanwezig zijn) is van groot belang. De Donkere wilgenzandbij (*Andrena apicata*) is afhankelijk van het voorkomen van wilg, op overgangen van droog naar nat. Eventueel ook op Kruipwilg. Bouwt zijn nesten op stuifzandachtige situaties. Deze moeten dan aanwezig zijn in een combinatie met vochtige plaatsen met wilgen. De soort kan goed vliegen en kan baat hebben bij herstel van de landschappelijke gradiënt van het zandlandschap naar het beekdal.

Voedselkwaliteit- en kwantiteit

De Heidehommel (*Bombus humilis*) en Veenhommel (*Bombus jonellus*) zijn sociaal en hebben gedurende een lange periode voedsel nodig. Met name de aanwezigheid van nectar in het vroege voorjaar is van belang. Dit kan gerealiseerd worden in voedselrijkere delen (in de vorm van akkertjes) binnen of vlakbij de heidegebieden met schralere delen. Mogelijk speelt de voedselkwaliteit voor deze soorten ook een rol. De Ericabij komt vrijwel uitsluitend voor op heiden met Gewone dophei (*Erica tetralix*). Mogelijk is er sprake van een afname van de voedselkwaliteit als gevolg van verhoogde stikstofdepositie.

Belemen van heide

Heischrale graslanden vormen de belangrijkste biotoop voor de Tormentilzandbij. Dit type biotoop is de afgelopen eeuw sterk in oppervlakte en kwaliteit achteruit gegaan. Op lokale schaal kan opnieuw belemen van de heide een oplossing bieden.

3.1.9 Libellen

Voor deze groep is gesproken met Tim Termaat (De Vlinderstichting) en Dick Groenendijk (ten tijde van het interview werkzaam bij De Vlinderstichting). Er werden 13 soorten onderzocht, waarvan er 7 relatief zeldzaam zijn en waarvan 2 relatief vaak achteruit gaan; geen van de soorten is slecht onderzocht.

Algemeen

Voor de meeste soorten heeft de algemene verbetering van de waterkwaliteit positief uitgekapt. Een deel van de soorten die een positieve trend laat zien

profiteert echter meer van klimaatverandering (o.a. Bruine winterjuffer (*Sympecma fusca*) en Tengere pantserjuffer (*Lestes virens*). Beide soorten zijn inmiddels dermate algemeen dat ze verder niet zijn besproken. Ondanks dat de kennis rond libellen de laatste jaren sterk is toegenomen, blijft het voor een aantal soorten gissen naar de oorzaken van achteruitgang. Voor Maanwaterjuffer (*Coenagrion lunulatum*) is de oorzaak van de achteruitgang onduidelijk. Ook voor Venglagenmaker (*Aeshna juncea*) is het onduidelijk wat de exacte oorzaken zijn voor de achteruitgang, die met name in vennen en in mindere mate in hoogvenen optreedt. Mogelijk wordt de achteruitgang van deze soort veroorzaakt doordat Grote keizerlibel (*Anax imperator*) de vennen en veenplassen koloniseert. Deze soort heeft een korter larvaal stadium dan Venglagenmaker en is daardoor mogelijk in staat om deze soort weg te concurreren. De Kempense heidelibel (*Sympetrum depressiusculum*) komt in onze streken vermoedelijk pas voor nadat we ten behoeve van de kweek van vis op vennen een omgekeerd waterpeil (droogval in de winter) zijn gaan toepassen. De Kempense heidelibel overleeft dit als een van de weinige soorten goed en heeft daarmee een voorsprong op concurrenten.

Herstel hydrologie inclusief gradiënten

Libellen zijn bij uitstek soorten die gebaat zijn bij een goed hydrologisch functionerend landschap. Vrij veel soorten van het natte zandlandschap laten een positieve trend zien. Een grote uitzondering hierop is de Speerwaterjuffer (*Coenagrion hastulatum*). De Speerwaterjuffer is een kenmerkende soort van zwak gebufferde vennen en randen van hoogvenen. Veel zwak gebufferde vennen hebben te lijden van verdroging, verzuring en vermesting, waardoor kenmerkende vegetatiestructuren zijn verdwenen. Hoewel de kern van veel hoogvenen een positieve ontwikkeling laat zien, zijn de randen in veel gevallen nog niet of nauwelijks ontwikkeld. Voor de Speerwaterjuffer is het herstellen van de hydrologie op lokale en grotere schaal van belang om de grondwaterinvloed te herstellen.

De Noordse glazenmaker (*Aeshna subarctica*) en Hoogveenglanslibel (*Somatochlora arctica*) zijn echte hoogveensoorten. Beide soorten zijn gebaat bij een stabiele hydrologie. Voor beide soorten geldt dat ze op de Rode lijst staan, maar dat het de laatste jaren goed gaat. Dit kan gerelateerd worden aan zowel een betere kennis van beide soorten, als positieve gevolgen van vernattingmaatregelen in hoogvenen.

Verzuring en vermesting als gevolg van stikstofdepositie hebben gevolgen voor de waterkwaliteit en daarmee voor de soortensamenstelling en structuur van de waterplantenvegetatie. Met name soorten als Speerwaterjuffer en Gevlekte witsnuitlibel (*Leucorrhinia pectoralis*) zijn vermoedelijk gevoelig voor verzuring, omdat hierdoor een rijke onderwater- en oevervegetatie wordt vervangen door vegetatie die gedomineerd wordt door veenmossen en Knolrus (*Juncus bulbosus*). Vermesting is vermoedelijk negatief voor alle soorten, met name degene die van nature voorkomen in voedselarme vennen, zoals Venglagenmaker en Venwitsnuitlibel (*Leucorrhinia dubia*).

3.1.10 Dagvlinders

Voor deze groep is gesproken met Dick Groenendijk (ten tijde van het gesprek werkend bij De Vlinderstichting) en Michiel Wallis de Vries (De Vlinderstichting). Er werden 11 soorten onderzocht die allemaal relatief zeldzaam zijn en waarvan 7 relatief vaak achteruit gaan. De soorten zijn relatief goed onderzocht. De zilveren maan (*Boloria selene*) wordt verder niet

besproken, omdat deze soort de kern van zijn verspreiding niet in het nat zandlandschap heeft, al maken beekdalen wel deel uit van zijn leefgebied en was de soort vroeger wel wijder verbreid in het nat zandlandschap (zie Bink, 1967).

Algemeen

Klimaatverandering speelt bij een aantal soorten een rol. Stikstofdepositie en de daarmee gepaard gaande vergrassing speelt bij veel soorten een belangrijke rol en verklaart mogelijk de verschillen in de trends van soorten tussen noord en zuid Nederland. Voor een aantal soorten kan herintroductie worden overwogen, omdat zij onmogelijk de locaties op eigen kracht kunnen bereiken.

Kleinschalig heidebeheer

Het uitvoeren van een breed scala aan kleinschalig heidebeheermaatregelen zorgt voor gevarieerde en structuurrijke heide. Zo kan het lokaal opbrengen van leem en maaien de ontwikkeling van heischrale graslanden met Tormentil (*Potentilla erecta*) stimuleren en daarmee positief zijn voor de Aardbeivlinder (*Pyrgus malvae*). In de huidige situatie zijn er vaak nog wel plantjes Tormentil aanwezig, maar deze zijn als gevolg van vergrassing vaak minder goed bereikbaar voor de Aardbeivlinder.

De twee meest kenmerkende vochtige heide soorten zijn Heideblauwtje (*Plebeius argus*) en Gentiaanblauwtje (*Phengaris alcon*). Beide soorten hebben baat bij een gevarieerd heidebeheer. Hierbij kan gedacht worden aan kleinschalige plagwerkzaamheden (bij voorkeur over een gradiënt in hoogte en vochtigheid). Dit kan gecombineerd worden met lokaal maaien en drukkbegrazing. Wanneer begraasd wordt in de bloeitijd van de Klokjesgentianen (*Gentiana pneumonanthe*) moeten deze worden uitgerasterd.

Herstel vochtige bossen en bosranden beheer

Binnen het nat zandlandschap komen een aantal soorten voor in of langs bossen. Voor veel van deze soorten zoals Kleine ijsvogelvlinder (*Limenitis camilla*), Bont dikkopje (*Carterocephalus palaemon*) en Spiegeldikkopje (*Heteropterus morpheus*) is bekend dat ze positief reageren op beheer dat zorgt voor gevarieerde bosranden.

De Grote weerschijnvlinder (*Apatura iris*) doet het goed in Nederland, maar dit lijkt nog een beetje achter te blijven op de zandgronden. Mogelijk zijn er nog onvoldoende oudere en structuurrijke vochtige bossen met Boswilg (*Salix cinerea*) aanwezig binnen het nat zandlandschap. Wanneer er meer ruimte is binnen het nat zandlandschap zal de Grote weerschijnvlinder deze als goede vlieger vermoedelijk goed weten te bereiken.

Herstel hydrologie

Voor het Spiegeldikkopje is de aanwezigheid van een stabiele hydrologie van belang. In Nederland komt de soort nog uitsluitend voor in randen van hoogvenen (Peelgebieden en het Weerterbos). Een stabiele waterhuishouding in mei-juni is mogelijk van belang voor de voedselkwaliteit van de waardplant (met name Hennegras en Pijpenstrootje). Hoewel hydrologisch herstel van groot belang is voor de soort is het essentieel dat dit geleidelijk gebeurt in de terrein waar de soort nog voorkomt. Hoogveenkernen raken naarmate de hydrologie beter hersteld is, ongeschikt als biotoop. Voor het voortbestaan van de soort is het bij herstel van hoogveenkernen van belang dat de randen geschikt zijn en er voldoende tijd is om de randen te koloniseren in het geval Spiegeldikkopje de randen nog niet bewoont. Anders

komt het Spiegeldikkopje in de “knel” tussen de herstelde en daardoor ongeschikt geraakte hoogveenkern en de niet herstelde randzone of het omringende landbouwgebied.

Ook voor soorten van vochtige bossen, zoals Kleine ijsvogelvlinder en Grote weerschijnvlinder, is herstel van de hydrologie van belang. Hoewel beide soorten nog vrij zeldzaam zijn in ons land gaat het met beide soorten vrij goed.

Voor de hoogveensoorten is hydrologisch herstel van groot belang: niet alleen het beter en op een hoger of stabiel peil vasthouden van (regen)water, maar ook het herstel van grondwaterinvloed. Veenbesparelmoervlinder (*Boloria aquilionaris*) en Veenbesblauwtje (*Plebejus optilete*) komen binnen hoogveenlandschappen op meer mesotrofe plekken voor. In Nederland nemen beide soorten toe op de plekken waar ze nog voorkomen, maar de verspreiding is inmiddels beperkt tot slechts enkele locaties.



Foto 1: Veenbesparelmoervlinder (Boloria aquilionaris) is een kenmerkende hoogveensoort, maar komt binnen hoogveenlandschappen alleen op meer mesotrofe plekken voor (Foto: Jaap Bouwman).

Photo 1: Cranberry fritillary (Boloria aquilionaris) is a characteristic species for raised bogs, but is only found on mesotrophic spots in raised bog landscapes. (Photo Jaap Bouwman)

Klimaatverandering lijkt voor deze soorten niet echt een probleem te zijn en is op te vangen met hydrologisch herstel. Te snelle vernatting kan wel een probleem zijn voor deze soorten. Met name het herstel van een mesotrofe veenrand is naar verwachting van groot belang. Zowel de diversiteit en kwaliteit van nectarplanten (te beperkt, vrijwel alleen Dophei) en de waardplantkwaliteit (als gevolg van N-depositie) vormen mogelijk een probleem voor Veenbesparelmoervlinder en Veenbesblauwtje.

Het Veenhooibeestje (*Coenonympha tullia*) kwam veel voor op de gradiënt van hoogveen naar vochtige heide en deze gradiënt ontbreekt tegenwoordig vrijwel. Hydrologisch herstel kan in verdroogde venen positief zijn, maar moet

dan wel zoveel mogelijk gefaseerd in tijd en/of ruimte worden uitgevoerd om verdrinken van de rupsen te voorkomen.

Het Heideblauwtje en Gentiaanblauwtje zijn eveneens afhankelijk van vochtige situaties. Wanneer de heide verdroogt, zullen grassen sterk toenemen en komen beide soorten onder druk. Met name voor het Gentiaanblauwtje is een geleidelijke vernatting van groot belang. De groeiplaats van Klokjesgentiaan bevindt zich meestal op de overgang van droog naar nat en is daarmee erg gevoelig voor plotselinge vernatting. Ook de nesten van mieren kunnen slecht tegen langdurige overstroming, waardoor het Gentiaanblauwtje zeer gevoelig is voor sterke waterstandschommelingen.

Herintroductie

Een aantal soorten is inmiddels dermate zeldzaam geworden in ons land dat spontane kolonisatie vrijwel uitgesloten is. Herintroductie kan met name uitkomst bieden voor de vlindersoorten van hoogvenen. Deze kwamen in het verleden ook in de zuidelijke en oostelijke hoogvenen van ons land voor, maar deze zijn vrijwel onbereikbaar geworden. In deze veengebieden zijn inmiddels herstelmaatregelen genomen en ontwikkelen op termijn wellicht weer geschikte leefgebieden. Als aan duidelijke criteria wordt voldaan, kan herintroductie hier worden overwogen.

3.1.11 Nachtvlinders

Voor deze groep is gesproken met Dick Groenendijk (ten tijde van het gesprek werkend bij De Vlinderstichting). Er werden 29 soorten onderzocht die allemaal relatief zeldzaam zijn en waarvan er 22 relatief vaak achteruit gaan. Vrijwel alle soorten (28) zijn relatief slecht onderzocht. Van een groot aantal soorten is nauwelijks iets bekend en deze zijn niet verder besproken. Het gaat daarbij om de volgende soorten: Hoekstipvlinder (*Orgyia recens*), Berkentandvlinder (*Odontosia carmelita*), Roestuil (*Mniotype satura*), Hoogveenvlekkuil (*Amphipoea lucens*; heeft een zeer algemene zustersoort wat voor verwarring zorgt), Geelbruine bandspanner (*Plagodis pulveraria*) en Katwilgiltje (*Brachylomia viminalis*). De overige soorten die verder niet worden behandeld, bleken achteraf te weinig gebonden aan het natte zandlandschap.

Algemeen

Deel van de problematiek is vergelijkbaar met die van dagvlinders. Wilgen- en berkenstruweel zijn waardevolle elementen voor nachtvlinders binnen het heidelandschap. Voor sommige soorten zijn de herstelmaatregelen vermoedelijk zeer specifiek. De Moerasspinner (*Laelia coenosa*) bijvoorbeeld heeft Galigaan (*Cladium mariscus*) als een van de belangrijkste waardplanten. Herstel van Galigaanmoerassen zal positief zijn voor deze kritische soort.

Ontwikkeling van struwelen en toestaan van opslag

De aanwezigheid van wilgenstruwelen is voor veel soortgroepen zoals bijen van belang als nectarplant in het vroege voorjaar. Naast nectarbron vormt wilg binnen het nat zandlandschap voor een aantal nachtvlinders ook een belangrijke waardplant. Voor het Hulstblad (*Phyllodesma ilicifolia*) is de aanwezigheid van een combinatie van natte heide en wilgen van belang. Een combinatie van vochtige heide of natte graslanden met onbeschaduwde wilgenstruwelen is van belang voor de Gemarmerde oogspanner (*Cyclophora pendularia*) waarvan de rupsen leven op wilg. De Gevlamde vlinder (*Endromis versicolor*) geeft de voorkeur aan jonge berkjes als waardplant. Licht met berkjes dichtgegroeide heide vormt een geschikt leefgebied. De soort kan

profiteren van het lokaal toestaan van het dichtgroeien van de heide door berkjes.

Plaggen

Plaggen is voor een aantal soorten een goede maatregel, omdat het mogelijkheden biedt voor de ontwikkeling van geschikte waardplanten. Als gevolg van verdroging en vermessing van de vochtige heide groeit deze steeds verder dicht. Een soort als Heidedaguil (*Heliothis maritima*) heeft Struikhei (*Calluna vulgaris*), Gewone dophei (*Erica tetralix*) en Heidespurrie (*Spergula morisonii*) als waardplant, die bij voorkeur staan op een kale, vochtige bodem. Dergelijke standplaatscondities kunnen worden gerealiseerd door kleinschalige plagwerkzaamheden.

3.1.12 Reptielen en amfibieën

Voor deze groep is gesproken met Jeroen van Delft en Raymond Creemers (RAVON). Er werden 9 soorten onderzocht waarvan er 1 relatief zeldzaam is en waarvan er 6 relatief vaak achteruit gaan. De Boomkikker (*Hyla arborea*) en de Levenbarende hagedis (*Zootoca vivipara*) zijn relatief slecht onderzocht. Boomkikker wordt verder niet besproken vanwege de beperkte binding met het nat zandlandschap. De zeldzaamheid in het verleden van de Poelkikker betreft een waarnemerseffect; tegenwoordig wordt de soort goed herkend. De soort wordt verder niet behandeld. De Heikikker (*Rana arvalis*) en Vinpootsalamander (*Lissotriton helveticus*) zijn momenteel niet bedreigd en worden verder niet behandeld.

Vergrassing

Vergrassing is voor veel reptielen geen probleem. De aanwezigheid van graspollen is zelfs essentieel voor dekking en regulatie van de lichaamstemperatuur en vochthuishouding van reptielen. Het te rigoreus bestrijden van met name Pijpenstrootje (of Pitrus) vormt een probleem. Uit te voeren maatregelen moeten gefaseerd (hydrologie), kleinschalig (plaggen) en extensief (begrazing) worden uitgevoerd.

Variatie in het landschap

Voor alle soorten reptielen is een gevarieerd heidebeheer van belang. Een combinatie van plaggen (plekken langs de hele gradiënt), maaien, chopperen en verwijderen van opslag zijn voor de meeste soorten een goede beheermaatregel. Met name de kleinschaligheid is daarbij van belang. Daarbij hoeft ook voor reptielen niet te netjes te worden gewerkt. Her en der een grote pol met Pijpenstrootje, of Pitrus, of een omgevallen boom is juist positief. Pijpenstro is voor de reptielen dan ook geen negatief onderdeel van het heidelandschap, maar heeft juist op veel soorten een aantrekkingskracht en vervult een essentiële functie in hun overleving.

Voor de Knoflookpad (*Pelobates fuscus*) zijn gerichte maatregelen nodig, waarbij zowel de voortplantingsbiotoop (rijk begroeide poelen), als de landbiotoop (zandige schrale graslanden) van belang zijn. De Kamsalamander (*Triturus cristatus*) heeft naast geschikte poelen ook behoefte aan een vochtig landbiotoop, bij voorkeur bos.

Herstel hydrologie

Soorten als Adder (*Vipera berus*), Gladde slang (*Coronella austriaca*) en Levenbarende hagedis zijn gevoelig voor de gevolgen van verdroging. Herstel van de hydrologie is daarom voor de soorten van groot belang, maar hierin schuilt ook direct een groot gevaar. Voor Adder vormt een te snelle vernatting, met name

in de winter, een probleem. Adders overwinteren in groepen en zijn daarbij erg gevoelig voor het plotseling opzetten van het peil. De Levendbarende hagedis doet het vanwege zijn grote gevoeligheid voor verdroging goed tijdens vochtige zomers. Ook voor deze soort geldt dat geleidelijke vernatting van belang is voor de overleving. Bij voorkeur vindt vernatting plaats in het begin van het voorjaar.

Begrazing

Hoewel begrazing op zich een goede beheermaatregel kan zijn, pakt het in de praktijk voor met name Adder en Levendbarende hagedis meestal negatief uit. Beide soorten zijn bewezen erg gevoelig voor begrazing. Als er toch wordt begraasd is sturing van de begrazing essentieel, waarbij de gevoeligste delen kunnen worden ontzien. In kleine terreinen (<40 ha) waar zich reptielen bevinden, is begrazen af te raden.



Foto 2: De Levendbarende hagedis (zootoca vivipara) is erg gevoelig voor verdroging, maar ook voor sterke vernatting. Geleidelijke vernatting is van belang voor de overleving van populaties (Foto: Jaap Bouwman).

Photo 2: The common lizard (zootoca vivipara) is sensitive to dessication as well as rewetting. Gradual rewetting is important for the survival of populations (Photo: Jaap Bouwman).

Bestrijding exoten

Exoten in poelen kunnen een negatieve invloed uitoefenen op amfibieën. Met name de aanwezigheid van Italiaanse kamsalamander (i.v.m. kruisen met de inheemse Kamsalamander) en de Zonnebaars zijn negatief voor amfibieën in het algemeen.

3.1.13 Vogels

Voor deze groep is gesproken met Henk Sierdsema (SOVON). Er zijn 13 soorten onderzocht, waarvan er 5 relatief zeldzaam zijn en waarvan er ook 5 relatief vaak achteruit gaan. Opmerkelijk genoeg zijn 11 soorten relatief slecht op trend onderzocht.

Situatie buitenland en klimaatverandering

Voor een aantal vogelsoorten is niet zozeer de situatie in Nederland sturend voor de achteruitgang van de soorten, maar is de situatie elders in de wereld van belang. Daarbij kan het zowel gaan om bedreigingen die in de overwinteringsgebieden gelegen zijn (bijvoorbeeld Wielewaal (*Oriolus oriolus*)), als ook om het feit dat Nederland voor sommige soorten een "overloopgebied" vormt vanuit het kerngebied van de verspreiding. De aanwezigheid van Geoorde futen (*Podiceps nigricollis*) in Nederland hangt voor een belangrijk deel samen met de situatie op de Oost-Europese steppen. Ook klimaatverandering vormt voor enkele soorten een oorzaak voor de achteruitgang in Nederland (bijvoorbeeld Paapje (*Saxicola rubetra*)). Deze knelpunten zijn met beheer niet of nauwelijks op te lossen.

Herstel hydrologie en natuurontwikkeling

Watersnip (*Gallinago gallinago*) reageert positief of vernatting en natuurontwikkeling in en om hoogveenrestanten. Hierdoor ontstaan met name langs de randen meer plas-dras situaties die geschikt zijn voor de soort. Vooralsnog reageert de Wintertaling (*Anas crecca*) nog nauwelijks op dergelijke maatregelen. Mogelijk heeft deze te veel last van verzuring en de daarmee samenhangende kwaliteit en het voorkomen van voedsel. De Dodaars (*Tachybaptus ruficollis*) die in dezelfde biotoop voorkomt, doet het vrij goed. Deze kan profiteren van andere voedselbronnen en kan bijvoorbeeld ook vis eten.

De Wielewaal komt vooral voor in vochtige bossen waar mogelijk als gevolg van verdroging het insectenaanbod afneemt. Hydrologisch herstel van dergelijke bossen is waarschijnlijk positief.

Kleinschalig beheer heidelandschap

Een kleinschalig en gevarieerd heidebeheer waarbij kleinschalig plaggen, begrazen, branden en akkeren met elkaar worden gecombineerd, is ideaal voor het Korhoen (*Tetrao tetrix*). Extensieve begrazing is voor de Nachtzwaluw (*Caprimulgus europaeus*) een goede beheermaatregel in combinatie met het realiseren van kapvlaktes.

3.2 Ervaring terreinbeheerders

Onderstaande betreft een samenvatting per thema van de gesprekken die met een aantal beheerders zijn gevoerd over hun ervaring en ideeën over effectief beheer, knelpunten en mogelijke oplossingen. De uitwerking van de gesprekken per beheerder is terug te vinden in bijlage 4.

Belang systeemherstel

Een belangrijk knelpunt bij natuurherstel is dat volledig herstel van milieucondities (schraal genoeg, nat genoeg, goede kwaliteit van grondwater) in de huidige situatie niet meer mogelijk is, of dat er niet voor is gekozen vanwege te weinig geld, een laatste stuk grond dat essentieel is voor herstel

ontbreekt, politieke afspraken, sterke landbouwlobby etc. Dit heeft onder andere de volgende consequenties:

- Veenmossoorten herstellen niet of nauwelijks, doordat de inbedding van hoog- en laagveengebieden in het omringende landschap niet op orde is, zodat de vereiste waterhuishouding niet kan worden hersteld.
- Soorten van zwakgebufferde vennen zitten in de problemen, doordat de waterhuishouding niet op orde gebracht kan worden en agrarische activiteiten (ontwatering en vervuiling van lucht, grond- en oppervlaktewater) in de omgeving gewoon blijven doorgaan. Gebieden zijn te klein waardoor het niet mogelijk is om de waterhuishouding op orde te brengen.
- De onderdelen van heidelandschappen van goede kwaliteit, waar juist de meeste kenmerkende soorten het goed deden, zijn inmiddels maïsakkers geworden. Nu komen soorten nog op voor hen marginale plekken en daar loopt de kwaliteit terug. De huidige heidegebieden zijn de kwalitatief minste onderdelen van het landschap.
- Waterstandverhogingen zetten de kenmerkende soorten, die teruggedrongen zijn tot suboptimaal gebied, verder klem; ze kunnen nergens meer heen.

Risico's

Systeemherstel zonder kennis en aandacht voor het voorkomen van zeldzame of biotoopspecifieke soorten kan deze soorten in het nauw brengen. Het verdwijnen van Zilveren maan en Gentiaanblauwtje op een aantal locaties zou een probleem van te snelle omschakeling kunnen zijn. Het is echter zeker niet uitgesloten dat ook een andere factor een rol speelt, bijvoorbeeld afname van de kwaliteit van de waardplanten door stikstofdepositie en/of afname van de invloed van gebufferd grondwater. Klimatologische omstandigheden kunnen de populatie van een soort extra gevoelig maken. Belangrijk is de 'fine tuning' van maatregelen: niet op grote schaal in korte tijd sterke veranderingen laten plaatsvinden (schok-effecten), locaties waar maatregelen worden uitgevoerd begrenzen, extensief werken, zorgen voor (behoud of herstel van) microreliëf en andere variatie.

Voorbeeld

Het Spiegeldikkopje heeft eerst een beweging de Peelvenen in gemaakt en komt nu door vernatting van de hoogveenrestanten in de knel. Dit speelt voor veel soorten van hoogveenranden (Van Duinen 2013). De enige plek waar de soort het nu goed doet, zijn open gehouden plekken in het Weerterbos. Droge voorzomers in combinatie met sterke vernatting pakken vermoedelijk negatief uit. De populatie in De Zoom gaat vermoedelijk mee omlaag, doordat aanvulling vanuit de Groote Peel is afgenomen (Wallis de Vries 2012).

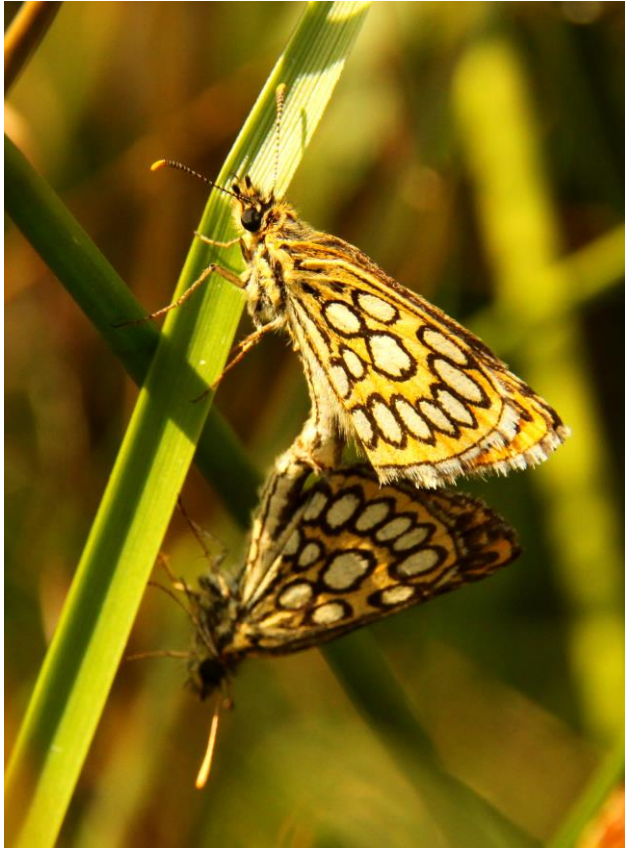


Foto 3: Spiegeldikkopje (Heteropterus morpheus) (Foto: Michiel Wallis de Vries).

Photo 3: Large Chequered Skipper (Heteropterus morpheus) (Photo: Michiel Wallis de Vries)

Ontbreken van dynamiek

Natuurlijke dynamiek is grotendeels weggefallen. De omstandigheden die vroeger door natuurlijke dynamiek werden gecreëerd, moeten dus nu door beheer worden gecreëerd: scheuren van bodem, brand, akkerbeheer en dynamiek in graasdruk (bijvoorbeeld in New Forest). Ook prooi-predator-relaties en infecties zorgen voor een natuurlijke dynamiek. Langjarige dynamiek moeten we de ruimte geven, ook al begrijpen we de dynamiek niet. Soorten kunnen een opleving vertonen na een periode van dynamiek. De dynamiek kan een gunstige situatie tot stand brengen. Dit moet echter niet verward worden met een situatie waar een soort toeneemt door het wegvallen van een negatieve factor die voor dynamiek zorgde (bijv. te intensieve begrazing, grootschalig plaggen).

Te weinig variatie in het beheer

Beheer wordt vaak te precies gedaan, of er wordt niets gedaan. Te vaak is er in een gebied slechts één type beheer: alleen begrazing, alleen maaien en afvoeren; maar geen afwisseling in tijd en ruimte en weinig ruimte voor incidentele lokale 'rampen' die voor dynamiek en variatie binnen een gebied zorgen. Variatie aan maatregelen en variatie in terreincondities in het terrein zijn sleutels voor succes. Juist eenvormigheid van zogenaamd 'optimaal beheer' is slecht. Overigens moet variatie in het beheer niet omslaan naar: elke paar jaar een verandering in het beheer en dan over het hele gebied. Heide wordt eenvormig en daardoor arm aan soorten als deze integraal te intensief wordt begraasd; uitkijkpostjes verdwijnen, lagere dichtheden grondbroeders, afname reptielen, vertrapping. Je moet sturen door in delen

van het gebied in een bepaalde periode van het jaar wel of juist niet te laten grazen. Positieve resultaten kunnen behaald worden met een gescheperde kudde en een herder die goed samenwerkt met de terreinbeheerder en gevoel voor het functioneren van het ecosysteem heeft. Zo kan worden gestuurd op variatie in graasdruk en vegetatiestructuur, wat met integrale begrazing of inrasteren vrijwel niet lukt. Het inrasteren van struwelen en overgangen is niet aan te bevelen.

Voor broedvogels in de heide is specifieke aandacht nodig. Boombroeders zijn vrij laat en herders willen liefst het hele jaar met hun kudde in de terreinen. Toegeven aan druk om steeds vroeger in het seizoen een kudde in terreinen toe te laten, geeft problemen voor deze broedvogels. Voor reptielen is structuur heel erg belangrijk, waarbij er een groot verschil is tussen de zomer- en de wintersituatie. Vooral in kleinere gebieden kun je vaak niet alles, al proberen we het wel. Hier zullen dus duidelijke keuzes gemaakt moeten worden.

Meer nadruk op natuurlijke processen met een 'laag' van begrazing en dan aanvullend hier en daar plaggen kan een effectieve combinatie zijn. Plekken waar stieren woelen of wilde zwijnen graslanden omwroeten leveren mogelijk interessante plekken voor planten- en diersoorten op.

Voorbeeld

De Katlijker schar omvat bos, heide, beekdal van de Tjonger. Hier zijn landbouwgronden door afgraven omgevormd naar prachtige heide en zijn vennen of dobben en een slenk hersteld. Hier wordt jaarrond begraasd met Schotse hooglanders en een schaapskudde en daarnaast worden verruigde delen (Pitrus) 'cosmetisch' bijbeheerd door te maaien. Deze combinatie leidt tot succes.

Belang landschapsherstel

Het herstel van relaties tussen beekdal en zandlandschap is belangrijk. Dit geldt zowel voor diersoorten die van meerdere onderdelen van het landschap afhankelijk zijn, als voor planten- en diersoorten die afhankelijk zijn van terreincondities die voorkomen in gradiënten. Voedsel- en voortplantingsgebieden kunnen wel eens niet in hetzelfde landschap liggen. Of herstel op landschapschaal werkt, zou nagegaan kunnen worden in voorbeeldgebieden: Geeserstroom, Beerze en Kampina, Lindevallei, Vledder Aa en Aekingerzand.

Voorbeeld

De Donkere wilgenzandbij (*Andrena apicata*) kan zich op de Strabrechtse heide niet handhaven als wilgenstruweel wordt opgeruimd. Deze bijensoort zit niet in de rand naar het beekdal, omdat hier geen droge duinen zijn die geschikt zijn als nestlocatie (warme bodem, open grasmat).

Waardering voedselrijkere delen en andere belangrijke elementen

Waardering van voedselrijkere, ruigere onderdelen binnen het landschap: Wilgenstruweel, Hennegrasvegetatie, plekken met distels of Kattestaart, iets voedsel- en vooral mineraalrijkere delen in en om hoogvenen, wildweides in lemige situaties zijn belangrijk voor fauna. Waar vroeger akkers in de heide lagen (bijv. Strabrechtse heide) vervulden deze een belangrijke voor fauna en akkeronkruiden. Waar akkers vroeger niet in de heide hebben gelegen, zou je ze wellicht ook niet in de heide moeten gaan aanleggen, maar aan de randen van de heide. Wel waren er vroeger in het heidelandschap rijkere delen doordat er lokaal kwel optrad. Deze werden bijv. als groenland gebruikt (zie Baaijens et al. 2011).

Lindebomen zijn een belangrijke nectarbron, maar zijn grotendeels verdwenen uit Nederlandse bossen. Het bos is eenvormiger geworden.

Wilgenstruwelen moeten niet zonder meer worden opgeruimd. Bovendien is het belangrijk onderscheid tussen wilgensoorten te maken: struwelen van Geoorde Wilg (*Salix aurita*) is een apart type dat bijna verdwenen is. In situaties met grote fosforvoorraad (bijv. Beekbergerwoud) kan het goed zijn ervoor te kiezen de natuur zijn gang te laten gaan, maar daarbij dan wel te proberen om ijzerrijke kwel en lagere zomerwaterstanden te benutten om fosfaatvastlegging te bevorderen (in plaats van volledig diep afgraven van fosfaatverzadigde bodem). Je moet je niet altijd richten op natuur die er ooit was, maar de grote fosforvoorraad in sommige gevallen accepteren en gaan voor "andere" (voedselrijkere) natuur.

Het inbrengen van voedselrijke elementen zoals maaisel en takkenhopen in voedselarme gebieden kan echter ongunstig uitpakken! Deze vorm van inbrengen van verrijking is anders dan akkers in heide, of ruigere stukjes met nectarbronnen in overigens arm gebied.

Voorbeeld

In het Mastbos is plagsel gebruikt om een sloot te dichten wat leidt tot verruiging met Grote brandnetel. Hierdoor is er een combinatie van voedselrijk landbiotoop met waterbiotoop. Als technische oplossing voor bestrijding van Amerikaanse vogelkers is plagsel gebruikt om Vogelkers af te dekken. Dit leidt tot sterke verruiging en is dus een slechte oplossing. Bruine kikker doet het in die verruigde situatie goed en dat gaat ten kosten van Heikikker. Op de Strabrechtse heide zag je vroeger nooit en nu af en toe een enkele Bruine kikker, maar Heikikker doet het nog goed op Strabrecht en in Leenderbos.

Juiste referentieperiode

We kijken meestal door het venster van de periode 1750-1950 en zoeken daarin oplossingen in het beheer. Tot welke periode ga je terug? Wat hoort wel thuis en wat niet in een bepaald ecosysteemtype? We hebben bijvoorbeeld geen zicht op wat vroeger in onze bossen voorkwam. Volgens de Engelse definitie is echt 'ancient woodland' minstens 400 jaar oud! De wetenschappelijke blik van vegetatiekunde gaat niet verder terug dan 1930 toen de eerste vegetatieopnamen systematisch en in grotere aantallen werden gemaakt. Grote veranderingen door industriële revolutie en kunstmest vonden al ver voor 1930 plaats. Historisch ecologisch onderzoek is slecht ontwikkeld.

Soorten zitten in de huidige situatie veelal in voor hen marginale habitats, omdat de oorspronkelijke betere habitats verdwenen zijn. Stuifzandsoorten kwamen bijvoorbeeld deels meer optimaal voor in rivierduinen. Het Korhoen zit nu nog op droge Sallandse Heuvelrug in plaats van vochtige/natte heide en venen. Zulke marginale habitats moeten dus niet als referentie worden gezien.

Boekjeswijsheid moet niet op de werkelijkheid in terreinen worden gelegd, maar we moeten leren van verschillen tussen situaties. Ook moeten we niet vegetatietypen als referentie nemen, omdat een terrein altijd variatie heeft; dus niet streven naar een bepaald vegetatietype "volgens het boekje". Oppassen dat je niet uitgaat van een verkeerd beeld ('karikatuur') van het systeem. Er is een neiging om naar een gemiddelde situatie te streven zonder er rekening mee te houden dat vroeger veel meer variabiliteit en veel meer extreme situaties aanwezig waren wat betreft trofie, waterhuishouding, maar ook gebruik/beheer (bijv. branden). Vooral voor fauna en vooral in grote terreinen (waar er ruimte voor is) is meer variatie in omstandigheden essentieel.

Herintroductie

Voor herkolonisatie van terreinen na herstelbeheer door diersoorten is niet alleen dispersievermogen van soorten belangrijk, maar ook hoe groot het aantal zwervers is; dit is sterk afhankelijk van de grootte van populaties. Ten aanzien van herstel van symbiotische relaties is er een groot gebrek aan kennis. In zwaar gedegradeerde heidelandschappen (bijv. Empese en Tondense heide) moet je kolonisatie van sleutelsoorten een handje helpen om daadwerkelijk herstel te laten optreden. Engineering hoort bij herstelbeheer in natuurgebieden.

Diasporen van planten moeten binnen 4 jaar na uitvoering van herstelmaatregelen –of na ontwikkeling van voor soorten geschikte terreincondities- aanwezig zijn, anders is hun plek ingenomen door ubiquitistischer soort. Het is belangrijk te weten welke de sleutelsoorten zijn binnen het ecosysteem. Herintroductie gebeurt ook door aannemers die verschillende plekken met de zelfde machine maaien; soms ook door mensen die natuur 'handje helpen'. Belangrijke voorwaarde is dat wel een juist beheer wordt gevoerd en dat de knelpunten voor de te herintroduceren soorten opgeheven zijn en blijven.

Waarom zouden we niet dieren (bijv. mierennesten) verplaatsen, zoals we dat ook doen met planten (hooi van elders uitspreiden op te herstellen perceel, planten met kluif sparen en herplanten)? Op dit moment wordt het niet gedaan - en niet besproken - maar het zou vooral voor niet mobiele soorten mogelijk als proef uitgevoerd kunnen worden.

Voorbeeld

Het idee van 'rewilding': ecosysteem is alleen te herstellen als je sleutelsoorten terugbrengt. Herintroductie van zeldzame soorten kan zinvol zijn voor het behoud van soorten op nationale schaal. Herintroductie van icoonsoorten kan belangrijk zijn vanuit maatschappelijk oogpunt. Bijvoorbeeld Boomkikker in Noord-Brabant.

Soorten die niet in natuurgebieden zitten

Een aantal soorten is vrijwel niet in natuurgebieden aanwezig en koloniseren gebieden met volgens ons "geschikte" terreincondities niet. Wel komen ze voor buiten natuurgebieden, zoals wegbermen, sloten etc. Maar dat betekent dat door verandering van het beheer (effectiever / sneller maaibeheer of vroeger maaien, etc.) het heel snel veel slechter met de soorten kan gaan. Mogelijk zijn dit type soorten nog sterker bedreigd dan de soorten die juist vooral in natuurgebieden voorkomen. Voortdurend verdwijnt er iets hier en daar –bijvoorbeeld door verwijderen van een haag of bermbeheer- en er komen geen nieuwe leefgebieden voor in de plaats.

Voorbeelden

Donker pimperlauw dat alleen nog in enkele wegbermen voorkomt.
Besenlijer die alleen in struwelen/heggen van kalkrijk riviergebied voorkomt.
Kamsalamander die vooral in poelen buiten natuurgebieden voorkomt.

Soortenbeheer

Als bijzondere soorten voorkomen, is het meestal wel mogelijk om lokaal aangepaste of aanvullende maatregelen te nemen. Je kunt voor een bepaalde groep iets doen. Als beheerder kun je meer doen dan alleen plaggen, maaien enzovoort. Bijvoorbeeld steilkantjes en andere vormen van variatie in het terrein behouden of herstellen. Wel is er nog steeds te veel focus op het voorkomen van zeldzaamheden en wordt er minder gekeken naar trends in soorten die veel algemener zijn. Bij het rekening houden met bedreigde soorten in het maken van keuzes in het beheer moet je op nationale schaal

kijken. In stand houden wat uniek is en niet waar meer van is in de regio. Elk terrein heeft eigenheid, daarom is een maatregel niet altijd en overal goed.

Voor planten zijn standplaatscondities belangrijk. Relaties die voor fauna van belang zijn, zijn veel minder bekend. Deze moeten voor terreinbeheerders veel beter inzichtelijk gemaakt worden. We weten toch nog erg weinig van de fauna. Er zijn nog veel relaties waar we niets van weten, al hebben we nu soms wel ideeën waar de achteruitgang van soorten door veroorzaakt kan worden, maar die moeten dan nog wel getoetst worden.

Voorbeelden

Op Strabrecht zijn voor beheerder verbeteringen zichtbaar in de vegetatie, maar een soort als Heidehommel (*Bombus humulis*) neemt niet toe. Akkerhommel komt wel in grote aantallen voor en mogelijk treedt voedselconcurrentie op. In het vroege voorjaar staan op de akkers veel kruisbloemigen, maar vliegt Heidehommel daarop? Bramen zijn aanwezig, maar bloeien die dan? Nu komt Heidehommel alleen nog voor aan de westzijde van de Strabrechtse heide, tegen het beekdal aan en gaat hier toch wel hard achteruit. De Veenhommel (*Bombus jonellus*) komt op Strabrecht nog wel meer voor dan de Heidehommel. Vliegt veel in zelfde gebieden als Gentiaanblauwtje. Verdwijnen van veenmosrijke heide is waarschijnlijk een probleem. Beide hommelse soorten hebben dezelfde problematiek. Continue maaibeheer leidt tot verdwijnen van bloemen.

Sparganium natans verdwijnt op veel plaatsen de laatste circa 10 jaar. *Sparganium angustifolium* doet het juist goed laatste jaren, na circa 50 jaar weg te zijn geweest. De oorzaak is onbekend.

Bij de Wulp is voedsel voor jongen waarschijnlijk het grote probleem, naast verstoring. Als gevolg van kalkgebrek wordt mogelijk de eischaal te dun. Of er spelen andere problemen door verzuring of vermesting en afname van beschikbaarheid van mineralen. Andere weidevogels als Grutto en Kievit verdwenen al eerder van de heide. Veel slakkensoorten verdwenen uit zure heide; dus ook insecten hebben minder kalk.

Mogelijk wordt de mier *Myrmica scabrinodis* verdrukt door *Lasius platythorax*. Mogelijk heeft dit te maken met ouder wordende Dopheivegetatie en vervilting. *M. scabrinodis* heeft open Dopheivegetatie nodig. Is er een relatie met Gentiaanblauwtje? Op Strabrecht verdwijnen plotseling de Klokjesgentianen, de oude planten lijken in te storten. Natte periode is geen probleem voor Gentiaan en Gentiaanblauwtje, als afstroming van water maar niet geblokkeerd wordt. Kunnen mieren meeschuiven op de vochtgradiënt? Is er een voedselkwaliteitsprobleem? Op plekken met bekalking na plaggen is er een betere wortelaanzet bij de Klokjesgentianen. Veenmier (*Formica picea*) zit overal waar het geschikt lijkt en op veel meer plekken dan gedacht. Er is geen negatieve trend in terreinen te zien. Populatie wegplaggen gebeurt nog wel, helaas. Dit heeft te maken met gebrek aan soortenkennis en negeren van kleine fauna.

Belang evaluatie en monitoring

Het evalueren van herstelprojecten die op enige schaal en wat langere tijd geleden zijn uitgevoerd, kan veel nuttige inzichten opleveren. Bijvoorbeeld het Banisveld (10-5 jaar geleden); herstel lijkt hier stabiel te zijn geworden. Ander voorbeeld is Plan Lobelia bij Tilburg. Ook analyses van langjarige reeksen (bijv. van loopkevers in het Dwingelerveld) kunnen nuttige inzichten opleveren.

Organisatie en financiering van terreinbeheer

Voorafgaand aan uitvoering van herstelmaatregelen kijken wat er zit en zo nodig rekening houden met eisen die soorten stellen of beperkingen (o.a. in dispersie) die soorten hebben.

Voor fauna is het goed om materiaal dat is weggehaald uit het gebied (maaisel of bagger) kort te laten liggen aan de rand van een perceel of ven, om dieren een kans te geven om terug te kruipen naar het behandelde habitat. Het tijdelijk opslaan moet wel op een juiste plek gebeuren, niet te lang duren (zodat nutriënten niet vrijkomen of terugspoelen) en mogelijk is ook timing belangrijk.

Fasering van de uitvoering van beheermaatregelen is belangrijk voor een goede ontwikkeling van de vegetatie en overlevingskansen voor de fauna. Fasering wordt wel vaak voorgesteld, maar gebeurt lang niet altijd op een optimale manier. Stroken laten staan gebeurt niet altijd, terwijl het vooral in schrale vegetaties goed mogelijk is en effectief is voor de fauna.

Fouten bij maatregelen worden gemaakt door onkunde van uitvoerders en slechte samenwerking. Er zijn veel momenten in het proces van voorbereiding en uitvoering waarop het fout kan gaan:

- Te weinig begeleiding door beheerders in de uitvoering van de maatregelen.
- Weinig kennis over sleutelprocessen en over levenscycli en habitateisen van soorten. Kennis over (doel)soorten is niet aanwezig of slechts zeer algemeen.
- De keuzes van beheer- en herstelmaatregelen zijn complex, zeker als het gaat over verschillende soortgroepen of soorten die tegengestelde eisen stellen aan leefgebied of op verschillende manier reageren op beheer. Soms is het een keuze tussen kwaad en slecht. Bijvoorbeeld verschraling is nodig vanwege veel te hoge nutriëntenbeschikbaarheid en nutriënteninput, maar te intensief plaggen is verhindert het voorkomen van soorten in latere stadia van de successie, fauna en ontwikkeling van bodemorganismen.
- Kennis dringt in de organisatie niet door tot het niveau van de mensen die het terreinbeheer uitvoeren.
- Kennis die wel aanwezig is, maar niet wordt meegenomen in de plannen, of ergens in de lijn van planning tot uitvoering verdwijnt.
- Op het laatste moment worden plannen veranderd zonder kennis van ecologie / experts in te schakelen, bijvoorbeeld omdat het "niet praktisch" is voor de uitvoering, of omdat in de wijze van uitvoering de aannemer die het werk uitvoert feitelijk beslist. In aanbestedingsprocedures wordt meer gekeken naar wat praktisch of goedkoper is en in het opstellen van de bestekken wordt onvoldoende rekening gehouden met aspecten in uitvoering die veel winst voor soorten kunnen opleveren.

De herkenning van het effect van de investering gaat veelal over hectaren en niet voor kwaliteit. En geld moet vaak in korte tijd op, waardoor er geen tijd genomen wordt om goed na te denken over de effecten van maatregelen en de optimale wijze van uitvoering, volgorde en fasering van maatregelen aan te houden. Aan de andere kant: het zou goed zijn om herstel in grote en kansrijke gebieden af te maken.

Graslanden

De ontwikkeling van pollen zou gunstig zijn voor faunaherstel, maar ook voor meer variatie in micro-milieucondities voor planten. Denk aan niches op de randen van pollen waar vroeger waarschijnlijk *Carex dioca*, veel mossen en dergelijke groeiden, of mini-blauwgraslanden op de pollen van grote zeggen of rijke zeggemoerassen. Deze zorgen voor extra grote variabiliteit in flora. Deze situaties zijn nog hier en daar zeer zeldzaam waar te nemen. De

vorming van pollen (structuurvariatie) is niet alleen belangrijk in natte systemen; denk aan grote heidestruiken (van oude heideplanten) met niches voor herpetofauna. Herpetofauna zit nu in Pijpenstropollen, maar vroeger mogelijk ook in oude struiken. Het verdwijnen van de structuur is ook een effect van intensiever herstelbeheer. Bijvoorbeeld de noodzaak om regelmatig te plaggen (elke 10-20 jaar), of om effectief te beheren en maaisel weg te halen (kort maaien, alles plat maaien).

Maaimethoden is vaak essentieel. Maaimethoden waarbij alle maaisel direct wordt opgezogen (stofzuigers) in een bak achter de maaier is vaak desastreus. Dat betekent dat zaden en bijna alle insecten en andere kleine fauna voortdurend weggehaald wordt. De sloten of wegbermen worden met dit beheer bijna steriel. Dergelijke machines worden meestal niet in natuurgebieden gebruikt maar het kan geen kwaad om te kijken wat er op dat gebied te verbeteren valt, is het nu optimaal?

Tijdstip van maaien is van belang i.v.m. effecten op fauna; maaien zou in juli-augustus moeten, maar als dat niet lukt, kiezen beheerders soms toch voor erg laat maaien. Misschien is een lichte aanpassing van hooischudders mogelijk, of wildredders, zodat schade aan aanwezige fauna verminderd wordt.

Vochtige heide

Echt mooie natte heide is er in Nederland eigenlijk alleen nog bij Dwingeloo, maar ook daar problemen. En verder een aantal kleine stukjes in de Achterhoek. -Gagelstruwelen waren vroeger veel soortenrijker; blijkt uit vegetatieopnamen. Waren waarschijnlijk meer open en lager door oogsten van Gagel. - Structuren in stand houden, niet elk boompje hoeft te worden opgeruimd.

Plaggen: In gradiënten van droge naar natte heide moet haaks op de gradiënt geplagd worden. Vaak wordt alleen op laagste of hoogste plek geplagd en niet halverwege. Voordat geplagd wordt eerst goed nagaan met wat voor heidegebied we eigenlijk te maken hebben en uitzoeken waar geplagd moet worden om geschikte condities voor soorten te herstellen. Van belang is ook erop te letten dat water van de plagplek kan afstromen. Plaggen wordt vaak standaard toegepast, zonder na te denken over dosering en plaats. Vroeger was 'plaggen' mogelijk niet meer dan het meenemen van het organische materiaal met wat humus en/of dunne bodem laag. Tegenwoordig wordt met plaggen de hele bodemlaag meegenomen.

Met betrekking tot bekalking na plaggen is er een kennisprobleem. Uitvoerders kunnen niet de juiste dosering vaststellen, waardoor bekalking vaak niet plaatsvindt waar dit wel nodig is om ammoniumpiek te voorkomen. Belangrijk is ook aandacht te geven aan materiaal waarmee wordt bekalkt. Bovendien moeten de argumenten voor plaggen goed worden uitgelegd: waarom is het niet tuinieren, maar moet het een integraal deel zijn van de herstelmaatregelen?

Begrazing met koeien is positief, omdat struikachtigen kort gehouden worden, waardoor laag blijvende soorten kansen krijgen (onderdrukking van concurrentie). Vroeger graasden ook koeien op de heide (het kleine koeienras Heidesnik weer teruggebracht door Gelders Landschap) en zeker niet alleen schapen (zie onderzoek door Bieleman). Door vertrapping ontstaan open plekjes waar soorten van profiteren (vestigingsplekken voor soorten). Hypothese wat betreft begrazing is dat het vertrappen van de organische laag kan zorgen voor meer mineralisatie en minder snelle opbouw van de

humuslaag. Belangrijk is graasdruk zo in te stellen of bij te sturen dat structuurvariatie behouden blijft.

Drukbegrazing met verstand kan goed zijn, maar zeker niet overal en altijd. De parkeerplek voor schapen op Strabrecht heeft een korte, productieve grazige vegetatiedoor intensieve begrazing. Hier is een enorm hoge dichtheid van Diefmieren (*Solenopsis fugax*). Ook konijnen en korstmossen profiteren ervan.

Als je keuzes moet maken (moet bezuinigen), zou begrazing in gevarieerde vorm (combi van kudde, koeien en paarden) altijd moeten blijven. Aanvullend zijn dan gerichte maatregelen nodig (met inzet van vrijwilligers, scholen). Gebruik maken van een verplaatsende kudde tussen kwelder (zomer) naar heide (winter). Akkertjes in heischrale systemen herstellen, deze zijn ook waardevol voor wintergasten en nachtvlinders op akkeronkruiden (Allardsoog heide).

Branden: In heide een goede maatregel voor zowel flora als fauna. Branden in februari/maart met koud weer (goed vriezen) zonder wind en tegen de wind in branden. Branden is, op de plek waar het brandt, waarschijnlijk zeer ongunstig voor de daar aanwezige fauna; dit is in elk geval bekend van herpetofauna.

Branden is een maatregel die goed kan uitpakken als er meteen ook begraaasd wordt. 4 plekken van 40 are per jaar en slechts 1 of 2 dagen die geschikt zijn per winter.

Chopperen: Deze maatregel kan breder gebruikt worden, alleen is het belangrijk om wel het plantenmateriaal weg te halen uit het gebied. Dat gebeurt meestal niet.

Venherstel

Voor herstel van vennen staan alle seinen op groen: basenrijkdom is toegenomen, pH is 1 eenheid omhoog, biodiversiteit neemt toe, trilveensoorten nemen toe. Maar uit onderzoek van Bart van Tooren (artikel De Levende Natuur, referentiereeks Oisterwijkse vennen) blijkt dat sialgen generiek achteruit gaan, of slechts tijdelijk herstellen.

Herstel van Speerwaterjuffer is mogelijk een kwestie van tijd, maar wel zorgen of de soort het gaat redden. Rondom het Beuven zien we verplaatsingen van deze soort in reactie op veranderingen in/om het ven.

In Drenthe betreft het vooral hoogveenvennen, deze doen het vrij goed. Meer gebufferde vennen liggen vooral in Noord-Brabant en hier zijn de dominante problemen: 1) de hoge N-depositie en 2) de waterhuishouding die niet op orde is. De reeksen van Herman van Dam zijn erg waardevol. Deze laten zien dat het vroegere gebruik (schapenwassen en gebruik als zwemwater) een bron van buffering was, die nu ontbreekt. Door de verzuring van de afgelopen decennia en het wegvallen van dit gebruik is verzuring van vennen opgetreden.

In vroegere situatie liepen vennen over en op die plekken groeide Waterdrieblad. En op plekken waar lokaal kwelwater vanuit ruggen uittreedt. Vernatting van hoger gelegen delen is dus nodig (en dat gebeurt weinig of niet). Sloten moeten gedempt worden en niet met stuwen werken, want dan wordt gerommeld met overloopheilen. Ook door deze probleem vallen de lek – en kwelzones in vennen uit.

De randen van vennen moeten boomvrij zijn, dit zorgt voor meer windwerking (iets meer dynamiek en geen ingewaaid bladmateriaal). Bij herstelbeheer niet naar een gemiddelde type streven; dat gebeurt wel omdat er zo weinig over

zijn en er zulke grote milieuproblemen zijn. Vroeger waren mogelijk alle extreme situaties aanwezig: droogvallen van het ven, waardoor organische stof kan verdwijnen, competitieve plantensoorten afsterven, of de successie wordt teruggezet en als het weer nat wordt, kunnen de soorten van de zaadbank (o.a. *Waterlobelia*) terugkomen.

Het ontbreken van de microstructuren (ook in de vennen) waar de soorten van natte en drogere plaatsen naast elkaar kunnen voorkomen. Dat is het geval met bultvorming door (veen)mossen en bijvoorbeeld soorten als Lavendelhei (*Andromeda polifolia*) die hoger op de bulten voorkomen. Afname van die soort wordt veroorzaakt door vernatting in gebieden met onvoldoende microreliëf. Van een aantal plantensoorten is de afname moeilijk te verklaren (bijvoorbeeld Veenbloembies). Mogelijk spelen genetische effecten als gevolg van isolatie een rol. De toestand van populaties moet bekend worden; wordt er bijvoorbeeld nog kiemkrachtig zaad gemaakt.

Bossen

Aantal plantensoorten van bossen heeft een geringe dispersiecapaciteit. Vroeger was mogelijk vegetatieve dispersie belangrijk met daarbij een rol van Wilde zwijnen. Aantal van de soorten horen bij natte, wat rijkere bossen, maar dan in situaties met licht en vochtig microklimaat. Mogelijk waren bossen veel meer in menselijk gebruik en meer open dan we denken (zie ook Svenning 2002). Mogelijk werd er begraasd of werd er veel vaker gekapt. Van aantal soorten is slecht bekend in hoeverre Nederland in het verspreidingsgebied van de soorten ligt, aan de rand van verspreiding of een voorpost?

Een hypothese is dat begrazing in bos een effectieve maatregel voor fauna en flora is. Onbekend is echter wat de effecten zijn van begrazing in bossen en zeker niet in bossen in het natte zandlandschap. Er is geen monitoring en geen goed onderzoek aan deze zaken.

Communicatie en kennisuitwisseling

Als beheerder heb je lang niet altijd de juiste gegevens en kennis. Communicatie over kennis is dus essentieel en moet uitvoerende personen bereiken; zij moeten kennis en feeling hebben; dit is afhankelijk van scholing en motivatie. Daarnaast is het nodig te registreren welke soorten in een terrein voorkomen en daar een haalbare monitoring voor op te zetten. Vaak is er ook sprake van een groot gat tussen het hoofdkantoor en het veld. Babylonische spraakverwarring tussen beleid, beheer en onderzoek is lastig. Vooral de beleidsmatige simplificatie (geen nuance) is lastig (bijv. 'Noordse woelmuis houdt van overstroming').

Op grotere schaal moet er afstemming tussen terreinbeheerders zijn over beheer en dynamiek. Bijvoorbeeld in Twente zou heideherstel niet tegelijkertijd in alle terreinen van SBB en Landschap Overijssel moeten plaatsvinden.

Hypothesen

Op basis van de gevoerde gesprekken met terreinbeheerders en soortgroepdeskundigen zijn de volgende hypothesen geformuleerd, die in de 2^e fase van het project zijn getoetst door verdere analyse van de berekende trends van soorten uit de landelijke databanken (Hoofdstuk4) en door vergelijking tussen terreinen met verschillende trends van soorten (Hoofdstuk 5).

1. Natuurterreinen zijn te klein. Een kleine oppervlakte gaat gepaard met kleine populaties, welke kwetsbaarder zijn voor demografische factoren en verstoringen. Beheer moet zich richten op vergroten van bestaande terreinen en geschikte habitats.
2. Hydrologie is aangetast. Resultaat is opdrogen van voormalig door grondwater beïnvloedde delen, vochtgradiënt is verdwenen, waterkwaliteit is veranderd en/of timing natte en droge perioden past niet meer op de levenscyclus.
3. Aanbod van nectarbronnen is in het voorjaar vaak ontoereikend. Beheer kan bijdragen door nectarbronnen te ontzien en nieuwe te ontwikkelen door voedsel- en kalkrijkere plekken te creëren.
4. De beperkte aanwezigheid van gradiënten is een probleem. De meest genoemde gradiënten zijn de overgang van heide naar beekdal en de vocht- en buffergradiënt als gevolg van uittredend grondwater. Factoren die van invloed zijn op de ontwikkeling van deze gradiënten hebben direct effect op de afhankelijke soorten. Maatregelen zijn nodig voor de ontwikkeling van vocht-, buffer- en landschappelijke gradiënten.
5. Kleinschalige maatregelen met gevoel voor terrein en soorten levert positieve resultaten op, terwijl grootschalig uitgevoerde maatregelen voor een groot aantal soorten negatieve gevolgen kan hebben.
6. Herstel duurt langer voor soorten van latere successiestadia dan bij pioniersoorten. Er is onvoldoende tijd verstreken voor de ontwikkeling van benodigde habitat.
NB. Niet alle pioniersoorten vertonen positieve trends. Soorten uit het Dwergbiezenverbond (*Nanocyperion flavescens*) gaan relatief vaak achteruit, waarschijnlijk als gevolg van veranderingen in hydrologie.

4 Resultaten trendanalyses

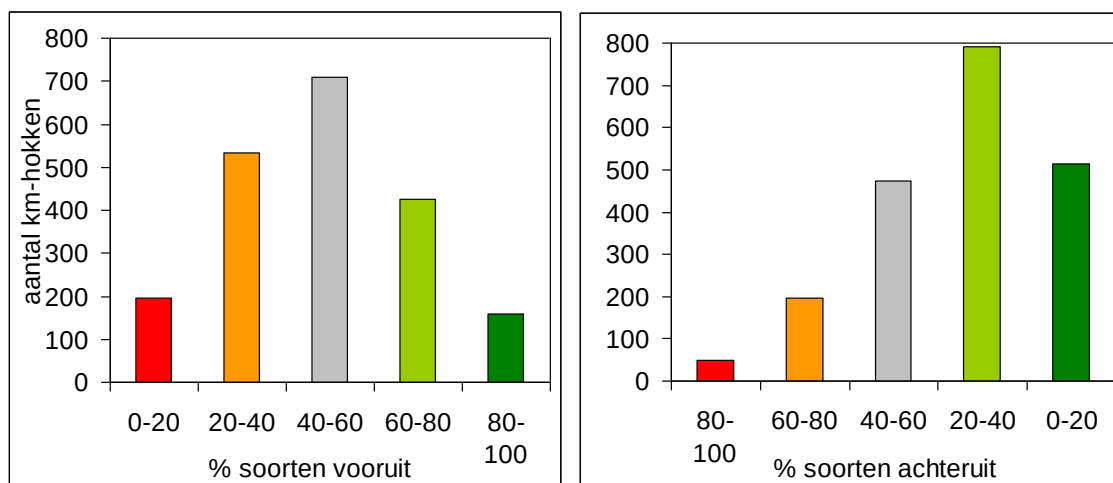
De kennis over veranderingen in voorkomen van de bedreigde soorten verschilt sterk per soortengroep in afhankelijkheid van de intensiteit en methode van waarnemen. Voor sommige soortgroepen, zoals vogels, reptielen, amfibieën, libellen en dagvlinders, zijn kwantitatief goede meetnetten beschikbaar waarmee op landelijk en regionaal niveau de populatieontwikkeling kan worden gevolgd, maar veelal niet op het niveau van afzonderlijke terreinen. Voor andere soortgroepen, vooral de ongewervelden anders dan dagvlinders en libellen en voor de (myco)flora zijn vooral incidentele soortenlijsten en verspreidingsgegevens beschikbaar. In dit hoofdstuk zijn de trends voor de soorten van alle soortgroepen op een zelfde manier geanalyseerd als veranderingen in het relatieve voorkomen per kilometerhok tussen de periode 1989-1999 en 2000-2010.

4.1 Trendanalyse van 1989-1999 tot 2000-2010

De overzichtstabel in bijlage 1 geeft per soort de berekende trend voor de Hogere zandgronden, uitgedrukt als percentage van het totaal aantal km-hokken met bekende trend waarin de soort in de periode 2000-2010 vooruit is gegaan, achteruit is gegaan en stabiel is gebleven in vergelijking met de periode 1989-1999. Ook het percentage van de km-hokken met onbekende trend is vermeld. Verder is per soort het percentage km-hokken met achteruitgang voor het hele land in de tabel opgenomen, zodat de trend op de Hogere Zandgronden met die in het hele land kan worden vergeleken.

Het beeld van de trends per km-hok in de drie kaarten, de staafdiagrammen en de tabel worden voor belangrijk deel bepaald door vaatplanten en fungi. Deze groepen hebben de hoogste aantallen soort*km-hok-combinaties in de dataset die voor dit onderzoek is samengesteld (samen 58%; tabel 2), maar de berekende trends van deze soorten zijn helaas niet altijd erg betrouwbaar. De paddenstoelen zijn daarom uitgesloten van de kaartbeelden omdat de trends voor deze soortengroep relatief vaak onzeker zijn terwijl het wel een groot aantal soorten betreft.

Over het geheel genomen, lijken de soorten meer vooruitgang dan achteruitgang te laten zien (figuur 1). Over heel Nederland gezien is het aantal km-hokken waarin 80-100%, 60-80% en 40-60% van de soorten vooruit zijn gegaan groter dan het aantal km-hokken waarin deze percentages van soorten achteruit zijn gegaan. Het landelijke beeld en het beeld voor de fysisch-geografische regio Hogere Zandgronden komt overeen (tabel 3).



Figuur 1: Het aantal km-hokken per klasse van vooruitgang (links) of achteruitgang (rechts) van de 427 geselecteerde soorten tussen de periodes 1989-1999 en 2000-2010 voor heel Nederland.

Figure 1: The number of km-grid cells per class of increase (left) or decrease (right) of the 427 selected species between the periods 1989-1999 and 2000-2010 in the Netherlands.

Tabel 3. Absolute en relatieve aantallen km-hokken per klasse van verandering (vooruitgang en achteruitgang) van soorten binnen de fysisch-geografische regio Hogere Zandgronden en voor heel Nederland.

Table 3. Absolute and relative numbers of km-grid cells per class of change (vooruit=increase, achteruit=decrease) of species within the geographic region of Pleistocene sandy soils and for all of the Netherlands (NL).

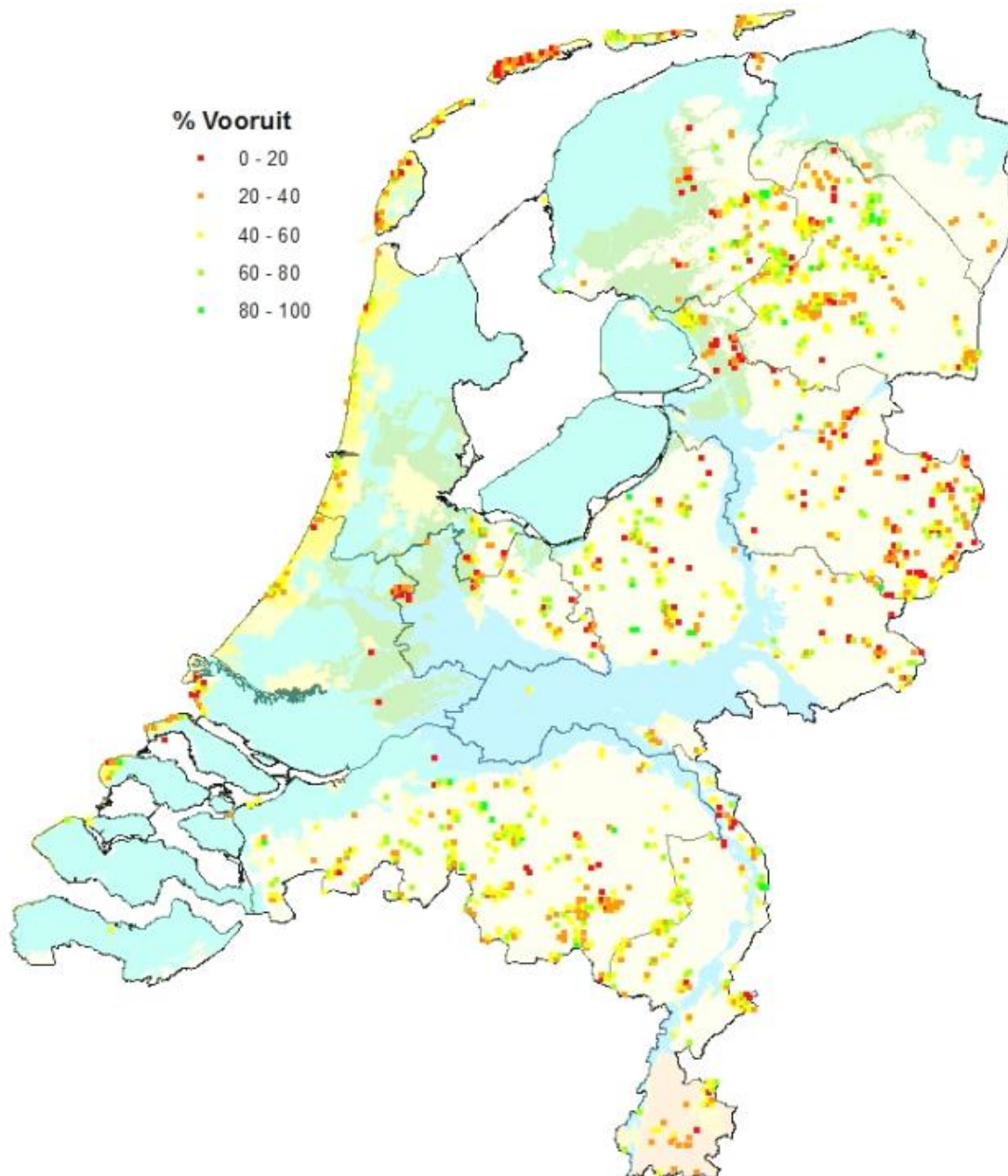
Klassen van verandering	Achteruit				Vooruit			
	Hogere Zandgronden		Landelijk (NL)		Hogere Zandgronden		Landelijk (NL)	
	km-hokken	%	km-hokken	%	km-hokken	%	km-hokken	%
>66%	84	6	149	7	323	22	409	20
33-66%	497	33	811	40	790	53	1081	53
<33%	904	61	1061	52	372	25	531	26
Totaal	1485		2021		1485		2021	
100%	2	0	3	0	10	1	12	1
0%	38	3	12	1	13	1	23	1

Om na te gaan of er gebieden zijn die eruit springen wat vooruitgang of achteruitgang van soorten betreft, zijn kaarten van de trends van alle soorten per km-hok gemaakt, uitgedrukt als % soorten (van totaal aantal soorten met bekende trend) dat in de periode 2000-2010 vooruit resp. achteruit is gegaan ten opzichte van de periode 1989-1999. Hierbij zijn alleen de 2021 km-hokken met minimaal 10 soorten met bekende trend meegenomen. Deze kaarten zijn weergegeven in figuur 2 en 3. Om een meer overzichtelijk beeld te krijgen van gebieden waar positieve of juist negatieve ontwikkelingen plaatsvinden, is ook een kaart gemaakt waarin met groen en rood de km-hokken zijn weergegeven waar 80% of meer van de geselecteerde soorten vooruit, resp. achteruit zijn gegaan (figuur 4). De km-hokken met een minder sterke voor- of achteruitgang zijn in deze kaart grijs weergegeven. De

gebieden die er positief uitspringen, zijn vaak gebieden met natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden en diverse vennen en heidegebieden; vaak gaat het daarbij vooral om positieve trends van vaatplanten. Regionale verschillen in het voorkomen van gebieden met uitzonderlijk positieve of negatieve trends zijn er nauwelijks. De relatief ongunstige ontwikkeling op Terschelling die in het kaartbeeld erg opvalt, zou te maken kunnen hebben met een relatief sterke mate van vergrassing en geringe dynamiek in de duinen, of een relatief kortdurend effect van herstelbeheer. De lokale beheerder en soortdeskundigen hadden echter sterke twijfels of het beeld van de overheersende achteruitgang wel overeenkomt met de werkelijke ontwikkelingen. Het in de gebruikte datasets ontbreken van waarnemingen van soorten in de periode 2000-2010 kan hierbij een rol spelen. Al met al wijst het heterogene kaartbeeld op de noodzaak om trendverschillen te onderzoeken:

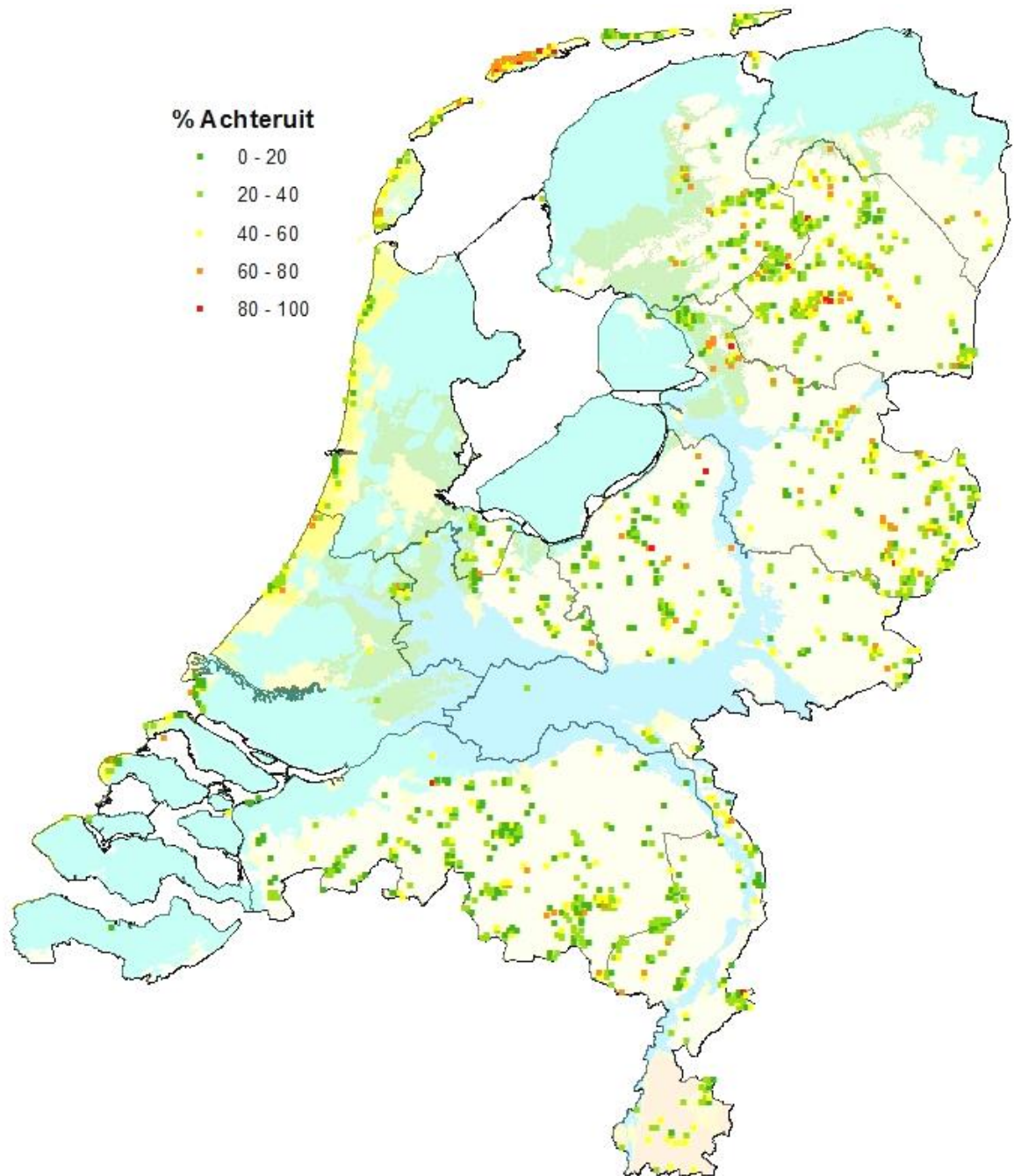
- op het niveau van afzonderlijke soorten of groepen van soorten met vergelijkbare ecologische eigenschappen (dit hoofdstuk)
- op een gedetailleerder niveau van gebieden (Hoofdstuk 5).

De informatie voor alle soorten samen kan alleen gebruikt worden als aanzet om ideeën over ontwikkelingen in gebieden te krijgen. Bij de gesprekken in de eerste onderzoeksfase is de soortgroepdeskundigen (Hoofdstuk 3) ook gevraagd naar hun eigen ideeën over gebieden waar het wel of niet goed gaat. In de gesprekken met de diverse soortgroepdeskundigen en beheerders zijn vooral de kaarten van de afzonderlijke soorten gebruikt als uitgangspunt voor de bespreking van de soorten. In de tweede fase van het onderzoek is een selectie van gebieden bezocht (Hoofdstuk 5).



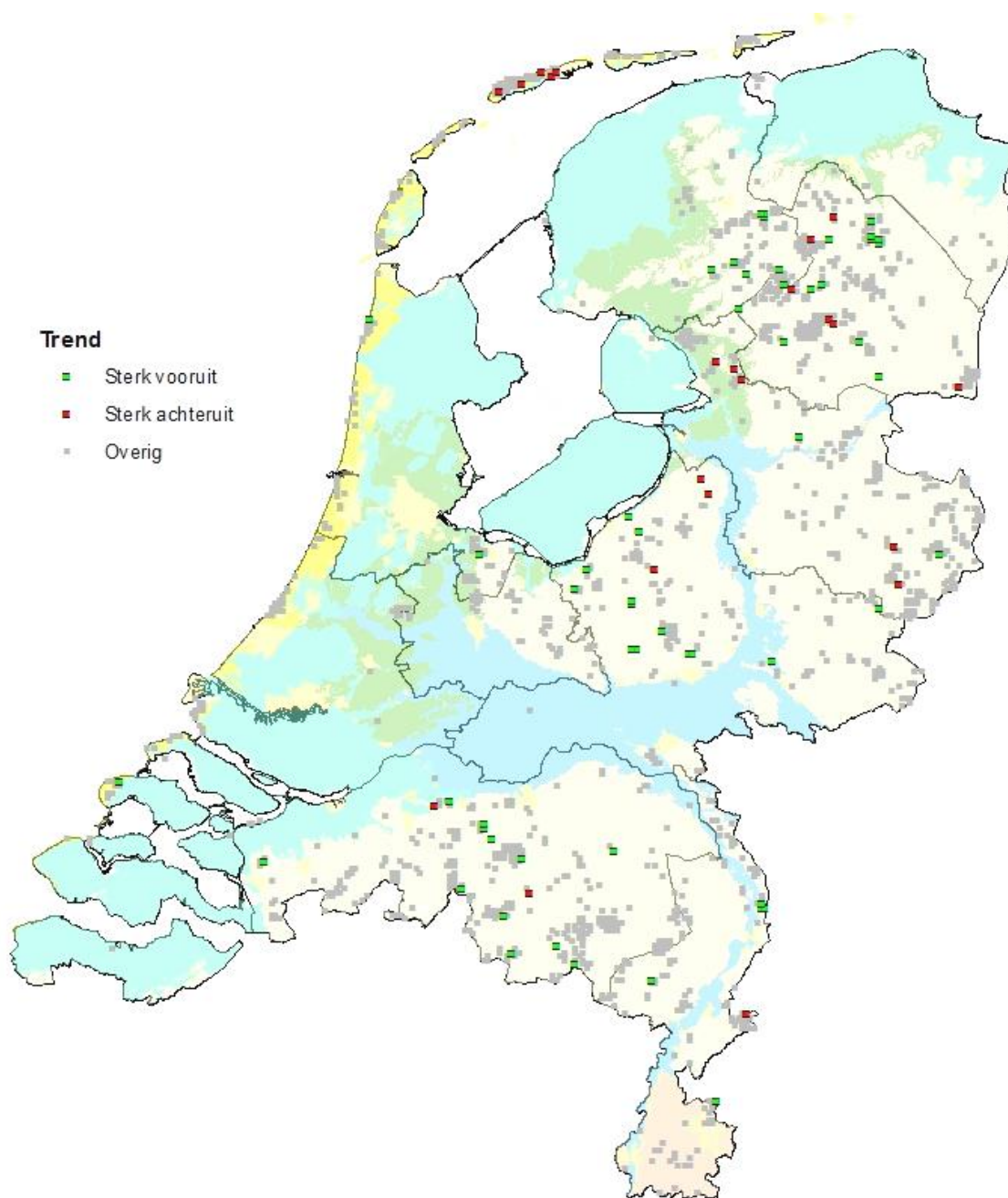
*Figuur 2: Het aandeel van de soorten in elk km-hok dat tussen de periodes 1989-1999 en 2000-2010 **vooruit** is gegaan. Alleen km-hokken met een bekende trend voor minimaal 10 soorten zijn afgebeeld. De onzekerheid van de schattingen is groot, omdat de trends grotendeels zijn gebaseerd op verandering in presentie en niet op systematische monitoring en de trends slechts beperkt konden worden gecorrigeerd voor de waarnemingsinspanning. Deze figuur moet daarom slechts als indicatief worden opgevat!*

*Figure 2. The proportion of species within each km-grid cell that showed a relative **increase** between 1989-1999 and 2000-2010. Only grid cells with a known trend for at least 10 species have been depicted. The uncertainty of the estimates is substantial, because the trends are largely based on changes in presence and not on systematic monitoring and the trends could only be corrected to a limited extent for recording intensity. Therefore, this figure should be treated as indicative only!*



Figuur 3. Per km-hok het aandeel van de soorten dat tussen de periodes 1989-1999 en 2000-2010 **achteruit** is gegaan. Alleen km-hokken met een bekende trend voor minimaal 10 soorten zijn afgebeeld. De onzekerheid van de schattingen is groot, omdat de trends grotendeels zijn gebaseerd op verandering in presentie en niet op systematische monitoring en de trends slechts beperkt konden worden gecorrigeerd voor de waarnemingsinspanning. Deze figuur moet daarom slechts als indicatief worden opgevat!

Figure 3. The proportion of species within each km-grid cell that showed a relative **decrease** between 1989-1999 and 2000-2010. Only grid cells with a known trend for at least 10 species have been depicted. The uncertainty of the estimates is substantial, because the trends are largely based on changes in presence and not on systematic monitoring and the trends could only be corrected to a limited extent for recording intensity. Therefore, this figure should be treated as indicative only!



Figuur 4. Km-hokken waarin 80% of meer van de geselecteerde soorten tussen de periodes 1989-1999 en 2000-2010 vooruit (groen), of achteruit (rood) zijn gegaan. De km-hokken met een minder sterke voor- of achteruitgang zijn grijs weergegeven. Alleen km-hokken met een bekende trend voor minimaal 10 soorten zijn afgebeeld. De onzekerheid van de schattingen is groot, omdat de trends grotendeels zijn gebaseerd op verandering in presentie en niet op systematische monitoring en de trends slechts beperkt konden worden gecorrigeerd voor de waarnemingsinspanning. Deze figuur moet daarom slechts als indicatief worden opgevat!

Figure 4. Km-grid cells where at least 80% of the selected species showed a relative increase (green) or decrease (red) between 1989-1999 and 2000-2010; grid cells with a lesser increase or decrease are shown in grey. Only grid cells with a known trend for at least 10 species have been depicted. The uncertainty of the estimates is substantial, because the trends are largely based on changes in presence and not on systematic monitoring and the trends could only be corrected to a limited extent for recording intensity. Therefore, this figure should be treated as indicative only!

4.2 Toetsing van hypothesen

Voor de toetsing van hypothesen is gebruik gemaakt van de selectie van 129 soorten waarover relatief vaak trendgegevens beschikbaar waren. Voor deze soorten is ook bekeken of de berekende trends op basis van de verspreidingsgegevens (zie 4.1) overeenkwamen met de trends in de gebieden uit de gebiedenanalyse (zie Hoofdstuk 5), zoals bekend uit monitoringgegevens of zoals beoordeeld door terreinbeheerders en lokale deskundigen. Hoewel enerzijds de methode voor de trendbepaling op basis van de verspreidingsgegevens noodzakelijkerwijs ruw was en anderzijds de beoordeling door terreinbeheerders en lokale deskundigen voor veel soorten wegens gebrek aan monitoringgegevens berustte op een indruk, kwam over het geheel toch een redelijk goede overeenkomst tussen beide trendbeoordelingen naar voren: in 71% van de gevallen (min. 59% en maximaal 81% van de soorten in afzonderlijke gebieden) was er overeenstemming over de trend in termen van vooruitgang, geen verandering of achteruitgang. Dit was het geval wanneer er voor een soort uit meerdere km-hokken in een gebied trendgegevens beschikbaar waren (N=292). Dat betrof de meerderheid van de soorten (64%). Was dit niet het geval, dan was de onzekerheid over de trend ook groter en was de overeenkomst minder groot: gemiddeld 56% (min. 43%, maximaal 100%; N=37). Al met al ondersteunt deze vergelijking dat de trendbepaling met verspreidingsgegevens een weliswaar ruwe, maar toch bruikbare indicatie van de populatietrend weergeeft. De onderstaande toetsing van de hypothesen heeft vooral plaatsgevonden op basis van het percentage km-hokken met achteruitgang voor elke soort tussen de periodes 1989-1999 en 2000-2010 (voor het percentage vooruitgang waren de resultaten zeer vergelijkbaar); daarbij bedroegen de gemiddelde percentages voor achteruitgang en vooruitgang over de 129 soorten ($\pm$ s.e.): $35,5 \pm 1,4\%$ en $44,6 \pm 1,8\%$.

4.2.1 Hypothese 1: knelpunt gebiedsgrootte en versnippering

De invloed van versnippering kan op verschillende manieren tot uiting komen in de achteruitgang van soorten:

- a) De leefgebieden zijn te klein.
- b) De leefgebieden liggen te ver uit elkaar waardoor het verspreidingsvermogen van de soorten niet toereikend is om tussen gebieden te kunnen uitwisselen.

Het knelpunt van gebiedsgrootte is onderzocht door per trendcategorie van de soorten te kijken of 1) de oppervlakte heide en hoogveen (dan wel bos) per km-hok verschilde en 2) de betreffende km-hokken vaker gelegen waren in een cluster van minimaal 400 ha aaneengesloten natuurgebied (de 'grote natuurgebieden van het natte zandlandschap').

Voor 24 soorten was er sprake van een significant positievere trend bij hetzij een grotere oppervlakte leefgebied hetzij bij het voorkomen in een groter natuurgebied (Tabel 4). Daarnaast is de Heidehommel alleen bekend van de grotere heidegebieden. Een onevenredig groot deel van deze soorten behoort tot de fauna. Voor de vaatplanten werd slechts voor drie soorten een grootte-effect gevonden. Dit is niet onverwacht aangezien bekend is dat planten meestal een kleinere oppervlakte nodig hebben voor een duurzame populatie en bovendien een zeer lange responstijd kunnen hebben na verlies van

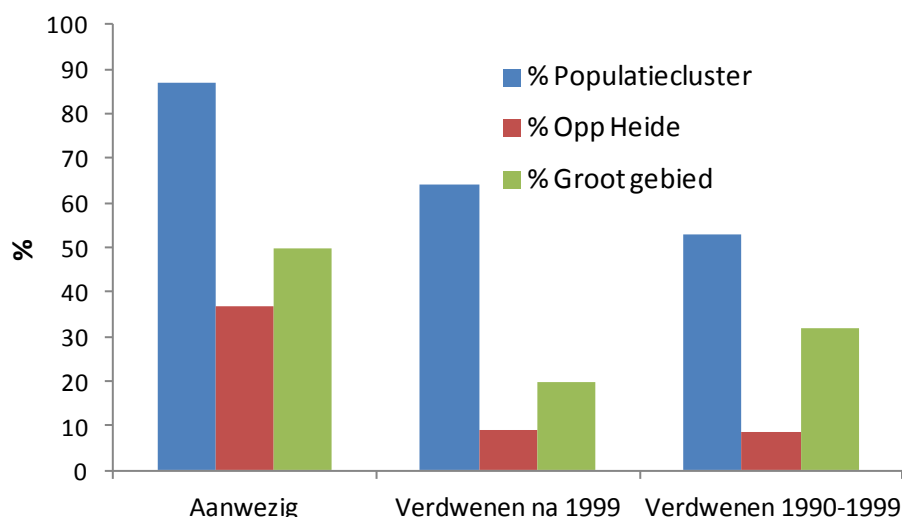
habitatkwaliteit, al kan het effect decennia later alsnog duidelijk worden (Helm et al., 2006; Krauss et al., 2010).

Tabel 4: Significante positieve effecten van grootte van leefgebieden binnen een km-hok (Grootte) en/of ligging van een km-hok in een groter natuurgebied (>400 ha; Cluster) op de trend van soorten in de periode 1990-2010 ((+) $P < 0,10$; + $P < 0,05$, ++ $P < 0,01$; +++ $P < 0,001$).

Table 4: Significant positive effects of the size of habitat within a km-gird cell (Grootte) and/or the location of the grid cell in a larger area (>400 ha; Cluster) on the trend of species in the period 1990-2010 ((+) $P < 0,10$; + $P < 0,05$, ++ $P < 0,01$; +++ $P < 0,001$).

Soortgroep	Soort	Type effect
Bijen	Heidehommel	Alleen in clusters
Dagvlinders	Bont dikkopje	Cluster ⁽⁺⁾
Dagvlinders	Gentiaanblauwtje	Grootte ⁺⁺⁺
Dagvlinders	Heideblauwtje	Cluster ⁺⁺⁺
Dagvlinders	Kleine ijsvogelvlinder	Grootte ⁺⁺⁺ , Cluster ⁺
Dagvlinders	Veenhooibeestje	Grootte ⁺ , Cluster
Dagvlinders	Zilveren maan	Grootte ⁺⁺ , Cluster ⁺⁺⁺
Herpetofauna	Adder	Grootte ⁺⁺⁺
Herpetofauna	Gladde slang	Grootte ⁺
Herpetofauna	Kamsalamander	Grootte ⁺
Herpetofauna	Poelkikker	Cluster ⁺⁺
Herpetofauna	Vinpootsalamander	Cluster ⁺⁺
Libellen	Venglazenmaker	Grootte ⁺
Libellen	Tengere pantserjuffer	Grootte ⁺
Libellen	Venwitsnuitlibel	Grootte ⁺
Mossen	Klein rimpelmos	Grootte ⁺⁺
Vaatplanten	Lavendelhei	Cluster ⁺
Vaatplanten	Blauwe knoop	Grootte ⁺⁺
Vaatplanten	Kleine veenbes	Grootte ⁺
Vogels	Geoorde Fuut	Grootte ⁺
Vogels	Paapje	Grootte ⁺⁺⁺ , Cluster ⁺
Vogels	Roodborsttapuit	Cluster ⁺
Vogels	Watersnip	Grootte ⁺⁺⁺ , Cluster ⁺
Vogels	Wielewaal	Cluster ⁺
Vogels	Wintertaling	Grootte ⁺⁺⁺

Voor het Gentiaanblauwtje is het populatieverloop sinds 1990 in meer detail bekend (zie o.m. Wallis de Vries, 2008). Thans aanwezige populaties komen vrijwel uitsluitend nog voor in clusters van deelpopulaties en dat is significant vaker dan voor verdwenen populaties (Figuur 5; Likelihood Ratio test $P = 0,0002$). Ook is de oppervlakte heide significant groter in km-hokken met aanwezige populaties (Kruskal-Wallis test, $P < 0,0001$) en liggen de aanwezige populaties vaker in grotere heidegebieden dan verdwenen populaties (Likelihood Ratio test $P = 0,0058$).



Figuur 5: Vergelijking van thans aanwezige populaties van het Gentiaanblauwtje met populaties die verdwenen zijn in de periode 1990-1999 en na 1999 ten aanzien van het aandeel dat voorkomt in populatieclusters, het mediane aandeel heide in het betreffende km-hok en het aandeel dat in grotere heidegebieden (>400 ha) is gelegen; de totale analyse betrof 166 populaties.

Figure 5: Comparison of extant (Aanwezig) populations of the Phengaris alcon butterfly with populations that went extinct (Verdwenen) in the period 1990-1999 and after 1999 with respect to the proportion occurring in population clusters (blue), the median proportion of heathland in the grid cell (red) and the proportion located in larger heathland areas (>400 ha; green); the total analysis included 166 populations.

Tabel 5: Significante negatieve effecten van grootte van leefgebieden binnen een km-hok (Grootte) en/of ligging van een km-hok in een groter natuurgebied (>400 ha; Cluster) op de trend van soorten in de periode 1990-2010 ((-) $P < 0,10$; - $P < 0,05$, -- $P < 0,01$; --- $P < 0,001$).

Table 5: Significant negative effects of the size of habitat within a km-grid cell (Grootte) and/or the location of the grid cell in a larger area (>400 ha; Cluster) on the trend of species in the period 1990-2010 ((+) $P < 0,10$; + $P < 0,05$, ++ $P < 0,01$; +++ $P < 0,001$).

Soortgroep	Soort	Type effect
Dagvlinders	Veenbesparelmoervlinder	Grootte ⁻
Mieren	Bossteekmier	Cluster ⁻
Mieren	Moerassteekmier	Grootte ⁻
Mossen	Zacht veenmos	Cluster ⁻⁻⁻
Sprinkhanen	Moerasprinkhaan	Grootte ⁻ , Cluster ⁻⁻⁻
Vaatplanten	Draadzegge	Grootte ⁻⁻⁻
Vaatplanten	Kleine zonnedaauw	Grootte ⁻⁻⁻
Vaatplanten	Moeraswolfsklauw	Grootte ⁻⁻⁻ , Cluster ⁻⁻⁻
Vaatplanten	Waterdrieblad	Grootte ⁻ , Cluster ⁻
Vaatplanten	Witte snavelbies	Grootte ⁻⁻⁻
Vaatplanten	Bruine snavelbies	Grootte ⁻⁻⁻

Voor 11 soorten was er een tegengesteld effect van juist een negatievere trend in grotere gebieden (Tabel 5). Dit betrof vier soorten insecten en 7 soorten planten. Voor deze soorten is habitatkwaliteit waarschijnlijk van groter belang dan gebiedsgrootte en is het mogelijk dat de habitatkwaliteit juist in grotere heidegebieden minder goed is dan in kleinere gebieden. Dit

kan deels te maken hebben met de uitvoering van grootschalige beheermaatregelen. Voor de pioniersoorten Kleine zonnedauw, Moeraswolfsklauw, Witte en Bruine snavelbies is het goed denkbaar dat deze juist hebben geprofiteerd van het grootschalige plaggen in grotere heideterreinen in de jaren '80 en begin jaren '90, waarna het voorkomen van deze soorten in de periode 2000-2010 is afgenomen. De andere soorten komen hetzij juist voor in kleinschaliger gradiëtmilieus (Veenbesparelmoervlinder, Zacht veenmos, Draadzegge, Waterdrieblad), of zijn kwetsbaar voor grootschalig plaggen (beide mierensoorten en Moerassprinkhaan).

Dit kwaliteitsaspect komt ook naar voren bij een opvallende groep van 26 soorten die juist niet of alleen sporadisch in de grotere natuurgebieden voorkwamen (Tabel 6). Dit betrof vooral vaatplanten, mossen en korstmossen en slechts één diersoort, de Gouden sprinkhaan. Het gaat hier voor een groot deel (74%) om soorten van natte schraallanden of pioniersoorten van het Dwergbiezen-verbond (Nano-Cyperion). Blijkbaar zijn de milieus van deze soorten weinig (meer) vertegenwoordigd in de grotere natuurgebieden op de Hogere zandgronden.

Tenslotte waren er voor 58 soorten geen significante of onduidelijke effecten van gebiedsgrootte en voor 9 soorten waren er onvoldoende data om deze vast te stellen.



Foto 4: Gentiaanblauwtje (Maculinea alcon) komt vrijwel uitsluitend nog voor in clusters van deelpopulaties (Foto: Chris van Swaay).

Photo 4: Alcon blue (Maculinea alcon) is exclusively present in clusters of subpopulations (Photo Chris van Swaay)

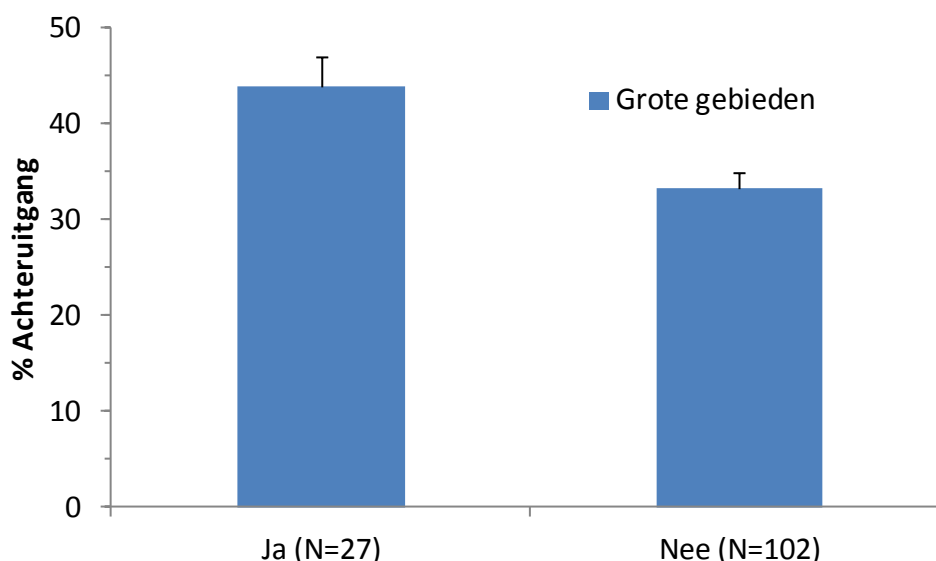
Tabel 6: Soorten van het natte zandlandschap die niet of nauwelijks voorkomen in de grotere natuurgebieden op de hogere zandgronden.

Table 6: Species of wet sandy landscapes that do not or rarely occur in larger nature reserves in the Pleistocene soil region.

Korstmossen:	Vertakt bekermos
Mossen:	Oermos, Reuzenpuntmos, Sterrengoudmos, Groot vedermos, Langhalsmos
Sprinkhanen:	Gouden sprinkhaan
Vaatplanten:	Dwergbloem, Ondergedoken moerasscherm, Draadgentiaan, Spaanse ruiter, Vleeskleurige orchis, Brede orchis, Stijve moerasweegbree, Armbloemige waterbies, Moeraswespenorchis, Dwergrus, Wijdbloeiende rus, Geelhartje, Teer vederkruid, Pamassia, Moeraskartelblad, Ongelijkbladig fonteinkruid, Klein wintergroen, Dwergvlas, Sierlijke vetmuur

Hypothese 1 is getoetst op twee manieren: door te kijken naar beperkingen door gebiedsgrootte enerzijds en naar dispersie anderzijds. Het knelpunt van gebiedsgrootte is getoetst door vast te stellen of de trend van 27 soorten die een significante positief effect van gebiedsgrootte vertonen (Tabel 4, aangevuld met Grote weerschijnvlinder en Spiegeldikkopje, waarvoor dit effect uit ander onderzoek bekend is; Bink, 1992; Wallis de Vries, 2013) verschilt van die van de 102 overige soorten.

Volgens verwachting blijken de grootte-afhankelijke soorten een sterkere achteruitgang te vertonen dan de andere soorten (Figuur 6). Te kleine gebieden vormen voor deze soorten dus een knelpunt.



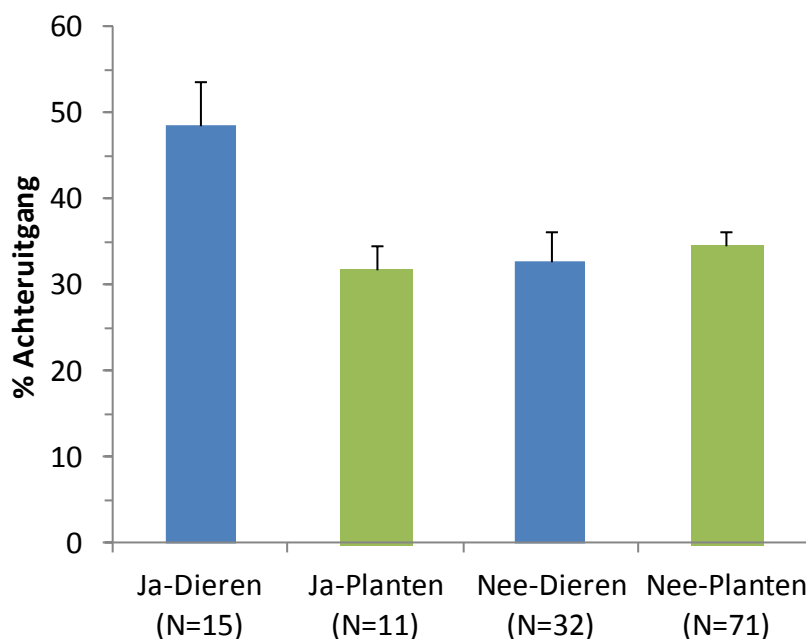
Figuur 6: Percentage km-hokken waarin sprake is van achteruitgang voor soorten die afhankelijk zijn van grotere leefgebieden en voor overige soorten. Het verschil tussen de twee groepen is significant (Wilcoxon-toets $P=0,0012$).

Figure 6: Percentage of km-grid cells showing a decrease for species dependent on larger areas (Ja) and for other species (Nee). The difference between the two groups is significant (Wilcoxon test $P=0.0012$).

Het knelpunt dispersie is getoetst door de trend te vergelijken van 26 soorten waarvoor dispersie op basis van expert judgement en literatuur beperkend is en overige soorten (Bijlage 2); daarbij is naast de soortspecifieke eigenschappen ook naar de mate van voorkomen gekeken: voor redelijk mobiele maar toch zeldzame soorten als de Zilveren maan vormt dispersie

wel een knelpunt omdat de afstand tot bronpopulaties meestal veel groter is dan 10 km. Dispersie-gelimiteerde soorten zijn 15 diersoorten met een bekend lage dispersiecapaciteit (in verhouding tot de beschikbaarheid van bronpopulaties) en een beperkte verspreiding en 9 plantensoorten met kortlevende zaadbank en 2 veenmossoorten waarvoor dispersie een knelpunt lijkt. De mate van achteruitgang blijkt tussen de twee soortengroepen slechts marginaal te verschillen ($P=0,06$; %Achteruitgang Dispersie-gelimiteerd $62,9 \pm 3,6\%$ overige soorten $53,7 \pm 2,1\%$) en dit verschil komt geheel voor rekening van de fauna (Figuur 7).

De versnippering van leefgebieden (door afname van omvang en verbondenheid) lijkt al met al mede bepalend te zijn voor de mate van achteruitgang van de soorten. Dit geldt vooral ten aanzien van de gebiedsgrootte voor 26 soorten en daarnaast mogelijk ook voor 15 diersoorten met beperkte dispersiecapaciteit (voor 7 daarvan is ook gebiedsgrootte beperkend). Voor de planten uit deze selectie lijkt de ruimtelijke configuratie de afgelopen 20 jaar niet aantoonbaar tot een verschillende trend geleid te hebben. Wel komen juist planten vaker voor in kleinere gebieden, die kwetsbaarder zijn voor verslechtering van de habitatkwaliteit.



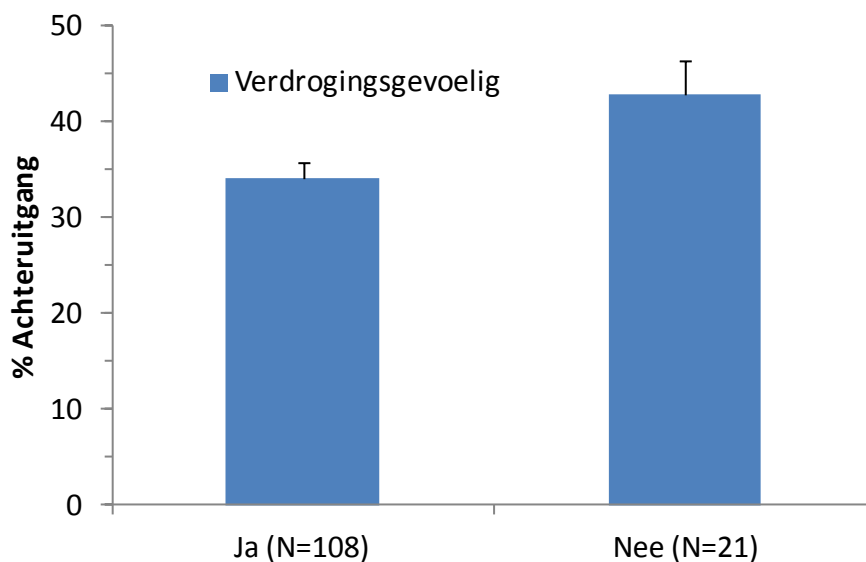
Figuur 7: Percentage km-hokken waarin sprake is van achteruitgang voor soorten waarvoor dispersie een knelpunt vormt en voor overige soorten. Het verschil tussen de twee groepen is alleen significant voor de diersoorten (Wilcoxon-toets $P=0,013$).

Figure 7: Percentage of km-grid cells showing a decrease for species with limited dispersal capacity (Ja) and for other species (Nee). The difference between the two groups is only significant for animal species (Dieren; Wilcoxon test $P=0.013$).

4.2.2 Hypothese 2: Knelpunt verdroging

In het natte zandlandschap ligt het voor de hand dat bedreigde soorten kwetsbaar zijn voor verdroging. De meeste soorten (108) werden beoordeeld als afhankelijk van vochtige tot natte omstandigheden (Bijlage 2). Deze

verdrogingsgevoelige soorten vertoonden een gunstiger trend met minder achteruitgang dan de overige 21 soorten (Figuur 8; t-toets $P=0,024$). Hieruit blijkt waarschijnlijk niet zozeer de werking van verdroging als wel het positieve effect van de doorgevoerde vernatting in de afgelopen decennia. Dit kwam ook naar voren uit de vergelijking van trends van soorten in gebieden waar in EGM-kader wel of geen hydrologische maatregelen waren uitgevoerd (Jansen et al., 2010). Hoewel in dat onderzoek de dataset te klein was en de schaal van beschikbare gegevens te grof om voor de meeste soorten duidelijke verschillen te vinden (voor slechts 7 van de 39 soorten kon een significant verschil worden aangetoond), was het overheersende effect van de vernatting positief. Dit gold voor 6 soorten (Heideblauwtje, Klokjesgentiaan, Wateraardbei, Gagel, Blauwe knoop en voor Heidekartelblad was het effect zwak significant), terwijl slechts voor één soort een zwak negatief effect werd gevonden (Roodborsttapuit). De overige soorten betreffen voor het grootste deel soorten van heischrale milieus en van (drogere delen van de) natte heide die kwetsbaar zijn voor andere aantastingen van de habitatkwaliteit.



Figuur 8: Percentage km-hokken waarin sprake is van achteruitgang voor soorten die afhankelijk zijn van vochtige tot natte omstandigheden en voor overige soorten. Het verschil tussen de twee groepen is significant (t-toets $P=0,024$).

Figure 8: Percentage of km-grid cells showing a decrease for species dependent on moist or wet conditions (Ja) and for other species (Nee). The difference between the two groups is significant (t-test $P=0.024$).

4.2.3 Hypothese 3: Knelpunt nectaraanbod en bufferend vermogen

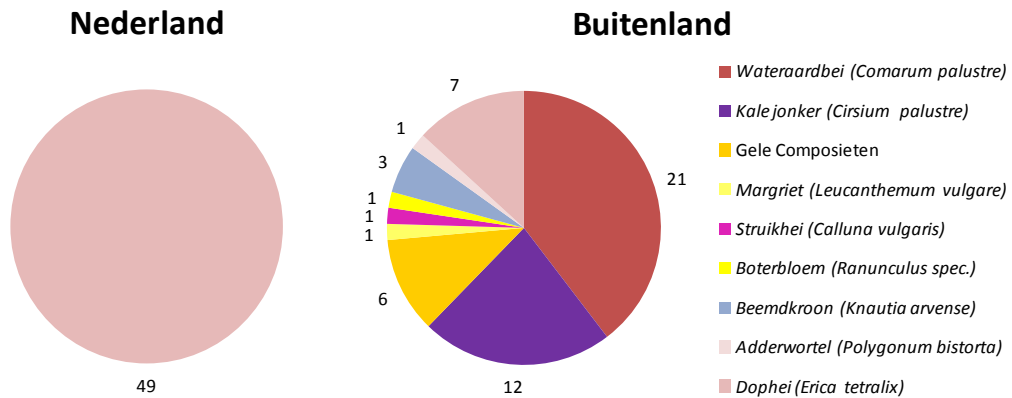
Door verzuring en afnemende grondwaterinvloed is het bufferend vermogen van leefgebieden in het natte zandlandschap afgenomen. Dit werkt voor planten door in de geschiktheid van de groeiomstandigheden en voor de fauna ondermeer in het voedselaanbod. Het voedselaanbod voor dieren kan afnemen in kwantiteit (m.n. bij insectenetende soorten) of in kwaliteit (m.n. herbivoren, maar ook doorwerkend in voedselketen). Afnemende kwaliteit zou zich vooral kunnen manifesteren als relatieve tekorten aan nutriënten of in een overmaat aan vraatwerende secundaire plantenstoffen.

Er zijn op basis van expert judgement en literatuur 67 soorten onderscheiden die afhankelijk zijn van min of meer gebufferde condities (Bijlage 2). Uit de trendanalyse blijken geen significante verschillen tussen de trends van deze soorten en overige soorten: het percentage km-hokken waarin soorten een achteruitgang vertoonden bedroeg $56,7 \pm 2,8\%$ voor soorten van gebufferde omstandigheden en $53,9 \pm 2,4\%$ voor de overige soorten. Voor planten was er eerder sprake van een geringere achteruitgang bij soorten van gebufferde omstandigheden ($32,1 \pm 1,9\%$) dan bij de overige soorten ($37,8 \pm 2,4\%$; Wilcoxon-toets $P=0,048$). Wel zijn de soorten van gebufferde condities significant zeldzamer binnen de Hoge zandgronden dan overige soorten ($P<0,0001$ voor het verschil na log-transformatie van het aantal km-hokken, met soortgroep als random factor).

De trendanalyse biedt dus geen ondersteuning van het belang van bufferend vermogen voor de bedreigde soorten, maar het verschil in zeldzaamheid vormt wel een aanwijzing. Ook zijn er andere aanwijzingen dat deze factor een rol speelt. Dit is voor de planten al voor een groter aantal soorten naar voren gekomen (Roem et al., 2002; De Graaf et al., 2004). Maar ook voor een diersoort als de Veenbesparelmoervlinder lijkt dit te spelen. Zo was de groei en overleving van de rupsen significant minder op waardplanten uit de Belgische Ardennen, waar zowel de stikstofdepositie minder is als de grondwaterinvloed groter, dan in Drenthe (Turlure et al., 2013).

Mogelijk is ook de kwaliteit van het nectaraanbod beperkend. Een analyse van fotomateriaal uit Nederland en omringende landen toont dat Gewone dophei in Nederland de enige nectarplant is, die wordt benut, terwijl elders in Europa slechts 13% van de waargenomen bloembezoeken Gewone dophei betrof (Figuur 9; Fischer's Exact toets $P<0,0001$). Wateraardbei en Kale jonker zijn buiten Nederland de belangrijkste nectarplanten. Beide indiceren iets voedselrijkere, gebufferde omstandigheden (evenals Beemdkroon, Margriet, Boterbloem en Adderwortel). Ook Bink (1967) meldt in zijn rapport over bezochte Drentse veentjes met Veenbesparelmoervlinders het preferente gebruik van Wateraardbei als nectarplant, onder meer van de Reigersplas, waar deze plantensoort al geruime tijd is verdwenen (in 1987 vonden Middelkoop & Veling [1987] de soort er alleen nog "hier en daar" en namen er geen foeragerende Veenbesparelmoervlinders op waar, mogelijk omdat de planten te gering in aantal of te weinig vitaal waren. In 1999 werd op de Reigersplas geen Wateraardbei meer gevonden [eigen waarn. MWdV] en de soort is er al geruime tijd niet meer gezien [mond. meded. M. Perdeck]). Terloops vermeldt Bink (1967) voorts "wanneer in deze *Sphagnum*-venen ook *Viola palustris* optreedt, komt er bijna altijd Zilveren maan voor, een algemene parelmoervlinder". Moerasviooltjes indiceren ook meer gebufferde omstandigheden en zijn evenmin meer te vinden rond de Drentse heideveentjes.

Het onderzoek aan de Veenbesparelmoervlinder wijst er dus op dat de Nederlandse veentjes nu een voedselarmer, zuurder karakter hebben (gekregen) dan de vindplaatsen in het buitenland. En de waarnemingen van Bink (1967) geven aan dat dergelijke 'buitenlandse' condities 50 jaar geleden ook in Nederland aangetroffen konden worden. Dit suggereert, evenals het onderzoek van Van Duinen et al. (2011a), dat de afname van het bufferend vermogen in het Nederlandse natte zandlandschap een knelpunt vormt voor het behoud van bedreigde soorten.



Figuur 9: Bloembezoek van de Veenbesparelmoervlinder aan verschillende nectarplanten in Nederland en 10 andere Europese landen op basis van fotomateriaal (NL: 49 foto's, overig Europa 53 foto's; fotomateriaal: De Vlinderstichting, waarneming.nl, observado.org, afbeeldingen op internet).

Figure 9: Flower visiting frequency of the Boloria aquilonaris butterfly to different nectar plants in the Netherlands and in 10 other European countries based on photographic evidence.



*Foto 5: Wateraardbei (*Comarum palustre*) wordt door de Veenbesparelmoervlinder (*Boloria aquilonaris*) in het buitenland frequent als nectarplant benut (Foto: Jaap Bouwman).*

*Photo 5: Marsh Cinquefoil (*Comarum palustre*) is frequently used by the Cranberry fritillary (*Boloria aquilonaris*) as a source of nectar (Foto: Jaap Bouwman).*

4.2.4 Hypothese 4: Knelpunt gradiënten op landschapsschaal

De afhankelijkheid van soorten van gradiënten in het landschap doet zich voor op een schaal van tientallen meters of groter in de vorm van abiotische gradiënten in hoogte en vochthuishouding (van heide naar beekdal of van

hoogveen naar beekdal), of biotische gradiënten van vegetatiestructuur (van open heide naar bos). Elk van de 129 soorten is op basis van expert judgement en literatuur toegedeeld als gradiëntafhankelijke of onafhankelijke soort. Dat resulteerde in 71 gradiëntafhankelijke soorten (Bijlage 2).

De twee groepen van soorten bleken niet significant in trend te verschillen: het percentage km-hokken waarin soorten een achteruitgang vertoonden bedroeg $35,8 \pm 6,3\%$ voor gradiëntafhankelijke soorten en $38,6 \pm 3,4\%$ voor de overige soorten. Voor planten was zelfs eerder sprake van een geringere achteruitgang bij gradiëntafhankelijke soorten ($30,9 \pm 1,7\%$) dan bij de overige soorten ($38,0 \pm 2,4\%$; Wilcoxon-toets $P=0,043$).

De trendanalyse biedt geen ondersteuning voor het belang van gradiënten op landschapsschaal. Wel zijn de gradiëntafhankelijke soorten significant zeldzamer binnen de Hoge zandgronden dan overige soorten ($P=0,0004$ voor het verschil na log-transformatie van het aantal km-hokken, met soortgroep als random factor). Ondanks de afwezigheid van een verschil in trend zou op basis van de verspreiding wel geconcludeerd kunnen worden dat gradiënten op landschapsschaal zeldzaam zijn.

4.2.5 Hypothese 5: Knelpunt kleinschalige variatie

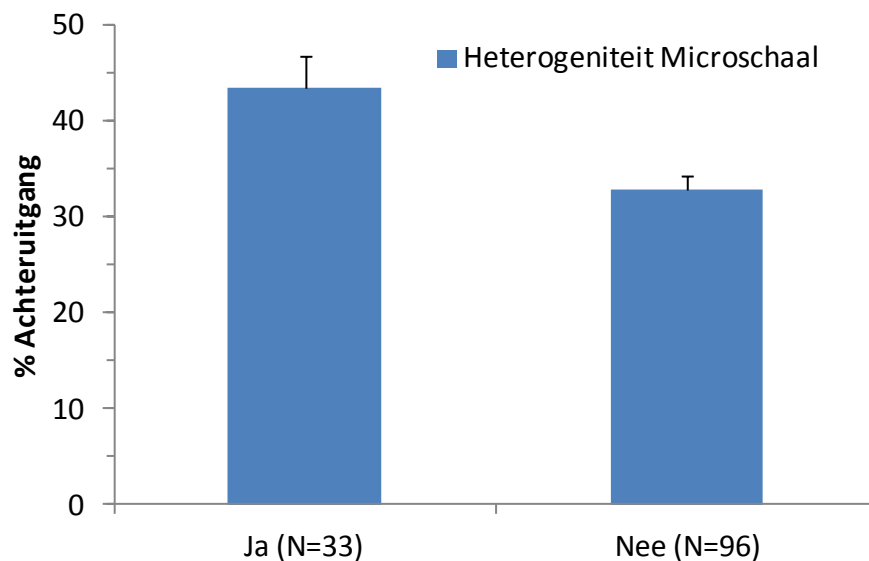
Een kleinschalige (in tijd en ruimte gefaseerde) uitvoering van maatregelen kan positieve effecten hebben op het voorkomen van soorten, omdat:

1. soorten kleinschalige variatie nodig hebben
2. het voortbestaan van populaties van soorten niet in gevaar komt, wanneer slechts in een beperkt deel van het leefgebied maatregelen worden uitgevoerd.

Behalve op landschapsschaal hebben veel soorten ook variatie nodig op microschaal (orde van grootte decimeters-meters). Deze variatie kan zich voordoen op veel verschillende manieren: van microreliëf (inclusief veenmosbulten), steilkantjes, mozaïeken van kale bodem, lage en hogere vegetatie tot bosranden. Op basis van expert judgement en literatuur zijn 33 soorten beoordeeld als afhankelijk van heterogeniteit op microschaal (Bijlage 2).

De soorten die afhankelijk zijn van heterogeniteit op microschaal vertonen een sterkere achteruitgang dan de overige soorten (Figuur 10; Wilcoxon-toets $P=0,0006$). De aanwezigheid van heterogeniteit op microschaal lijkt dus van belang voor de trend van bedreigde soorten.

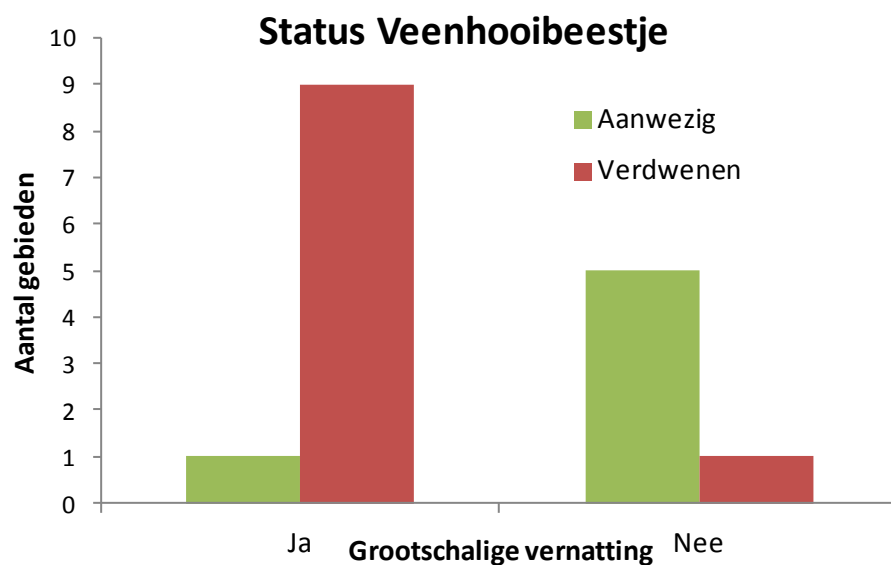
Er is een grote samenhang tussen de afhankelijkheid van soorten van heterogeniteit op microschaal en de behoefte aan kleinschalige of gefaseerde uitvoering van maatregelen. Dit geldt echter niet voor alle soorten, zoals bijvoorbeeld soorten van hoogveenbulten en steilkantjes (totaal 16 van de 33 soorten). En omgekeerd kunnen soorten met een slechte dispersie wel afhankelijk zijn van kleinschalig beheer, maar niet *per se* van kleinschalige heterogeniteit (6 soorten). Daarom zijn soorten apart beoordeeld op het belang van kleinschalig beheer. Daar zijn 23 soorten van onderscheiden, waarvan 17 soorten ook afhankelijk zijn van kleinschalige heterogeniteit (Bijlage 2). Ook voor deze soorten is er een significant grotere mate van achteruitgang dan bij de overige soorten ($44,1 \pm 3,4\%$ vs. $33,7 \pm 1,6\%$; Wilcoxon-toets $P=0,0114$).



Figuur 10: Percentage km-hokken waarin sprake is van achteruitgang voor soorten die afhankelijk zijn van heterogeniteit op microschaal en voor overige soorten. Het verschil tussen de twee groepen is significant (Wilcoxon-toets $P=0,0006$).

Figure 10: Percentage of km-grid cells showing a decrease for species dependent on small-scale heterogeneity (Ja) and for other species (Nee). The difference between the two groups is significant (Wilcoxon test $P=0.0006$).

Kleinschalig beheer kan op vele manieren aan de orde zijn. In natte heidegebieden zorgt de verminderde heterogeniteit bij intensieve begrazing voor een afname in de aantallen van reptielen als Levendbarende hagedis (*Zootoca vivipara*) en vooral bij zomerbegrazing voor een afname van dagvlinders als Gentiaanblauwtje, Groentje (*Callophrys rubi*), Groot dikkopje (*Ochlodes sylvanus*) en Spiegeldikkopje (*Heteropterus morpheus*) (Wallis de Vries et al., 2013). Bij het Gentiaanblauwtje is het belang van kleinschalig beheer duidelijk geworden bij het uitvoeren van plaggen (Wallis de Vries, 2004 en 2008; Wallis de Vries et al., 2013). Voor de Speerwaterjuffer, die als larve afhankelijk is van emerse vegetatie, bij het opschonen van vennen (Ketelaar, 2001; Termaat, 2006). Voor het Veenhooibeestje is ook het belang van gefaseerde, gecompartmenteerde of stapsgewijze vernatting aangetoond. De rupsen leven met name op polvormige groeivormen van Eenarig wollegras (*Eriophorum vaginatum*). Niet alleen is de kwetsbaarheid van rupsen voor inundatie experimenteel aangetoond (Joy & Pullin, 1997). Ook is in het veld gebleken dat de rupsensterfte significant hoger is onder natte omstandigheden (Joy & Pullin, 1999). In Nederland is het Veenhooibeestje significant vaker verdwenen uit gebieden waar het waterpeil grootschalig en in korte tijd is verhoogd (Figuur 11). De huidige populaties komen alleen nog voor in gebieden waar de vernatting geleidelijk of in ruimte gefaseerd heeft plaatsgevonden.



Figuur 11: Status van het Veenhooibeestje in 1997 in relatie tot de al of niet grootschalige uitvoering van vernatting in 16 gebieden van > 5 ha (Fischer's Exact test $P=0,0076$; kappa $0,73\pm0,18$; naar Wynhoff, 1998).

Figure 11: Population status of the Coenonympha tullia butterfly in 1997 in relation to the implementation of large-scale re-wetting measures (Ja=Yes) in 16 areas of > 5 ha (Fischer's Exact test $P=0,0076$; kappa $0,73\pm0,18$; after Wynhoff, 1998) (Aanwezig=present; Verdwenen=extinct).



Foto 6: Veenhooibeestje (Coenonympha tullia) (Foto: Jaap Bouwman).

Photo 6: Common Ringlet (Coenonympha tullia) (Photo: Jaap Bouwman).

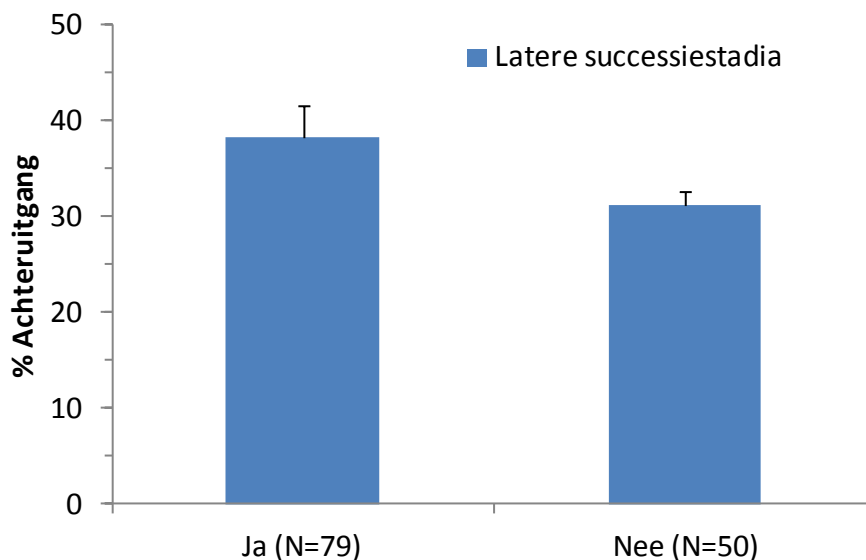
4.2.6 Hypothese 6: Knelpunt successie

Na uitvoering van ingrijpende maatregelen als plaggen en het opschonen van vennen zijn pioniersoorten de eerste die terugkeren. Voor soorten van latere successiestadia zijn eventuele effecten pas op langere termijn te verwachten. Dergelijke effecten zijn dus in elk geval moeilijker aantoonbaar vanwege de vertraging, maar het is daarnaast ook de vraag of de successie na uitvoering wel de juiste habitatkwaliteit voor vestiging oplevert vanwege bijvoorbeeld verdroging en stikstofdepositie.

Voor de toetsing van deze hypothese zijn soorten afhankelijk van hun habitat ingedeeld als pioniersoorten of soorten van latere successiestadia (79 soorten; Bijlage 2). Soorten van latere successiestadia blijken inderdaad een negatievere trend te vertonen dan pioniersoorten (Figuur 12; Wilcoxon-toets $P=0,0054$). Daarbij geldt dat soorten van de, door lemige bodem of lokale grondwaterinvloed, zwak gebufferde omstandigheden van het Dwergbiezenverbond een sterkere achteruitgang vertoonden ($30,3 \pm 4,7\%$) dan soorten van plagplekken van de natte heide ($15,8 \pm 2,6\%$; mediaan-toets $P=0,025$).

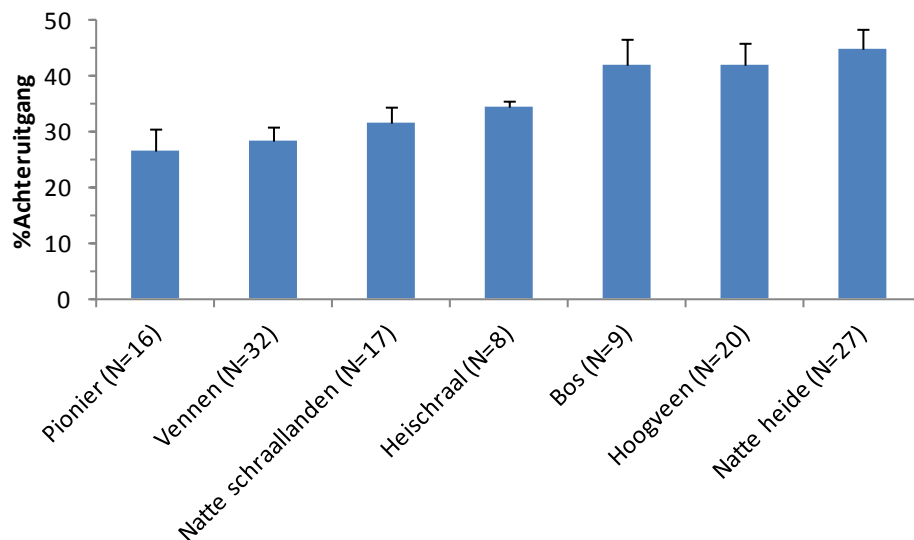
Een soortgelijk verschil komt naar voren wanneer de mate van achteruitgang van soorten per biotoop wordt uitgezet (Figuur 13). Pioniersoorten van terrestrische milieus en soorten van vennen (vaak ook snel koloniserende soorten) laten daarbij de minste achteruitgang zien en soorten van milieus uit de latere successiestadia als bossen en hoogvenen (en ook natte heides) vertonen de grootste achteruitgang.

Deze resultaten ondersteunen de hypothese dat herstelmaatregelen effectiever zijn voor pioniersoorten dan voor soorten uit latere successiestadia.



Figuur 12: Percentage km-hokken waarin sprake is van achteruitgang voor soorten die afhankelijk zijn van latere successiestadia en voor overige soorten. Het verschil tussen de twee groepen is significant (Wilcoxon-toets $P=0,0054$).

Figure 12: Percentage of km-grid cells showing a decrease for species dependent on late successional stages (Ja) and for other species (Nee). The difference between the two groups is significant (Wilcoxon test $P=0.0054$).



Figuur 13: Percentage km-hokken waarin sprake is van achteruitgang voor soorten die kenmerkend zijn voor verschillende biotopen. Het verschil tussen de groepen is significant (ANOVA $P=0,0002$).

Figure 13: Percentage of km-grid cells showing a decrease for species with different biotope affinity. The difference between groups is significant (ANOVA $P=0.0002$).

4.2.7 Relatief belang van knelpunten

Wanneer alle factoren tezamen worden genomen in een multiële lineaire regressie (stepwise), dan wordt de mate van achteruitgang het best verklaard door een combinatie van de volgende factoren ($R^2=0,162$):

- Kleinschalige heterogeniteit ($P=0,0045$)
- Verdrogingsgevoeligheid ($P=0,013$)
- Grootte gebied ($P=0,017$)

Daarbij is het verschil tussen fauna en flora niet significant. De mate van achteruitgang neemt toe met het aantal knelpunten per soort, met name voor de fauna, maar de relatie is niet bijzonder sterk ($r_s=0,18$; $P=0,038$).

5 Resultaten gebiedsbezoeken

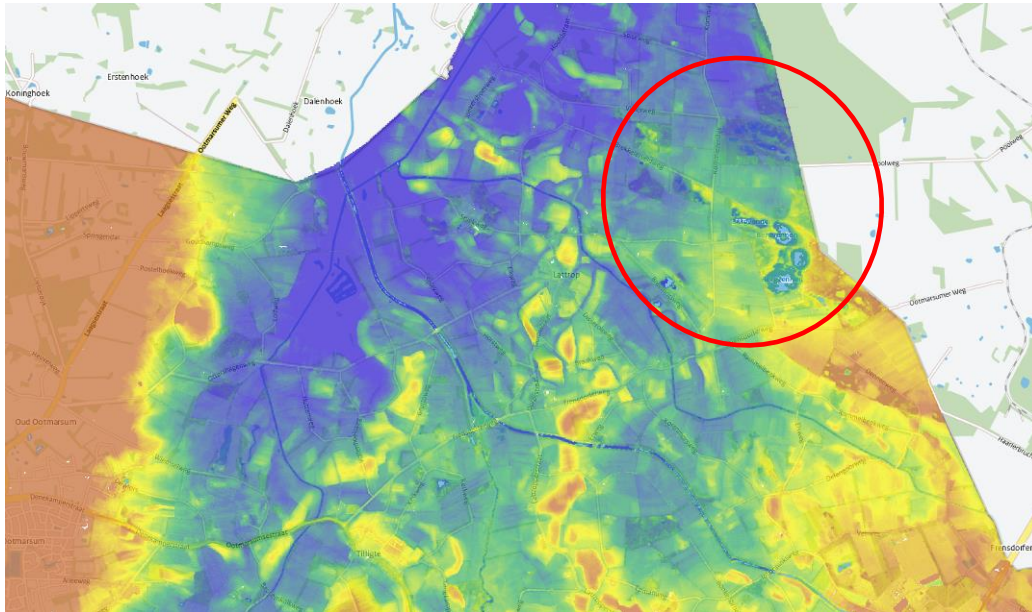
In dit hoofdstuk worden de resultaten besproken van de bezoeken aan drie groepen gebieden met contrasterende trends in het voorkomen van bedreigde soorten. Dit betrof:

1. Bergvennen – Strabrechtse Heide – Kampina
2. Bargerveen – Fochteloërveen
3. Engbertsdijkerven – Dwingelerveld – Boswachterij Dwingeloo

Om een indruk te krijgen van de ligging van de bezochte gebieden in de omgeving en interne variatie is in de hiernavolgende beschrijving van de terreinbezoeken van elk gebied een luchtfoto (Google Earth, © Aerodata International Surveys) en een hoogtekaart (<http://ahn.geodan.nl/ahn>) opgenomen. Vervolgens worden per gebied eerst kort algemene gegevens over de kenmerken en het beheer van het terrein gegeven. Tenzij anders vermeld is deze informatie per Natura 2000 gebied overgenomen van de Natura 2000 gebiedendatabase (www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/gebiedendatabase). Daarna worden de ontwikkelingen van soorten beschreven zoals die zijn aangegeven door de beheerder en tijdens de bezoeken zijn besproken. Tenslotte is per gebied beschreven welke randvoorwaarden voor het herstel of behoud van soorten daar aan bod zijn gekomen en welke oplossingen er zijn voor knelpunten.

5.1 Bergvennen en Brecklenkampse Veld





Kenmerken en beheer van het terrein

De Bergvennen (68ha) zijn gelegen op zand. De vennen liggen in slenken of uitgestoven laagten, die in het verleden opgevuld zijn geweest met veen. De vennen zijn uitgeveend tot rond 1900. De bodem van het Brecklenkampse Veld (34 ha) is lemiger, waardoor hier een betere zuurbuffering aanwezig is. In het noordelijke Brecklenkampse Veld treedt gebufferde kwel op (Koop, 2010). Dit gebied omvat twee snippers van een voorheen veel omvangrijker gebied met heide, vennen en veen. Onder andere de Lattropper vennen maakten deel uit van dit grotere gebied. Deze vennen lagen lager dan de Bergvennen. De bestaande ontwatering van de voormalige Lattropper vennen, vanwege de landbouwkundige functie die deze na ontginning hebben gekregen, heeft grote invloed op de hydrologie van de Bergvennen (mond.med. L. van Tweel).

In het gebied zijn geen ondiepe ondoorlatende bodemlagen aanwezig, zodat geen sprake is van schijngrondwaterspiegels. Onbekend is of de vennen ook gevoed worden vanuit de lokale ruggen naast de vennen. Voordat de omgeving sterk werd ontwaterd, was in de vennen wel een kwelzone aanwezig, waar water uittrad dat in de ruggen infiltreerde (Koop, 2010).

Tot in jaren 1950 werd landbouwwater door de vennen geleid, maar sindsdien wordt het via een sloot om de Bergvennen geleid. In de jaren 1960 is slib verwijderd uit de Bergvennen en in 1993/1994 zijn het Rietven, Eilandven en Pluzenvan in het kader van EGM opnieuw opgeschoond. Om voor zuurbuffering van het water in de vennen te zorgen, wordt in de winter grondwater opgepompt en ingelaten. Opslag rondom de vennen wordt verwijderd om windwerking op de vennen mogelijk te houden.

In het Brecklenkampse Veld zijn in 1996 verschillende laagtes grootschalig opgeschoond. In 2005 zijn andere delen opgeschoond en in 2007 is het westelijke perceel geplagd. Bij deze maatregelen is een groot deel van het wilgenbos verwijderd. In het Brecklenkampse Veld zijn nu nog wel kleine stukjes wilgenbos aanwezig. In het aangrenzende gebied in Duitsland zijn nog veel laagten met wilgenbos aanwezig. Het Brecklenkampse Veld wordt jaarlijks geheel gemaaid en het maaisel wordt afgevoerd.

In het gebied vindt tot nu toe geen begrazing plaats. In het voorjaar en het najaar van 2013 zal voor het eerst een gescheperde schaapskudde door de Bergvennen gaan. Het gaat om een kudde van zo'n 80 tot 100 schapen die in totaal 10 dagen (dus verdeeld over voor- en najaar) in de Bergvennen zal lopen.

Ontwikkelingen van soorten

Vaatplanten van vennen doen het in de Bergvennen na het opschonen van de vennen erg goed. Het opschonen heeft tot een uitzonderlijk grote populatie van Waterlobelia (*Lobelia dortmanna*) geleid. Ook Oeverkruid (*Littorella uniflora*) doet het erg goed, zowel in de Bergvennen, als in het Brecklenkampse Veld. Dat geldt ook voor Moerashertshooi (*Hypericum elodes*) in het Brecklenkampse Veld. Voor planten is het opschonen en het maaien en afvoeren succesvol geweest. Ook Wilde gagel (*Myrica gale*) is in de Bergvennen na plaggen van de vennen gekiemd. Ook Moerassprinkhaan is sterk toegenomen. Veel pioniers (Dwergbiezenverbond) zijn intussen weer verdwenen. Om deze soorten in het terrein te behouden, zouden opnieuw plagplekken gemaakt moeten worden. Draadgentiaan (*Cicendia filiformis*) en Wijdbloeiende rus (*Juncus tenageia*) zijn de echte pioniers die het de eerste jaren na het plaggen in 1996 in het Brecklenkampse Veld heel goed deden en daarna minder. Ongelijkbladig fonteinkruid (*Potamogeton gramineus*) kwam hier in een poel voor die nu vol staat met Riet. De berekende negatieve trend van Draadrus (*Juncus filiformis*) en Ronde zonnedauw (*Drosera rotundifolia*) zijn op weinig waarnemingen gebaseerd; hier zou in de goede periode gericht naar gekeken moeten worden om de werkelijke ontwikkeling vast te stellen.

In de Bergvennen valt op dat veel vlinders het erg slecht doen. Het betreft soorten die hier in het verleden zijn gezien, maar die nu zijn verdwenen, zoals Grote weerschijnvlinder (bosvlinder van de wat rijkere bostypen, die wilgenstruweel nodig heeft), Bruin blauwtje (waarschijnlijk zwerver geweest) en het Veenhooibeestje (al lang geleden verdwenen en in Nederland nog slechts aanwezig in één regio). Het Gentiaanblauwtje is verdwenen na de grote opschoonactie van de vennen in 1994. De waardplant, Klokjesgentiaan, breidt wel uit in het terrein. De Zilveren maan is na de grote plagacties in het Brecklenkampse Veld niet meer gezien. Het Heideblauwtje is nog wel aanwezig, maar gaat sterk achteruit. De Aardbeivlinder heeft daarentegen een duidelijke positieve trend.

Wintertaling, Geelgors, Wielewaal en Zomertaling gaan in het gebied achteruit. De achteruitgang van Geelgors is tegen de trend in Oost-Nederland in, hoewel de soort ook in andere gebieden in Twente een afname vertoont. Voor de Geelgors is de oorzaak mogelijk gelegen in het agrarische gebied er om heen, dat erg intensief gebruikt wordt. In het terrein zelf zijn voldoende singels en bomen aanwezig.

Randvoorwaarden en oplossingen

De Bergvennen en het Brecklenkampse Veld zijn kleine snippers die overgebleven zijn van een veel groter heide en vennen gebied. Het zijn nu relatief kleine gebieden. Er is wel interne variatie in het terrein, maar de oppervlakten van de verschillende biotopen zijn beperkt. Mogelijkheden voor risicospreiding zijn voor veel soorten daardoor gering, met als gevolg een hoge gevoeligheid van populaties voor extreme omstandigheden. De vennen in de Bergvennen hebben een nogal stijl oplopende rand. De zone waarin een bepaalde soort voorkomt, is dus erg smal en gevoelig voor bijvoorbeeld langdurige natte perioden (=hoge waterstand). Voor Heideblauwtje en Gentiaanblauwtje – en voor hun waardmieren – kan dat problematisch zijn.



Foto 7: De vennen in de Bergvennen hebben een nogal stijl oplopende rand. Verschillende soorten komen hier in een erg smalle zone op de venrand voor en zijn daardoor gevoelig voor langdurige natte perioden, waarbij de waterstand hoog is (Foto: Gert-Jan van Duinen).

Photo 7: The fens in the 'Bergvennen' have a steep ridge. Different types of species occur on the small zone on the ridge of the fen. This makes them sensitive to long wet periods where water tables are high.

Diverse soorten van vennen en natte schraallanden hebben geprofiteerd van de grootschalige opschoonacties in het terrein. Dit betreft zowel vaatplanten als mossen (gegevens beschikbaar tijdens veldbezoek en van latere PKN excursie). Het Gentiaanblauwtje is na volledig opschonen en grootschalig plaggen echter verdwenen. De achteruitgang van soorten van het Dwergbiezenverbond in de afgelopen jaren heeft vooral te maken met de successie die na het opschonen is opgetreden. Deze pioniersoorten hebben geprofiteerd van de maatregelen, maar verdwijnen nu weer. Er zullen voortdurend nieuwe pioniermilieus gecreëerd moeten worden (plagplekken) in de verschillende habitattypen om deze soorten in het terrein te behouden.

Kleinschalig plaggen levert een beter herstel voor een groter soortenspectrum vanwege de grote randlengte tussen de gevestigde vegetatie en het pioniermilieu van de plagplek. Daarbij moet wel voorkomen worden dat de plagstroken verworden tot langdurig geïnundeerde 'badkuipjes', die de neiging hebben om snel te verzuren. Dit kan worden voorkomen door te plaggen over een hoogtegradiënt. In de Bergvennen zijn de gradiënten van droog naar nat vrij steil en kort, waardoor het voor sommige soorten moeilijk is om perioden van droogte of overvloedige regenval te overleven (Wallis de Vries & Peet, 2009).

Behalve het kleinschalig in plaats van grootschalig uitvoeren van plaggen, is ook het neerleggen van plaggen, opbrengen van heideplagsel en het bekalken van de plagplek gunstig. Neerleggen van plaggen zorgt voor plekken met wat ruigere vegetatie (structuurrijkdom) waar onder andere mieren gebruik van maken, te midden van open bodem. Meer mieren betekent mogelijk ook meer

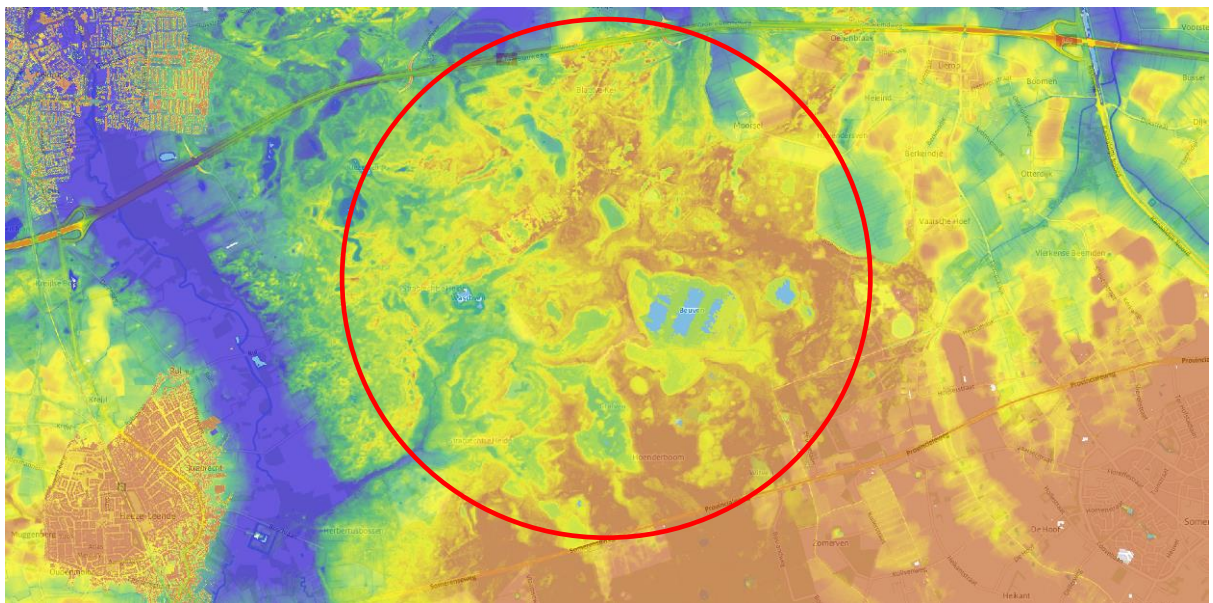
Heideblauwtjes, waarvan de rupsen in mierennesten leven. De rupsen van Heideblauwtje zijn afhankelijk van vitale heide, zowel Struikhei als Gewone dophei. Vitale heide met een goede voedselkwaliteit is te herkennen aan de lengte van de scheuten die in één seizoen groeien. Op basis van ervaringen uit het veld geeft Jap Smits (Staatsbosbeheer) aan dat die jonge scheuten minstens 10 cm lang moeten zijn. In de heide van de Bergvennen zijn zulke vitale heidestruiken slechts hier en daar aanwezig. De vitaliteit van de heide kan bevorderd worden door de heide af en toe te maaien. Jap Smits geeft de maaiers altijd de instructie mee om 1 of 2 maaibanen te maaien in de heide en erdoorheen te 'rammelen alsof je een fles jonge jenever op hebt'.

Af en toe met een schaapskudde door de heide heen gaan, kan eveneens de hergroei van hei stimuleren. Daarnaast zorgen de schapenkeutels in het terrein voor meer mestkevers en bijzondere wespen die daar bij horen. Voor reptielen en amfibieën is het zaak dat grote delen van de heide niet of slechts uiterst extensief begraasd worden. Voor deze dieren is begrazing van heide erg snel te intensief (Wallis de Vries et al. 2013). Met een goed geïnstrueerde herder is dit deels te ondervangen.

In de Bergvennen is ook te zien dat de heide op een voormalig grasland of voormalige akker en langs paden vitaler is. De vitaliteit en voedselkwaliteit van heideplanten is voor veel herbivoren op heide (op haarpodzolen) vaak te laag (Vogels et al. 2013). Overigens speelt hierbij ook een rol of het voorjaar nat of droog is, want na droge voorjaren zijn de heideplanten minder groeizaam en dus zijn scheuten minder vitaal. Door verzuring heeft (versnelde) uitspoeling van mineralen plaatsgevonden en is de zuurbuffering sterk afgenomen. Een eenmalige kalkgift lost niet alle mineralen- en bufferingsproblemen op. Sommige essentiële (spore)nutriënten spoelen wel uit, maar zitten niet in kalk. Onderzoek naar toevoeging van andere mengsels loopt (OBN-onderzoek in heide).

De afname van Geelgors heeft mogelijk meer te maken met oorzaken die op grotere schaal in het landschap spelen, dan met condities in het natuurgebied. De structuurrijkdom met voldoende singels en bomen lijkt in het terrein zelf in elk geval voldoende te zijn. Het agrarische gebied om het gebied heen wordt wel erg intensief gebruikt.

5.2 Strabrechtse heide



Kenmerken en beheer van het terrein

De Strabrechtse Heide maakt deel uit van het glooiende Noord-Brabantse dekzandlandschap. De open delen worden gekenmerkt door een kleinschalig mozaïek van vastgelegde, maar recent gedeeltelijk weer open gemaakte stuifduinen en uitgestoven laagten. Dit resulteert in een afwisselend landschap met droge heide op de zandkoppen en natte heide en vennen in de laagten. In het noorden en zuiden grenst de heide aan aangeplante naaldbossen. In het oosten van het gebied ligt het Beuven (60 ha), het grootste ven van ons land. Hier is één van de eerste venherstelprojecten uitgevoerd, wat geleid heeft tot de terugkeer van zeldzame soorten. Enkele andere, kleinere vennen zijn ook opgeschoond. Een aantal vennen wordt deels gevoed door lokale kwel. Aan de westzijde is een natuurlijke overgang aanwezig naar het beekdal van de Kleine Dommel, met alluviale bossen, wilgenstruweel, moerasruigten en vochtige schraallanden.

In het gebied ligt de Witte Loop, een kunstmatige watergang, die in de 18e eeuw is aangelegd. Voorheen stroomde water uit landbouwgebied via de Peelrijt naar het Beuven en daarvandaan via de Witte Loop door het Grafven en het Maasven naar de Rieloop, die weer uitmondt in de Kleine Dommel. Deze situatie zorgde voor aanvoer van nutriënten en slib, alsmede verdroging van de heide. De watervoerende functie van de Witte Loop is beëindigd en er is een plan opgesteld om de Witte Loop te verondiepen en voedselrijke sliblagen en wilgenstruweel in laagten langs de Witte Loop te verwijderen.

In dit heidegebied liggen van oudsher akkertjes. Het beheer, inclusief nieuwe aanleg van heideakkertjes wordt voortgezet, in samenwerking met boeren. Na een aantal jaren worden de akkers braak gelegd en treedt weer ontwikkeling van heide op. Deze heide wordt wel gekenmerkt door een hogere voedselrijkdom en vitaliteit dan heide die al vele decennia als heide beheerd wordt, met uitsluitend op verschraling gericht beheer. Verder wordt elke winter indien mogelijk op verschillende plekken kleinschalig gebrand. Ook is er een schaapskudde en vindt beweiding met koeien plaats. Dit beheer zorgt voor variatie in beschikbaarheid van mineralen en nutriënten en verhoogt het nectaraanbod.

Plaggen wordt uitgevoerd in de vorm van visgraten: een hoofdas met zijtakken van slechts enkele meters breed. Hiermee wordt bereikt dat weliswaar een behoorlijke oppervlakte wordt geplagd, maar dat er veel structuurvariatie wordt gecreëerd. De zijtakken lopen van laag en nat naar hoger en droger.

Ontwikkelingen van soorten

Veel vensoorten vertonen een negatieve trend. Dit heeft vooral betrekking op het Beuven. In recenter opgeschoonde vennen heeft Oeverkruid een positieve ontwikkeling. Verwacht wordt dat wanneer water vanuit het Beuven naar het Marijkeven stroomt een uitbreiding van soorten van het Oeverkruidverbond (*Littorellion*) zal optreden. De rest van de Strabrechtse heide is te droog voor veel vennensoorten. De libellensoorten zijn stabiel of vertonen een positieve trend. Speerwaterjuffer is in het gebied vermoedelijk stabiel maar verplaatst zich wel tussen wateren. De soort is van sommige vennen verdwenen en in andere wateren verschenen. Dodaars is stabiel, al is het aantal wel afhankelijk van de voorjaarswaterstand in de vennen. De oevers van het Beuven zijn sterk begroeid. Hierdoor hebben met name plantensoorten die een open oeverzone nodig hebben, zoals Waterlobelia, het moeilijk, zeker bij peilverhoging. De doelstelling in het kader van Natura 2000 omvat zowel vogelsoorten van laagvenen die gebruik maken van de begroeide oeverzones van het Beuven, als de vegetatie van zwak gebufferde vennen. Dit gaat lastig samen.



Foto 8: Plagstroken in visgraatpatroon op de Strabrechtse heide. (Luchtfoto boven: Google Earth, © Aerodata International Surveys; Foto onder: Jap Smits).

Photo 8: Sod cutting in a herring bone pattern at the 'Strabrechtse heide'. (Air photo : Google Earth, © Aerodata International Surveys; Photo: Jap Smits).

Het Korhoen is in 1986 verdwenen. Recenter is ook de Wulp als broedvogel verdwenen. De Wielewaal gaat in aantal sterk op en neer in het gebied. De soort maakt gebruik van berkenbossen in de heide. De Nachtzwaluw gaat sterk vooruit en ook de Geelgors vertoont een geleidelijk toename.

Het Spiegeldikkopje is verdwenen. De trends in de ontwikkeling van bijen- en hommelse soorten in het gebied zijn onvoldoende bekend. De Ericabij (*Megachile analis*) wordt sporadisch gezien. De Veenhommel (*Bombus jonellus*) gaat vermoedelijk licht achteruit, maar wordt nog regelmatig waargenomen. De Heidehommel (*Bombus humilis*) is sterk achteruit gegaan. Er zijn geen waarnemingen meer in 2012. Deze soort wordt negatief beïnvloed door verdroging en vervilting van heide, omdat dit leidt tot een 'egale brij'. De koninginnen hebben in mei vroeg bloeiende braam of kruisbloemigen nodig.

In het gebied komen weinig soorten van het heischrale milieu voor. Borstelgras (*Nardus stricta*) en Liggende vleugeltjesbloem (*Polygala serpyllifolia*) vertonen een positieve trend. Deze soorten profiteren van het open maken en open houden van de vegetatie.

Enkele soorten van hoogvenen vertonen in het gebied een positieve trend of zijn stabiel. Soorten als Ronde zonnedauw en Witte snavelbies doen het goed op venige plagplekken (plaggen tot 'schoensmeerlaagje'). Watersnip profiteert van de randen van de visgraatvormige plagplekken. Wintertaling is aanwezig als de heide vol staat met water, maar in droge jaren is de soort afwezig.

Randvoorwaarden en oplossingen

De omvang van de Strabrechtse heide (1.859 ha, inclusief het Beuven) en de afwisseling in habitattypen (combinatie van akkertjes, berken- en dennenbossen, heide en stuifzand), vochtigheid, nutriëntenbeschikbaarheid, zuurbuffering en beheer zorgen ervoor dat het gebied in principe geschikte terreincondities biedt voor veel van de kenmerkende soorten van het heidelandschap. Verschillende soorten profiteren van plekken met hogere beschikbaarheid van voedsel en mineralen binnen het relatief arme heidelandschap. Op oude akkertjes komt weer vitale Struikheide op. Bijen profiteren van de aanwezigheid van wilgen als voedselbron in het aangrenzende beekdal en langs de Witte Loop in combinatie met zand in de heide waar bijen kunnen nestelen. Een onbeantwoorde vraag is in hoeverre het ontbreken van kenmerkende broedvogels (Korhoen, Wulp) te wijten is aan de als gevolg van verzuring en stikstofdepositie momenteel onvoldoende kwaliteit van de heide (is er voldoende voedsel van voldoende kwaliteit beschikbaar?).

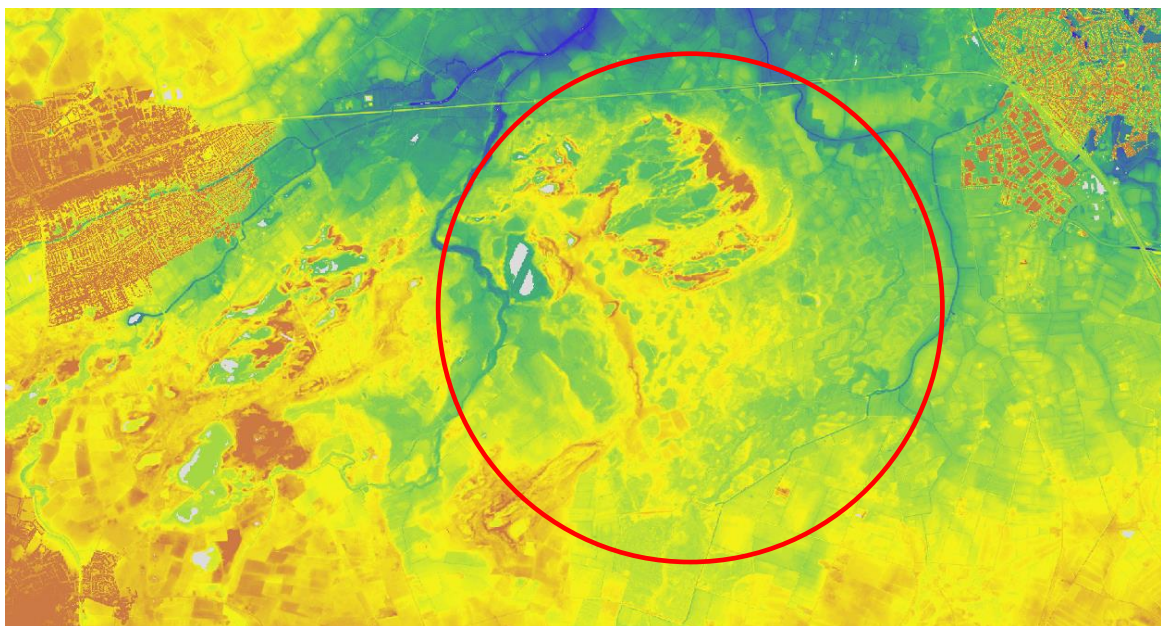
Het in visgraatpatroon plaggen zorgt voor kleinschalige variatie van open plekken en beschutting binnen de actieradius van kleine dieren. De randlengte tussen open bodem en vegetatie en beschutting is erg hoog. Als hypothese is geformuleerd dat bij grootschaliger plaggen de zwakke concurrentiepositie van knooppieren ten opzichte van *Lasius*-soorten voor het Gentiaanblauwtje nadelig zijn.

Reptielen zijn afhankelijk van dekking. Ze gebruiken oudere heide en graspollen. Na drubbegrazing is een plek over het algemeen 15-20 jaar ongeschikt voor reptielen. Dat betekent dat drubbegrazing slechts pleksgewijs en niet binnen een 10-tal jaren over vrijwel de hele oppervlakte van een habitatype kan plaatsvinden. Bij 1 GVE per 10 (tot 20) hectare kunnen reptielen in het begraaide terrein aanwezig blijven. Klokjesgentianen moeten in het groeiseizoen uitgerasterd zijn of in het geval van een gescheperde kudde door de herder gemedend worden.

Beheerbranden op kleine schaal in de winter hebben een positief effect. De dode bovengrondse biomassa wordt verwijderd, waardoor een open vegetatie ontstaat. De plantenbiomassa die in het erop volgende seizoen groeit, is van betere kwaliteit dan op niet gebrande delen en bovendien goed toegankelijk

voor grazers. De ondergronds overwinterende dieren ondervinden geen schade van deze beheerbranden in de winterperiode.

5.3 Kampina



Kenmerken en beheer van het terrein

De Kampina maakt deel uit van het licht glooiende Brabantse dekzandlandschap. De Oisterwijkse vennen en bossen grenzen aan de westzijde aan de Kampina. Samen vormen zij een gebied van 2294 ha met bossen, vennen, heide en overgangen naar schraalgraslanden in beekdalen. Kampina (1535 ha) is een restant van het halfnatuurlijke Kempense heidelandschap, met droge en vochtige heidevegetaties, akkertjes, beken, voedselarme vennen en blauwgraslanden. Grondwater stroomt vanuit het zuidwesten naar de Kampina en stroomt hiervandaan naar de Beerze, Heilooop en Smalwater (oostelijk) en de Reusel en Essche Stroom (westelijk) richting

het Dommeldal. De Heiloopt onderschept grondwater, waardoor de potentieel aanwezige gradiënt vanuit de Beerze naar het Banisveld wordt belemmerd.

In de oeverzones van de vennen komt nog hoogveenvorming voor. In het zuiden liggen dopheidevelden. In het stroomdal van de vrij meanderende Beerze staan hoge populieren (deels aangeplant), elzenbroekbossen, vochtige heide met gagelstruweel en blauwgraslanden. Zowel in de beekdalen als op de hogere zandgronden in het gebied liggen verspreid graslanden die in gebruik zijn geweest als moderne landbouwgrond. De vennen in het gebied variëren in hun voeding. Er zijn zowel geïsoleerde, alleen met regenwater gevoede vennen, als vennen die (van oorsprong) onder invloed staan van inundatie met beekwater of grondwater. Op het Banisveld werd tot in de jaren 1990 nog intensief landbouw bedreven. Tussen 2000 en 2005 is hier over 80 ha de bouwvoor (tot 30 cm diep) verwijderd en is het grondwaterpeil verhoogd.

Op circa 900 ha van het gebied vindt momenteel integrale jaarrond begrazing plaats met circa 70 runderen en 20 paarden. In 1980 werd begonnen met begrazing door schapen. De graasdruk is in de periode 1990 tot 2000 ongeveer twee keer zo hoog geweest. Het Banisveld wordt (samen met de Mortelen) over circa 120 ha begraasd met circa 40 koeien met kalveren. Daarnaast vindt hier op 5 tot 10 ha drukbegrazing met 150 schapen plaats in rasters in april en mei. Op de droge en natte heide wordt kleinschalig geplagd. In de jaren '80 en '90 werd echter veel grootschaliger geplagd en ook niet bekalkt. Op vochtige plekken wordt de laatste jaren na plaggen wel bekalkt. Ook wordt er gehopperd, gemaaid, opslag verwijderd, zandkoppen open gemaakt en paden onderhouden. Graslanden worden beheerd middels begrazing en maaien en afvoeren. Verder is er akkerbeheer, opschonen van vennen en poelen en verwijderen van opslag. Ook vindt bosomvorming plaats door dunningen en groepenkap. Het dunnen of kappen van bos in het lokale inzijsgebied van vennen heeft als doel verdamping te beperken, opbolling van de grondwaterstand in zandruggen langs de vennen te versterken en daarmee condities voor veenvorming aan de randen van vennen te stimuleren.

In de natte schraallanden langs de Beerze (Smalbroeken) zijn de greppels 40 tot 50 jaar niet onderhouden om de graslanden nat te houden. Er vindt geen inundatie vanuit de Beerze meer plaats, wat eutrofiëring door voedselrijk beekwater heeft voorkomen, maar wel tot verzuring heeft geleid. Gebufferd grondwater vanuit zuidoostelijke richting wordt door de Heiloopt afgevangen en belemmert het herstel van de zuurbuffering in de schraallanden. De pH van de graslanden is nu circa 6,5. De greppels worden nu weer open gemaakt met als doel verzuring tegen te gaan. Verder wordt gezocht naar mogelijkheden om de hydrologische omstandigheden te verbeteren.

Ontwikkelingen van soorten

De zure depositie in combinatie met het beëindigen van het kleinschalige agrarische gebruik van het heidelandschap hebben waarschijnlijk tot een sterke verzuring en afname van mineralenbeschikbaarheid geleid en daardoor achteruitgang van veel soorten van het heidelandschap veroorzaakt. De Veldkrekkel kwam vroeger wel voor, maar is verdwenen. Vroeger broedden Grutto, Tureluur en Kievit op de heide. Momenteel resteert nog een enkele oude Wulp. Alleen de 'zure' Watersnip herstelt. Verondersteld wordt dat er als gevolg van verzuring en stikstofdepositie op de heide onvoldoende voedsel van voldoende kwaliteit te vinden is, zoals bijvoorbeeld ook voor Korhoen een knelpunt is. De natuurontwikkeling op het Banisveld heeft in korte tijd veel opgeleverd. Deze gunstige ontwikkelingen zijn mede te danken aan de leemhoudende bodem en de invloed van gebufferd grondwater. Hier hebben

zich veel vaatplanten en mossen van de rode lijst en ook Wulp en Grauwe Klauwier weer gevestigd.



Foto 9: Populaties van verdrogingsgevoelige soorten komen als gevolg van verdroging vaak nog in de laagste en natste delen van een gebied voor, zoals deze vliegplaats van Gentiaanblauwtje (Maculinea alcon) in de Kampina. Hydrologische herstelmaatregelen die nodig zijn om verdroging tegen te gaan, kunnen negatief uitpakken voor populaties in die lage terreindelen. Om deze populaties te behouden is een zorgvuldige en gefaseerde uitvoering van de vernatting noodzakelijk (Foto: Gert-Jan van Duinen).

Photo 9: Due to dessication, populations of species sensitive to dessication are still present in the lowest and wettest parts in a area. For example this area where the Alcon blue (Maculinea alcon) has been spotted. Hydrological restauration measures needed to reduce dessication could turn out to be negative for population in the lower parts of the area. In order to keep these population rewetting should be carried out carefully.

Ook de vennen en de daarin voorkomende soorten hebben te lijden van verzuring en vermesting door zwavel- en stikstofdepositie. Verschillende vennen stonden vroeger in contact met beken en ontvingen zo gebufferd water. Dit is in de loop van de 20^e eeuw beëindigd. Verder wordt grondwater dat potentieel de vennen kan voeden afgevangen door beken (Heiloo, Essche Stroom), waardoor dit grondwater een onvoldoende hoog peil bereikt om vennen te voeden. Tenslotte zal ook verzuring en bebossing van heel lokale inziggebieden (duintjes naast vennen) een negatief effect hebben gehad. Het opschonen van vennen heeft wel positieve resultaten gehad, maar verschillende soorten verdwijnen weer na een aanvankelijk herstel.

Het Gentiaanblauwtje is vanaf 1990 ongeveer stabiel, maar blijft beperkt tot een kleine kern in de zuidwestelijke hoek van de heide. Dit is een goed ontwikkelde oude natte heide met grondwaterinvloed. Hier groeien ondermeer Beenbreek en Zacht veenmos (*Sphagnum tenellum*). Beenbreek doet het goed waar de plant al stond. Alleen rond het Belversven is Beenbreek vrijwel verdwenen. In goede jaren worden Gentiaanblauwtjes daarnaast meer in

noordelijker delen van de heide gezien. In erg natte jaren –met zomerinundaties op natte heide– zijn de aantallen Gentiaanblauwtjes lager. Het Gentiaanblauwtje profiteert hier waarschijnlijk niet van plagplekken, doordat er na plaggen niet bekalkt is en aluminium in de zure bodem toxische concentraties bereikt. Verder maken de waardmieren in natte omstandigheden gebruik van Pijpenstropollen, maar de geplagde plekken zijn kaal en bieden die ‘hoogwatervluchtplaatsen’ dus niet. Het grootschalig plaggen in de jaren ‘80–begin ‘90 hebben voor Gentiaanblauwtje en veel andere heidesoorten geen nut gehad. Het Heideblauwtje heeft echter wel geprofiteerd van de plagwerkzaamheden. Wellicht is hierbij de combinatie met begrazing positief, omdat deze kan zorgen voor vitale hergroei van de waardplanten.

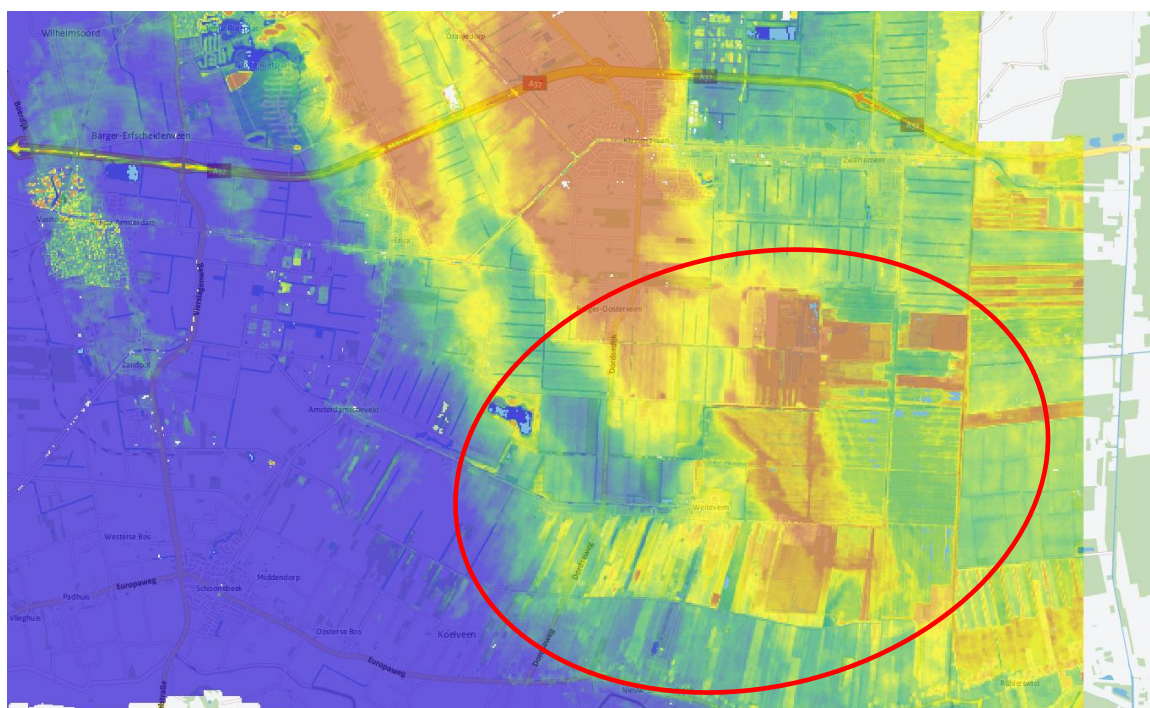
De Levendbarende hagedis is op de telroute afgenomen en de indruk bestaat dat ook elders in het gebied de soort is afgenomen. Een vermoeden is dat de beschikbaarheid van voedsel een probleem vormt, doordat er als gevolg van vergrassing minder insecten zijn, die zon en open bodem nodig hebben. De Hazelworm –voedt zich vooral met zachte prooien, met name regenwormen, maar ook slakken en spinnen (Creemers & Van Delft 2009)– is tussen 2005 en 2012 juist toegenomen.

De ontwikkelingen op de voormalige landbouwpercelen die nu begraasd worden, vallen tegen. Er is een afname van bloemen en ook konijnen nemen af. Mogelijk levert akkerbeheer of hooilandbeheer meer op aan biodiversiteit.

Randvoorwaarden en oplossingen

Op de Kampina komt als belangrijk knelpunt voor het herstel van soorten naar voren: de negatieve gevolgen van verzuring door atmosferische depositie van zwavel- en stikstofverbindingen, gecombineerd met veranderingen in het hydrologisch functioneren (verlaging grondwaterstanden van gebufferd grondwater) en het beëindigen van het kleinschalige beheer van de heide (akkers, bodemberoering). Bedreigde soorten zijn nog vooral te vinden op de plekken waar nog wel zuurbuffering aanwezig is. Oplossingen moeten dan ook gezocht worden via maatregelen die de buffering (mineralenbeschikbaarheid) herstellen, naast het tegengaan van vergrassing en verminderen van stikstofdepositie.

5.4 Bargerveen



Kenmerken en beheer van het terrein

Het Bargerveen (2.096 ha) in het zuidoosten van Drenthe is het grootste van de hoogveenrestanten van ons land. Het is een restant van het ooit zeer uitgestrekte Bourtangerveen op de grens van Nederland en Duitsland. In het gebied komen enkele verlande meerstallen voor. Het beheer is in hoofdzaak gericht op het herstel van hoogveen. De uitgangssituatie voor dit hoogveenherstel varieert sterk. Er zijn delen met witveen, wat gunstig is als uitgangssituatie voor hoogveenherstel, omdat het nog een deel van de sponswerking van het veenpakket heeft. Voor een deel betreft dit restanten van de boekweitbrandcultuur. Het grootste deel betreft herstel op zwartveen dat achterbleef na beëindiging van de grootschalige veenwinning. Waar het veen tot dicht aan de minerale ondergrond is verwijderd zijn na vernatting

grote plassen ontstaan. Hier is herstel veel lastiger, omdat de randvoorwaarden voor veenmosontwikkeling lastiger te realiseren zijn (Van Duinen et al. 2011b). Voor het herstel van hoogveen is gebruik gemaakt van compartimentering met veendammen en in de afgelopen 10 jaar zijn steviger kaden aangelegd. Vrij grote gebiedsdelen zijn door langdurig gebruik met lichte drainage omgevormd tot schraalgrasland (bovenveengraslanden: de enige locatie in Nederland). Het Bargerveen kent een grote variatie aan biotopen en is een bijzonder belangrijk broedgebied voor vogels van gevarieerd halfopen veenlandschap met kleinschalige waterpartijen, zoals geoorde fuut, porseleinhoen, nachtzwaluw, blauwborst, paapje, roodborsttapuit en grauwe klauwier. Tot enkele jaren geleden broedde meer dan de helft van de Nederlandse grauwe klauwieren in het Bargerveen. De grote plassen in het gebied zijn van grote betekenis als slaapplek voor taigarietganzen. Voor deze soort is het Bargerveen het belangrijkste gebied in Nederland.

Het beheer in het Bargerveen is in de afgelopen decennia hoofdzakelijk gericht geweest op het verbeteren van de hydrologische omstandigheden ten behoeve van hoogveenherstel: het realiseren van een stabiele en hoge waterstand. Daarvoor zijn zowel diepe watergangen (o.a. Kamerlingswijk), als ondiepere greppels verspreid in het hele gebied gedempt en zijn zwartveen- en leemkades en waterretentiebekkens aangelegd. Daarnaast wordt gewerkt aan instandhouding en herstel van heide en bovenveengraslanden. Daarbij worden verschillende beheersmaatregelen uitgevoerd: begrazing met schapen en runderen, maaien en afvoeren, chopperen en branden. De ervaring leert dat in het groeiseizoen na het branden meteen ook begrazing moet plaatsvinden. Branden helpt om jonge groeipunten van Pijpenstro beter bereikbaar te maken voor grazers. Branden is ook positief voor verjonging van de heide.

Ontwikkelingen van soorten

Veenmossen, inclusief bultvormende veenmossen, en kenmerkende vaatplanten van hoogveen, zoals Ronde zonnedauw, Kleine veenbes, Lavendelhei, Witte snavelbies en Eenarig wollegras laten in het Bargerveen een positieve ontwikkeling zien. Veel soorten van hoogveenkernen doen het goed dankzij de uitgevoerde vernattingsmaatregelen (op een hoog en stabiel peil vasthouden regenwater). Dit gaat recent steeds beter nu de hydrologie steeds beter op orde komt, door het dempen van zowel diepe watergangen (Kamerlingswijk) als ondiepere greppels verspreid in het hele gebied en de aanleg van retentiebekkens.

Het open maken en houden van voorheen door Pijpenstro en Berk gedomineerde vegetatie door drukbegrazing met schapen ('s nachts in (pot)stal), gecombineerd met vernatting van witveen levert erg goede resultaten in het Meerstalblok. Hier ontwikkelt zich nu een fraaie door veenmossen gedomineerde vegetatie met bultvormende soorten erin.

Soorten die kenmerkend zijn voor hoogveenranden komen echter in de knel, omdat de omstandigheden voor een deel van de soorten van hoogveenkernen zijn verbeterd dankzij de maatregelen, maar de randzone ontbreekt of nog onvoldoende is ontwikkeld. De omstandigheden in de hoogveenkernen zijn vermoedelijk meer homogeen zuur, nat en voedselarm geworden. Het aandeel van drogere delen en opslag/struweel is sterk afgenomen. Daarnaast kan in de afname van soorten meespelen dat zich meteen na vernatting van de gemineraliseerde veenbodem zeer hoge aantallen libellen konden ontwikkelen, maar dat de aantallen na verloop van jaren weer afnemen. Deze

ontwikkelingen kunnen bijvoorbeeld voor een deel de afname van de aantallen broedparen Grauwe klauwier verklaren.

Door zowel aanwezige beheerders, als soortenspecialisten wordt geconstateerd dat de snelheid van vernatting in het verleden soms te snel was, waardoor soorten onbedoeld lokaal sterk zijn afgenomen in aantal, of zelfs zijn verdwenen (schokeffect). Daar wordt nu bij de uitvoering van maatregelen beter op gelet.

Lange zonnedauw komt slechts met enkele planten voor. Mogelijk heeft de soort last van voortgaande verlanding, of uitbreiding van bultvormende veenmossen. Verder is het de vraag of deze soort nog wel zaad vormt. Nader onderzoek naar zaadproductie en wellicht een experiment met uitzaaïen op geschikt geachte locaties kan nuttig zijn.

Adder en Gladde slang zijn stabiel of nemen toe. Levendbarende hagedis heeft echter, zoals in veel terreinen, een negatieve trend. Deze negatieve trend wordt veelal gerelateerd aan de hoge gevoeligheid voor begrazing.

Het Heideblauwtje vertoont in het totaal van de transecttellingen van het Bargerveen een afname. De afname vindt vooral plaats in graslanden. In de heide en hoogveendelen van het gebied is de soort daarentegen stabiel of neemt toe. Mogelijk wordt de heide door begrazing en branden vitaler en profiteren waardmieren van de open bodem die door deze maatregelen ontstaat.

Het Paapje verdwijnt vrijwel overal (zie paragraaf 3.1.13) en dit wordt geweten aan veranderend klimaat. In het Fochteloërveen (zie volgende paragraaf) treedt deze afname echter niet op.

Wintertaling neemt eigenlijk overal af. Deze soort heeft mogelijk last van verzuring: te weinig kalk in het voedsel in zure plassen. Geoorde fuut brengt in deze plassen mogelijk geen jongen groot, maar blijft constant dankzij input vanuit het oosten.

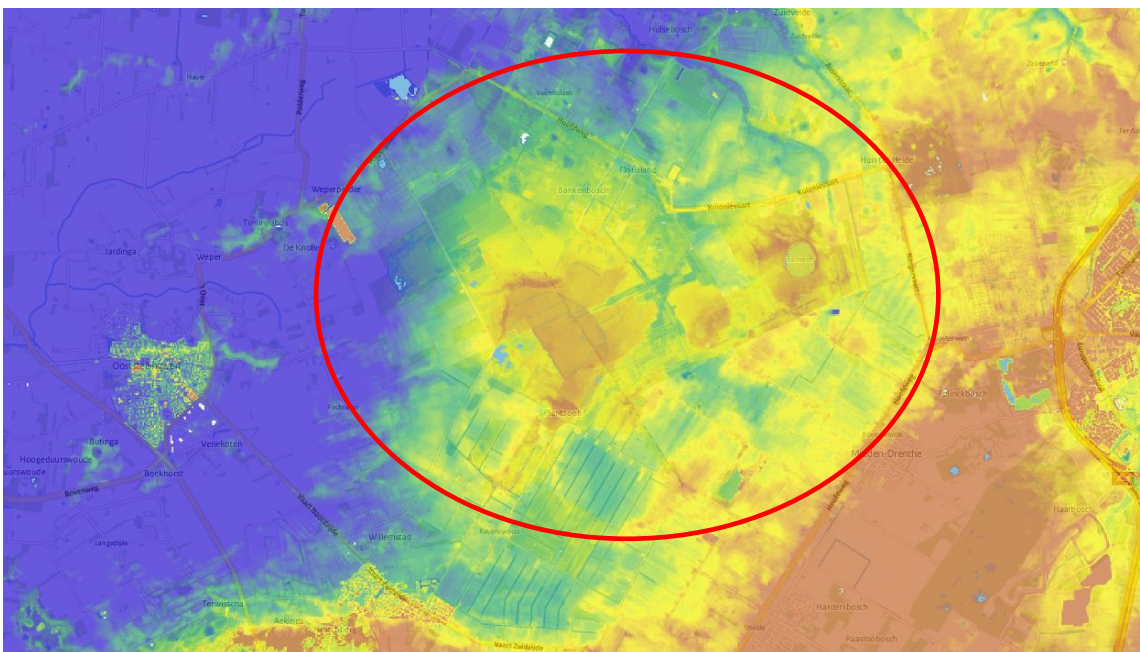
Randvoorwaarden en oplossingen

Herstel van hoogveensoorten is mogelijk wanneer de hydrologische randvoorwaarden en een open vegetatie hersteld worden: de water- en lichtvoorziening die noodzakelijk is voor veenmossen worden daarmee hersteld. De soortensamenstelling wordt wel beïnvloed door de enorme overschrijding van de kritische depositiewaarde (KDW) voor stikstof. Dit is in de vegetatie zichtbaar in de groei van Pijpenstro en Berk, in de vatbaarheid van veenmos voor de parasitaire schimmel Veenmosgrauwkap en in de dominantie van veenmossoorten soorten als Gewoon veenmos en Fraai veenmos over Hoogveenveenmos, Wrattig veenmos en Rood veenmos (onderzoek Dr. J. Limpens; Van Duinen et al. 2011b). Ook de watermacrofauna wordt in de Nederlandse hoogveenwateren gedomineerd door soorten van wat voedselrijkere omstandigheden (Van Duinen 2013). Verder wordt de terrestrische entomofauna beïnvloed door de vegetatiestructuur: soorten van open veenmosvegetatie worden beperkt door toename van Pijpenstro (Van Duinen et al. 2008).

Ontwikkeling van randzones van hoogvenen en gradiënten of mozaïeken in zuurgraad en beschikbaarheid van mineralen zijn noodzakelijk om habitat te bieden aan soorten die wel thuishoren in een hoogveenlandschap maar door hoogveenherstel dreigen te verdwijnen.

Het in tijd en ruimte faseren van begrazing en branden en daarbij zorg dragen voor terreindelen die niet of slechts met zeer geringe intensiteit begraasd worden, is noodzakelijk om hogere dichtheden van de Levendbarende hagedis in stand te houden.

5.5 Fochteloërveen



Kenmerken en beheer van het terrein

Het Fochteloërveen (2.599 ha) maakte in het verleden onderdeel uit van de uitgestrekte Smildervenen die ooit grote delen van NW-Drenthe en aangrenzend Friesland bedekten. Vrijwel het gehele oorspronkelijke hoogveengebied is afgegraven. Het Fochteloërveen lag aan de rand van dit grote veen en bestaat uit een naar verhouding jong en ondiep (tot 2 meter) veenpakket. Er zijn maatregelen genomen om de groei van het hoogveen te stimuleren, zoals het plaatsen van damwanden en het aanbrengen van stuwen. Het Fochteloërveen heeft nu een relatief grote kern met actief hoogveen. Het gebied wordt verder gekenmerkt door zijn uitgestrektheid en boomloosheid (buiten de boswachterij aan de noordkant). Het gebied bestaat, naast het levende hoogveen in het centrale deel, uit droge en vochtige heide

en vennen, enige graslanden en in het noorden enkele naaldbossen. Ondiep, open water ligt in de Vloeiweiden, Zuidwestplassen en Esmeer. Het Esmeer is een pingoruïne.

Het grootste deel van het Fochteloërveen was eind jaren 1970, toen turfwinning werd beëindigd, verdroogd. Slechts een kern van ongeveer 50 ha bleef redelijk gaaf aanwezig als 'rustend hoogveen'. Om de veengroei weer op gang te krijgen zijn vanaf de jaren 1960 maatregelen genomen, gericht op het verbeteren van de waterhuishouding. In eerste instantie werden de aanwezige greppeltjes afgedamd. Vanaf 1975 werd het herstel grootschaliger aangepakt. In 1984 en 1985 werd 15 kilometer aan dammen aangelegd, waarmee het water beter vastgehouden en geleidelijker afgevoerd kon worden. Ook werd de doorstroom van voedselrijk water vanuit de Smildiger landbouwgebieden beëindigd. Na deze ingrepen kwam in de oude hoogveenkern de veenvorming weer langzaam op gang en ontstond op veel plaatsen natte slenkvegetatie. In de periode 1999-2001 volgden nieuwe herstelmaatregelen, dit keer met behulp van LIFE. De compartimenten werden kleiner gemaakt. Recent worden vernattingsmaatregelen vooral aan de randen van het hoogveenrestant genomen. Daarbij gaat het zowel om aanleg van kades als het dempen van drainerende watergangen. Het verwijderen van berkenopslag vindt plaats in de 'oude' hoogveenkern om deze open te houden. In de rondom de 'oude' kern gelegen verveende delen wordt plaatselijk ook berkenbos verwijderd om de ontwikkeling van open natte heide of veenvorming mogelijk te maken, of om nog aanwezige veenvormende vegetaties te behouden en te laten uitbreiden (Norger Petgaten). Waar mogelijk wordt ook gewerkt aan herstel van natuurlijke overgangen van hoogveen naar de Friese en Drentse beekdalen. Rondom het Fochteloërveen zijn bufferzones aangewezen en aangekocht.

Ontwikkelingen van soorten

Veenmossen, inclusief bultvormende soorten, doen het goed dankzij de genomen vernattingsmaatregelen. De in vergelijking met het grootste deel van andere hoogveenrestanten gunstige uitgangssituatie met witveen heeft daarbij een belangrijke rol gespeeld. De snelheid van vernatting was in het verleden soms te snel en kan tot schokeffecten bij populaties van planten en dieren hebben geleid. Daar wordt nu beter op gelet, hoewel snellere vernatting vanwege de infrastructuur die voor de vernatting zorgt (houten damwanden) of andere doelen (Kraanvogels) wel wenselijk geacht kan worden. Bijzonder is ook de toename van het Veenhooibeestje in het gebied (Pronk, 2013). De gecompartmenteerde vernatting, met als gevolg een toename – mogelijk ook in voedselkwaliteit – van de waardplant Eenarig Wollegras heeft daar vrijwel zeker een sleutelrol in.

Paapje verdwijnt vrijwel overal en dat wordt geweten aan klimaat. In het Fochteloërveen doet Paapje het echter nog wel goed. De soort benut daar verspreid staande berkjes in het hoogveen. Hier en daar wordt daarom bewust een berkje gespaard bij het verwijderen van opslag, dat nodig is om het veen open te houden ten gunste van hoogveenvorming. Mogelijk zijn ook de voedselrijkere natuurontwikkelingsgebieden op voormalige landbouwgrond in de nabije omgeving van betekenis als foerageergebied. Ook de veel minder mobiele Adder blijkt vanuit het veengebied in de graslanden te foerageren!

In het Fochteloërveen wordt bij de inzet van begrazing sterk nagedacht vanuit de wens variatie in het gebied te behouden of te creëren. Het is heel erg spelen met graasdruk en maatwerk. De afstemming, ook met herders/veehouders, kost veel tijd.

Wintertaling neemt in het Fochteloërveen af, zoals dat eigenlijk overal gebeurt. Mogelijk heeft deze soort last van verzuring: te weinig kalk in het voedsel in zure plassen.

Randvoorwaarden en oplossingen

Het Fochteloërveen is voor een groot deel een witveenrestant. Uit de praktijk en eerder OBN-onderzoek is gebleken dat dit een gunstige Ausgangssituatie is voor hoogveenherstel, vanwege de sponswerking die witveen na vernatting nog kan hebben. Het dempen van watergangen en verminderen van de drainage in de directe omgeving van het hoogveenrestant (bufferzone) zorgen ervoor dat steeds beter aan de hydrologische randvoorwaarden voor hoogveenherstel wordt voldaan en de hoogveenvegetatie verder uitbreidt. De bufferzone en de omliggende percelen die nog in agrarisch gebruik zijn, worden door Kraanvogels gebruikt om te foerageren.

Het laten staan van een deel van de berken in een verder erg open gebied lijkt positief te zijn voor de stand van het Paapje. In andere hoogveenrestanten en natte heide –met uitzondering van het Dwingelerveld- is het Paapje verdwenen. Of dit alleen een kwestie van structuur is, of dat ook een of meer andere factoren – wellicht voedsel - een rol spelen, blijft nog onduidelijk.

De optimale inzet van schapen, runderen en pony's of paarden blijft nog een zoektocht. Een gescheperde kudde heeft duidelijk de voorkeur, omdat de graasdruk goed geregeld kan worden afhankelijk van de samenstelling van de vegetatie en het voorkomen van soorten die gevoelig zijn voor begrazing. Het overleg tussen de terreinbeheerder en de herder vereist veel aandacht en tijd. Het optreden van ongelukjes kan niet worden uitgesloten.

5.6 Engbertsdijksvenen



Ontwikkelingen van soorten

De trend van een aantal hoogveensoorten was tot enkele jaren geleden negatief, maar is recent omgebogen: Kleine veenbes, Lavendelhei, Ronde zonnedaauw en Eenarig wollegras doen het de laatste jaren goed in de Engbertsdijksvenen, met name in de hoogveenkern. In delen van het gebied wordt ook gewerkt met seizoensbegrazing om vegetatie open te houden, zodat veenmossen voldoende licht krijgen.

In het gebied zijn nauwelijks planten van gebufferde milieus aanwezig. De kwaliteit van het grootste deel van de randgebieden is (nog) laag. De overgangen naar de zandruggen zijn niet goed ontwikkeld. Vernatting is in het verleden achteraf gezien vaak te simpel en grof aangepakt. Nu is er veel meer aandacht voor geleidelijkheid en de ontwikkeling van gradiënten. Voor het laatste zijn de mogelijkheden beperkt vanwege het gebruik van de omgeving.

De indruk van de terreinbeheerders is dat de Venglagenmaker (*Aeshna juncea*) in de Engbertsdijksvenen, het Bargerveen en het Fochteloërveen stabiel is. Dit in tegenstelling tot de andere bezochte terreinen, waar de soort achteruit gaat. Of er echt een verschil in ontwikkeling van deze soort is, blijft onduidelijk wegens gebrek aan systematische tellingen, maar trendberekeningen voor de presentie ondersteunen dit verschil wel (Figuur 14). Een mogelijke oorzaak voor een eventueel verschil in ontwikkeling is niet geheel duidelijk, maar zou gelegen kunnen zijn in het voedselarmere karakter van de wateren in deze veengebieden ten opzichte van de heidegebieden. Concurrentie met de zich uitbreidende Grote keizerlibel wordt in het algemeen als een mogelijke oorzaak van achteruitgang voor Venglagenmaker gezien, en in het voedselarme water mag worden verwacht dat de concurrentiedruk minder sterk is.

De Wielewaal doet het momenteel goed in de berkenbossen in het gebied, net als in het Bargerveen. Hoe dit komt, is onduidelijk. Mogelijk speelt een rol dat deze bossen vochtig zijn dankzij de vernattingsmaatregelen in de heide en het hoogveen en er daardoor een goede voedselbeschikbaarheid (grote rupsen) in de bossen is.

Tijdens het terreinbezoek werd ook de vraag opgeworpen in hoeverre winterganzen voor eutrofiëring zorgen en hoe dit de nutriëntenbeschikbaarheid, vegetatie en fauna beïnvloedt in vergelijking met zomerganzen. Deze vraag speelt ook in andere hoogveenrestanten en nader onderzoek hiernaar is nodig om duidelijkheid te verkrijgen.

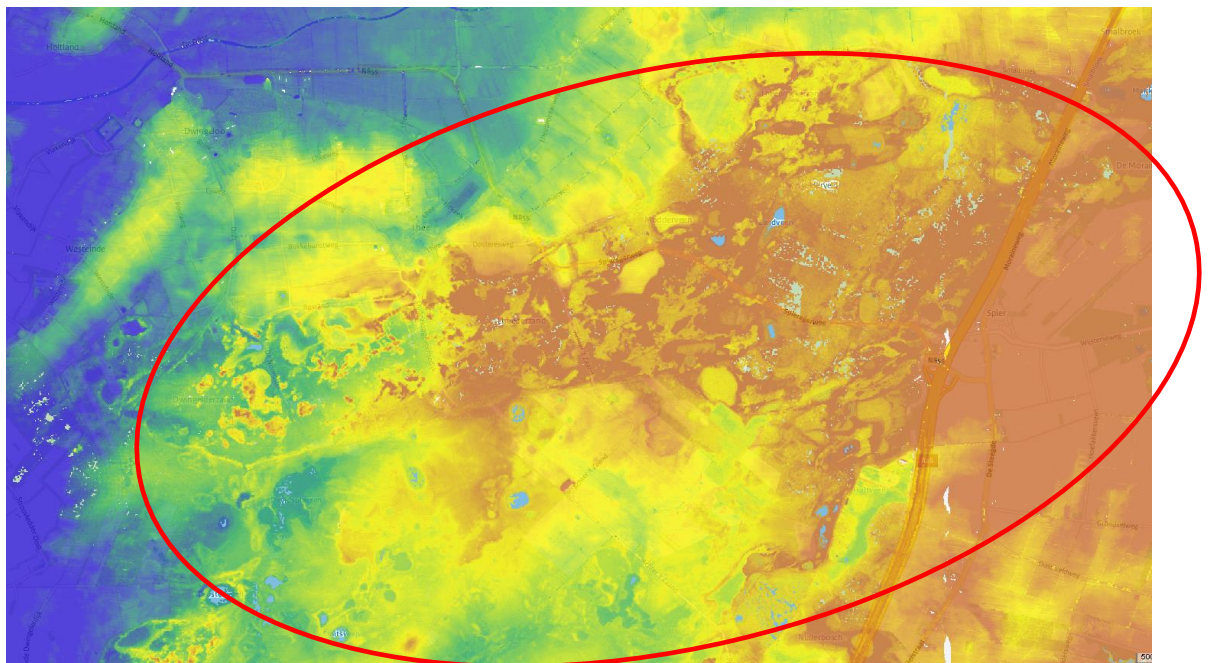
Randvoorwaarden en oplossingen

Voor een goede ontwikkeling van hoogveen zijn de uitgangssituatie en de mogelijkheden om de hydrologische condities in het hoogveenrestant te verbeteren van doorslaggevend belang. Wat de uitgangssituatie betreft, biedt de aanwezigheid van witveen (onvergraven hoogveenkern) betere perspectieven dan zwartveen (grootste deel van het gebied). Op zwartveen zijn er ook wel perspectieven, maar daarbij luistert het herstel van stabiele hydrologische omstandigheden nog nauwer dan bij witveen. Zwartveen heeft in tegenstelling tot witveen een gering poriënvolume en daardoor geen sponswerking. Wanneer door de inrichting van bufferzones of herstel van overgangen naar zandruggen de hydrologie verbeterd kan worden, zal het hoogveenherstel sterk gestimuleerd kunnen worden.

Vernatting vond in het verleden vaak schoksgewijs en over grote oppervlakten plaats. In situaties waar populaties van karakteristieke en zeldzame soorten zich gedurende het proces van degradatie hadden kunnen

handhaven, heeft dat in verschillende gevallen tot het verlies of afname van deze soorten geleid. Om dit te voorkomen worden in de Engbertsdijksvenen de recente vernattingsmaatregelen geleidelijk uitgevoerd. Ook wordt nagedacht over mogelijkheden voor het ontwikkelen van rand- of overgangszones. Deze zijn zowel voor het verder verbeteren van de hydrologische omstandigheden in de hoogveenrestanten, als voor het herstel of behoud van soorten van hoogveenranden van groot belang.

5.7 Dwingelerveld (boswachterij en heide)



Kenmerken en beheer van het terrein

Het Dwingelerveld (3.823 ha) is een uitgestrekt heideterrein in het oude Drentse esdorpenlandschap. Het gebied herbergt uitgestrekte vochtige heidegebieden (het zuidelijk deel, in beheer van Natuurmonumenten), hoogveenvennen, zure en zwakgebufferde vennen, oude eikenbossen, een

klein hoogveen, droge heide, stuifzanden en jeneverbesstruwelen. De Boswachterij Dwingeloo (het noordelijk deel, in beheer van Staatsbosbeheer) bestaat uit bossen die begin 20^e eeuw zijn aangeplant op stuifzand en heide. In deze bossen liggen diverse vennen in verschillende successiestadia (open water tot hoogveen).

In de afgelopen decennia zijn vernattingsmaatregelen genomen rondom de vennen en in de heide. In het Dwingelerveld wordt gewerkt met gescheperde schaapskuddes en vanaf de jaren '80 ook met runderbegrazing. In de heide wordt ook gemaaid en gebrand. In het verleden werden in het gebied maatregelen veel grootschaliger genomen dan nu. Centraal in het Dwingelerveld ligt het Noordenveld. Dit zijn verschillende percelen die tot voor kort in agrarisch gebruik waren. Deze worden momenteel omgevormd door het verwijderen van de bouwvoor en het dempen van sloten.

Een uitgebreide landschapsecologische systeemanalyse van het Dwingelerveld is uitgevoerd door Baaijens et al. (2011).

Ontwikkelingen van soorten

Soorten van natte heide en vennen doen het over het geheel genomen erg goed in het Dwingelerveld en de boswachterij. Dit geldt onder andere voor de vennensoorten Vlottende bies, Oeverkruid en Draadzegge en pioniersoorten Kleine zonnedaauw en Moeraswolfsklauw. Hoogveensoorten, zoals Lavendelhei, Kleine veenbes, Ronde zonnedaauw, Eenarig wollegras en Hoogveenveenmos zijn stabiel. Wateraardbei en Waterdrieblad vertonen in de boswachterij echter een negatieve trend. De hoogveenontwikkeling gaat goed, maar soorten van hoogveenranden –die waarschijnlijk vroeger deels geprofitteerd hebben van degradatie- nemen af.

Waarschijnlijk hebben grootschalige vernattingsmaatregelen het Veenhooibeestje de das omgedaan in het Holtveen (zie 4.2.5; Pronk, 2013). De vernatting van het Diepveen heeft waarschijnlijk ook een negatief effect op de veenvlinders gehad.

In het gebied is duidelijk aandacht voor het vergroten of in stand houden van variatie in de vegetatiestructuur. Zo wordt gewerkt aan inhammen in bosranden op de overgang naar de heide en wordt geëxperimenteerd met drukbegrazing met geiten. Branden en maaien in de heide leveren meer structuurvariatie op. Veldleeuwerik en Kievit reageren daar duidelijk direct positief op. Positieve reacties van de bedreigde soorten, waaraan in dit onderzoek aandacht wordt besteed, zijn minder duidelijk te relateren aan de effecten van maaien en branden. Hoewel er positieve ontwikkelingen zijn op de heide, gaat de Wulp nog steeds achteruit. Er zijn nog slechts enkele paren in het gebied. Als mogelijke oorzaken worden genoemd: de intensivering van het landgebruik in de aangrenzende beekdalen en veroudering van de heide. Verder wordt geconstateerd dat Kraaihei toeneemt en soms soorten van natte heide verdringt. Dit is waarschijnlijk een gevolg van de toegenomen stikstofdepositie (Bobbink et al. 2003). Kraaihei is een concurrentiekrachtige soort die bijvoorbeeld Struikhei kan overgroeien.

Het Paapje doet het in het Dwingelerveld goed in tegenstelling tot verreweg de meeste gebieden in Nederland –met uitzondering van onder meer het eveneens bezochte Fochtelooërveen. Het Paapje profiteert in de heide van ruige delen met Pitrus en Pijpenstrootje. De Grauwe klauwier profiteert van overgangen naar graslanden.

Voor het Gentiaanblauwtje werkt het tijdelijk uitrasteren van de Benderse Plassen erg goed. Uitgekiend beheer en veel overleg met de schaapherder blijft noodzakelijk. Voor het Gentiaanblauwtje, maar ook andere soorten biedt het plaggen van stroken met de gradiënt in hoogte en vocht mee de mogelijkheid van risicospreiding bij relatief droge of juist erg natte zomers.

De stand van de Adder is voor zover bekend nog steeds stabiel in het Dwingelerveld. Wel bestaat de indruk dat 'geritsel' van Levendbarende hagedis minder is geworden. Dit kan zowel met effecten van verdroging, als met begrazing te maken hebben. Gezien de effectiviteit van de vernattingsmaatregelen, lijkt een negatief effect van begrazing meer voor de hand liggen, temeer daar uit diverse onderzoeken een hoge gevoeligheid van deze hagedis voor begrazing naar voren komt (Wallis de Vries et al. 2013). In de boswachterij vertoont de soort vermoedelijk een positieve trend.

De Wielewaal broedt in berkenbossen op de heide van het Dwingelerveld en vertoont er een positieve trend. Mogelijk is daarbij een goede voedselbeschikbaarheid (grote rupsen) een belangrijke factor, die positief wordt beïnvloed door vernattingsmaatregelen in het gebied. De toename van de Watersnip in het Dwingelerveld wordt gerelateerd aan de vernatting van de heide door het dempen van sloten.

Heischrale vegetaties staan duidelijk nog steeds onder druk door stikstofdepositie (verzuring, vermisting en snelle successie). Soorten van heischrale milieus profiteren lokaal wel van gebufferde plagplekken, karrensporen, kale plekken die door begrazing worden gevormd en brandplekken. Het aantal vindplaatsen is echter wel afgenomen. Valkruid en Aardbeivlinder profiteren samen van plaggen en bekalken. Vleugeltjesbloem doet dat op vochtiger plekken.

Andere problemen die een rol kunnen spelen, maar waarvan de negatieve gevolgen niet goed zijn in te schatten, zijn het gebruik van ontwormingsmiddelen (ook wanneer is afgesproken met ontwormingsmiddelen behandeld vee niet in het natuurgebied te houden) en de in of op de bodem aanwezige gifstoffen die tot ernstige problemen kunnen leiden bij vogels die foerageren op insecten die in de strooisellaag of bodem ontwikkelen (lopend onderzoek Stichting Bargerveen).

Randvoorwaarden en oplossingen

De omvang van het gebied is een belangrijk voordeel. Het terrein herbergt een hoge heterogeniteit in terreincondities en vegetatietypen met veel gradiënten. Daarmee biedt het terrein veel mogelijkheden voor risicospreiding. Bij de uitvoering van maatregelen is er momenteel veel aandacht voor de schaal waarop maatregelen worden uitgevoerd en gradiënten: behouden van gradiënten bij vernatting en plaggen met de gradiënt mee. Ook worden kleinschalige maatregelen uitgevoerd. Dit overigens naast begrazing binnen rasters, maar ook gescheperd. Daarbinnen wordt gewerkt met het in cruciale perioden uitrasteren van plekken (bijv. Klokjesgentianen). Branden en bekalken na plaggen hebben duidelijk positieve effecten op de vegetatie en fauna van de heide.

In de heideveentjes gaat de hoogveenontwikkeling goed dankzij de vernattingsmaatregelen in en rondom de veentjes. Doordat vernatting op de schaal van het hele gebied is aangepakt, komt de hydrologie nu veel beter op orde. Soorten van hoogveenranden nemen echter af. De omstandigheden zijn gunstig geworden voor soorten van hoogveenkernen, maar gaan ten koste van soorten van hoogveenranden. Voor het behoud van deze soorten is het

belangrijk de overgangssituaties te behouden of te ontwikkelen. Waar en hoe dit het beste kan, is nog een onbeantwoorde vraag. Een verdere invulling van de landschapsecologische systeemanalyse kan zeer behulpzaam zijn bij het vinden van passende oplossingen.

Voor de soorten van drogere, heischrale omstandigheden blijven verzuring, vermesting en snelle successie een knelpunt. Vernatting en het verhogen van het peil van (enigszins) gebufferd grondwater bieden voor dit droge milieu geen oplossing. De combinatie van plaggen en bekalken heeft wel positieve effecten. Bovendien is reductie van de stikstofdepositie belangrijk. Wanneer dit gebeurt, wordt een minder intensief herstelbeheer mogelijk.

Voedselketenrelaties worden nog onvoldoende hersteld. Dit kan gerelateerd worden aan intensivering van het agrarisch gebruik van de beekdalen voor soorten die op groot schaalniveau van het landschap gebruik maken (bijv. Wulp). Op standplaatsschaal speelt de voedingswaarde (en stoichiometrie) van waardplanten mogelijk een rol (Van Duinen et al., 2011a). Onduidelijk is nog hoe groot effecten van gifstoffen, zoals dioxines in de bodem zijn op insecten en insectenetters.

5.8 Toetsing hypothesen

5.8.1 Hypothese 1: Knelpunt gebiedsgrootte en versnippering

Voor alle bezochte terreinen geldt dat het restanten zijn van voorheen veel omvangrijkere heide- en veengebieden. De Bergvennen en het Brecklenkampse Veld zijn – ook in vergelijking met alle andere bezochte terreinen – slechts kleine snippers, die overgebleven zijn van een veel groter gebied met heide en venen. Verschillende dagvlindersoorten (Veenhooibeestje, Zilveren Maan) zijn hier al langer geleden verdwenen, wat zowel aan achteruitgang van habitatkwaliteit, als aan demografische factoren kan worden gerelateerd.

In de grotere terreinen, zoals het Bargerveen en de Engbertsdijksvennen, nemen diverse soorten eveneens af, of zijn reeds verdwenen. Daar gaat het vooral om sterke degradatie tot enkele decennia geleden als gevolg van het gebruik van deze venen, verdroging en vermesting. De vernattingsmaatregelen ten behoeve van hoogveenherstel hebben in de hoogveenrestanten geleid tot herstel van veenmosrijke vegetaties en hier en daar zelfs op kleine schaal actief hoogveen (H7110). Een keerzijde van dit succes is dat soorten die afhankelijk zijn van condities die van nature in de randen van hoogvenen voorkomen, maar door de degradatie zich konden handhaven of uitbreiden in de restanten van de vroegere hoogveenkern, nu in de gevarenzone kunnen komen. Om de huidige soortendiversiteit te behouden, of geschikte habitats te ontwikkelen, zodat soorten zich in principe kunnen vestigen, is een grotere omvang van een gebied op zichzelf dus niet toereikend. In en vooral rondom grote gebieden moet gewerkt worden aan het herstel van gradiënten. Voor de hoogveenrestanten wordt ook in de evaluatie van het herstelbeheer door de terreinbeheerders bepleit nadrukkelijker dan tot op heden visies te ontwikkelen voor de bufferzones rondom de gebieden (Natuurmonumenten et al. 2011).

Het heidelandschap omvat vanouds niet alleen de heide, maar aan de ene kant ook stuifzanden en aan de andere kant akkers, graslanden en beekdalen.

Voor de grotere heideterreinen, zoals de Kampina en Strabrechtse heide, geldt dat het behoud en herstel van de overgangen naar beekdalen noodzakelijk is om soorten te behouden die gebruik maken van de combinatie van heide en beekdal. Een duidelijk voorbeeld hierbij is de Donkere wilgenzandbij (paragraaf 3.1.8). Dit soort overgangssituaties in heidelandschappen of hoogveenlandschappen vormen bijvoorbeeld ook voor diverse vogelsoorten, zoals Grauwe klauwier en Korhoen een belangrijk habitat.

Meer recent (jaren 1990) is in de Bergvennen het Gentiaanblauwtje verdwenen. Dit is waarschijnlijk een direct gevolg geweest van het integraal opschonen van de vennen. Kleine gebieden en populaties zijn extra gevoelig voor relatief grootschalige maatregelen. Aan de andere kant zien we dat verschillende soorten vaatplanten die kenmerkend zijn voor vennen het erg goed doen na het opschonen en sterk in oppervlakte konden uitbreiden. Met name Waterlobelia heeft hier een bijzonder grote populatie. Op de Kampina is het voorkomen van Gentiaanblauwtje in de loop van jaren vrijwel beperkt geraakt tot het zuidwestelijk deel van de heide. In dergelijke situaties zijn populaties extra kwetsbaar voor extreem droge of natte jaren of grootschalig uitgevoerde herstelmaatregelen.

In de Bergvennen viel verder op dat de vennen een nogal steile rand hebben, waardoor de zone waarin vochtminnende maar inundatiegevoelige soorten voorkomen erg smal is. Daardoor zijn de soort erg kwetsbaar wanneer bijvoorbeeld langdurige natte perioden optreden met hoge waterstanden in de vennen en inundatie van de oevers van de vennen. In dit relatief toch al kleine gebied werden binnen de heide ook slechts hier en daar kleinere plekken gevonden waar de heidestruiken vitaal groeien en geschikt zijn voor onder andere Heideblauwtje.

In kleinere gebieden kan de instandhouding van habitatkwaliteit lastiger zijn dan in grotere gebieden. Het hydrologische systeem dat sturend is in de terreincondities kan in kleine terreinen lastiger op orde te krijgen zijn en randeffecten zijn relatief groot. Ook kan een groter gebied meer variatie (terreinheterogeniteit) binnen het gebied herbergen. Dit is echter zeker niet altijd het geval. De terreincondities in kleine gebieden kunnen door hun ligging naast bijvoorbeeld dekzandruggen en de aanwezigheid van voeding met grondwater zeldzaam geworden terreincondities (gradiënten) herbergen. Hierdoor hebben populaties van bedreigde soorten hier soms langer stand kunnen houden dan in grote gebieden die dergelijke bijzondere condities niet meer kennen. Het hydrologisch herstel kan in zulke situaties soms relatief eenvoudig bereikt worden. Om goed inzicht te krijgen in de sturende processen achter de terreincondities -die bepalend zijn voor het kunnen voorkomen van bedreigde soorten- is een landschapsecologische systeemanalyse (Van der Molen et al. 2011) onmisbaar.

In terreinen komen soorten soms voor op een enkele plek die afwijkend is, bijvoorbeeld vanwege de aanwezigheid van een locatie waar kwel uittreedt, een minerale opduiking, een fietspad van schelpengruis, of een voormalige akker. Omdat zulke soorten vaak niet kenmerkend zijn voor de habitattypen waar het beheer in gebieden in hoofdzaak op gericht is, wordt achteruitgang niet altijd zwaar gewogen en soms onvermijdelijk geacht. Deze benadering kan ten koste gaan van toch al schaarse soorten van bijvoorbeeld heischrale milieus.

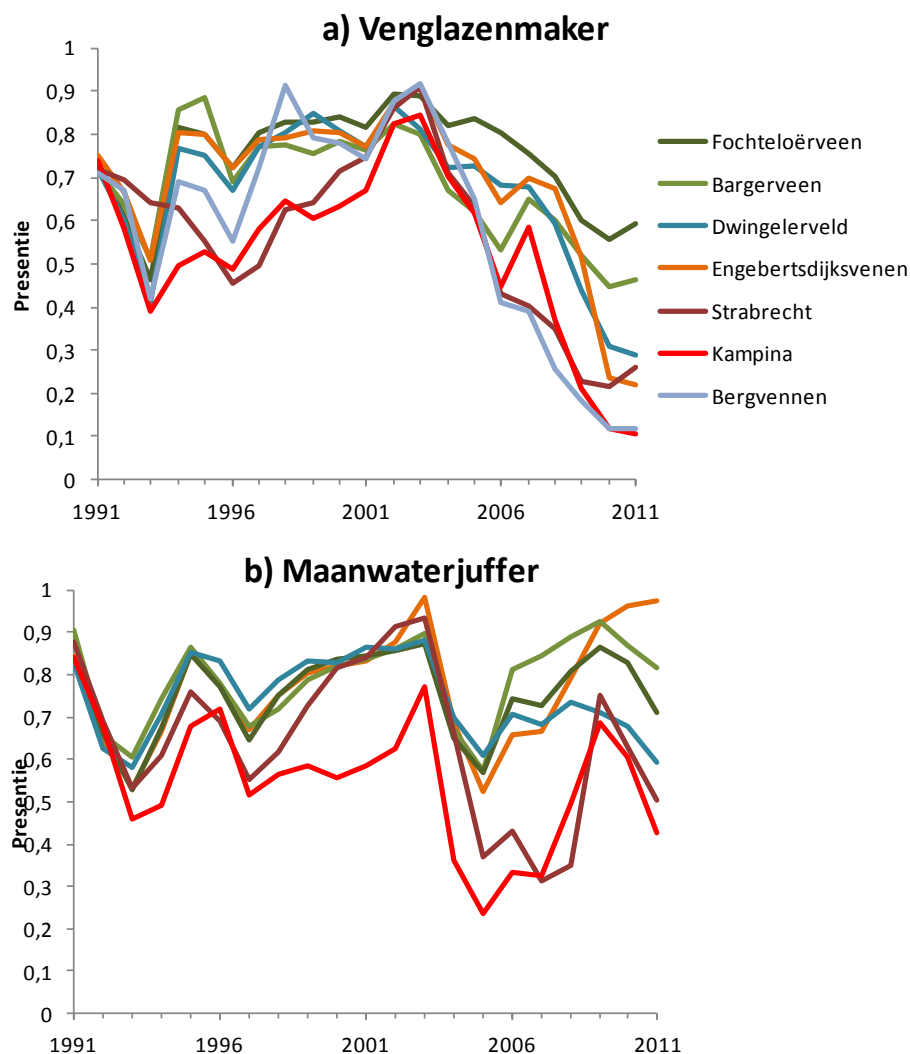
Bij een duurzame instandhouding van populaties van soorten spelen dus zowel demografische aspecten, als terreincondities een rol. Kleine geschikte

plekken en kleine populaties zijn kwetsbaar. Voor herstel van een stabiele populatie is het onvoldoende om uitsluitend een grotere oppervlakte van een bepaalde optimale terreinsituatie te herstellen of in stand te houden. Vanwege verschillen tussen jaren wat betreft neerslag/droogte is variatie in terreincondities (gradiënten/mozaïeken) noodzakelijk, zodat onder alle weersomstandigheden wel ergens in een terrein geschikte omstandigheden aanwezig zijn. Terreinheterogeniteit is bovendien noodzakelijk voor diersoorten die verschillende onderdelen van het landschap gebruiken tijdens hun levenscyclus. Een nog onbelicht demografisch aspect is hoe groot een landelijke of regionale populatie van een soort moet zijn, om een terrein dat op zichzelf wel voldoet aan de behoeften van een soort op lange termijn te kunnen blijven bevolken. Daarbij gaat het niet alleen om de grootte van één terrein, maar ook om de configuratie van geschikte en bevolkte terreinen op regionale of nog grotere schaal.

5.8.2 Hypothese 2: Knelpunt verdroging

Hydrologisch herstel is binnen het natte zandlandschap een regelmatig uitgevoerde herstelmaatregel en vormt de basis voor een succesvol herstel op landschapsschaal. Het verleden heeft echter wel laten zien dat bij grootschalig uitgevoerde herstelmaatregelen binnen een terrein soorten in de knel kunnen komen. Vernatting is een zware ingreep, met name als de uitgangssituatie sterk verdroogd is. Niet alleen de directe gevolgen van vernatting kunnen problematisch zijn voor soorten (verdrinking), maar ook de indirecte gevolgen kunnen groot zijn (veranderingen in waterregime en bodemchemie).

Bij de terreinbezoeken aan de verschillende hoogveenrestanten en de heideveentjes in het Dwingelerveld kwam steeds naar voren dat de door grondwater beïnvloede delen van (hoog)veenlandschappen vrijwel zijn verdwenen. Hydrologisch herstel van de hoogvenen door het beter en op hoger of stabielere peil vasthouden van regenwater is positief voor veel soorten van de hoogveenkern, zoals diverse veenmossoorten, Kleine veenbes en Lavendelhei (zie ook Natuurmonumenten et al. 2011). Ontwikkelingen in de presentietrends van Maanwaterjuffer en Venglagenmaker kunnen ook duiden op een positief effect van de stabielere hydrologie in de hoogveenrestanten (Figuur 14). De presentietrends van beide libellensoorten nemen sterk af na 2003. De soorten zitten in Nederland aan hun areaalrand en zijn daardoor mogelijk gevoelig voor weerextremen. In de noordelijke hoogvenen vertoont de Maanwaterjuffer weer herstel en is de Venglagenmaker minder sterk teruggevallen dan in zuidelijker gelegen hoogveenrestanten. Dit kan te maken hebben met zowel de mindere droogte in 2003 in Drenthe, als met de stabielere hydrologie van de hoogvenen ten opzichte van de heidegebieden.



Figuur 14: Trend in de gemiddelde kans op voorkomen per km-hok (presentie) voor a) Venglazenmaker en b) Maanwaterjuffer in de zeven onderzochte gebieden (bron: De Vlinderstichting / CBS).

Figure 14: Trend in the mean occupancy per km-grid cell for the Odonata a) Aeshna juncea and b) Coenagrion lunulatum in the seven study areas (source: De Vlinderstichting / CBS).

De soorten van overgangen of randen van hoogvenen laten in de meeste hoogveenrestanten echter geen herstel zien. Een deel van deze soorten heeft geprofiteerd van de omstandigheden die door ontwatering en turfwinning in de hoogveenrestanten ontstonden. Het beter en op hoger of stabiel peil vasthouden van regenwater heeft de situatie voor soorten van de hoogveenkern verbeterd, maar voor soorten van hoogveenranden is de situatie na vernattingsmaatregelen vaak minder of niet geschikt geworden. In de huidige randen of bufferzones zijn de omstandigheden momenteel meestal niet geschikt voor de soorten die van nature in randen of overgangen thuishoren.

Veel soorten die van nature langs randen van hoogvenen voorkomen hebben zich in de loop der jaren verplaatst naar de kern van de gebieden als gevolg van verdroging. Bij geleidelijke vernatting zullen deze soorten naar verwachting weer meebewegen richting de randen van het hoogveensysteem. In veel gevallen zijn echter de randen nog niet hersteld en vaak zelfs niet

meer aanwezig omdat deze randen in de huidige situatie in landbouwkundig gebruik zijn. Kenmerkende soorten als Speerwaterjuffer en Spiegeldikkopje raken in dergelijke situaties tussen de wal en het schip. Ook een soort als Grauwe klauwier nam na de vernatting in het Bargerveen in eerste instantie sterk toe, maar liet na verloop van tijd (verdergaande vernatting, oligotrofiëring, verwijderen van bosopslag en struweel) een achteruitgang zien in het centrale deel van het gebied. De omliggende landbouwgronden zijn in de huidige situatie totaal ongeschikt voor de soort. Er is nog geen geschikte randzone ontwikkeld, al zijn wel enkele broedparen aanwezig op de bovenveengraslanden die op de overgang liggen tussen het hoogveengebied en de landbouwgronden.

Veel van de natuurgebieden zijn niet van het ene op het andere jaar verdroogd geraakt. Vaak was dit het gevolg van tientallen jaren slootjes aanleggen en drainage van de omgeving. Soorten die van nature voorkomen in randen van hoogvenen of overgangen van droge naar natte heide hebben zich geleidelijk naar de kern van het hoogveenrestant of heideterrein kunnen verplaatsen. Soorten van echt natte situaties vonden als gevolg van verdroging alleen nog geschikte omstandigheden in de terreindelen die het minst zijn beïnvloed door verdroging. Dit kan bijvoorbeeld ook spelen op de Kampina, waar het voorkomen van Gentiaanblauwtje in de loop van jaren vrijwel beperkt is geraakt tot het zuidwestelijk deel van de heide. In dergelijke situaties zijn populaties extra kwetsbaar voor extreem droge of natte jaren.

Om verdroging te bestrijden worden sloten gedicht en de afvoer beperkt. Dit gebeurt echter meestal niet geleidelijk over een langere periode, maar binnen een projectperiode van een of enkele jaren. Vernatting treedt hierdoor in korte tijd op; vaak zo snel dat een deel van de (kenmerkende) soorten niet altijd in staat is te reageren. Hydrologische herstelmaatregelen kunnen noodzakelijk zijn om over grotere oppervlakte geschikte terreincondities te herstellen, maar de populaties van (bedreigde) soorten die tot een enkele plek in een terrein zijn teruggedrongen, zijn wel erg gevoelig voor de veranderingen in hydrologische omstandigheden door uitgevoerde herstelmaatregelen. Met een zorgvuldige aanpak van herstelmaatregelen, waarvoor meerdere jaren de tijd wordt genomen, worden veel problemen voorkomen.

Een ander aspect van hydrologisch herstel is dat dit veelal lastiger is naarmate een gebied kleiner is. In de Bergvennen wordt (kunstmatig) grondwater ingelaten om voor voldoende zuurbuffering te zorgen. Ontwatering vindt plaats omdat lager gelegen percelen die tegen het natuurgebied aanliggen in landbouwkundig gebruik zijn. Hydrologisch herstel in de ruimere omgeving is nodig om grondwater op meer natuurlijke wijze in de vennen te krijgen.

5.8.3 Hypothese 3: Knelpunt nectaraanbod en bufferend vermogen

Wilgenstruwelen zijn voor vroeg vliegende insecten, zoals bijen, hommels en vlinders een belangrijke nectar- en stuifmeelbron. Van nature bevinden wilgenstruwelen zich vooral in de beekdalen en op de overgangen van beekdalen naar zandgronden. Deze struwelen ontbreken momenteel vaak of worden verwijderd, bijvoorbeeld omdat ze het resultaat zijn van aanvoer van voedselrijk water, zoals in het geval van wilgenstruwelen langs de Witte Loop

door de Strabrechtse heide. Wilgenstruwelen zijn wel aanwezig in en aan de randen van de Strabrechtse heide en de Kampina, waar de overgangen naar beekdalen aanwezig zijn.

Uit productie genomen landbouwpercelen die in of aangrenzend aan natuurgebieden zijn gelegen, verruigen of vergrassen snel, zodat hier geen groot bloemenaanbod beschikbaar is. Het bloemenaanbod in de randen van deze landbouwenclaves was vroeger groter dan nu. Op de Strabrechtse heide wordt een groter bloemenaanbod gecreëerd door een uitgekiend beheer van akkers binnen het heidelandschap met perioden van braakligging (Vogels & Smits 2009, Siepel et al. 2009). De aanwezigheid van door de mens verrijkte extensief gebruikte akkers (voormalige kamptonginningen, kleine ontginningen van keuterboeren) zorgt voor een voedselrijkere, dynamischer en bloemrijkere component binnen het heidelandschap en geeft een belangrijke impuls aan de overleving van bedreigde soorten (Vogels et al. 2011 en 2013). Daarbij moet opgemerkt worden dat het vroegere gebruik van de heide en het aanleggen van akkers in de heide niet overal op dezelfde wijze plaatsvond. Op de Strabrechtse heide liggen deze akkertjes historisch op de heide. In andere heideterreinen elders in het land, zoals het Dwingelerveld, werd veel minder midden op de heide geakkerd. Wel was het historische gebruik van de heide altijd gericht op het verhogen van de productiviteit in delen van het heidelandschap, wat leidde tot gradiënten en mozaïeken in dynamiek, productiviteit en beschikbaarheid van nutriënten en mineralen. Behalve het gebruik als akkers, kon ook via bevoeding de productiviteit van percelen worden verhoogd (Baaijens et al. 2011 en 2012).

5.8.4 Hypothese 4: Knelpunt gradiënten op landschapsschaal

Tijdens vrijwel alle terreinbezoeken kwamen gradiënten of mozaïeken op wisselende schaalniveaus ter sprake. Op landschapsschaal gaat het om gradiënten in het heidelandschap die tot in het beekdal lopen (of aan de andere extreme kant van de gradiënt tot in een stuifzand) en gradiënten die van hoogveenkern naar de meer gebufferde, mineralenrijkere omgeving lopen. Ook op kleinere schaal is heterogeniteit van belang, zoals variatie in buffering in relatie tot voedselkwaliteit van heidestruiken binnen de heide en gradiënten in hoogte en vochtigheid of droogval in vennen. Bij de bespreking van elk van de voorgaande drie hypothesen komt de betekenis van gradiënten steeds naar voren als een relevant aspect in gebiedsgrootte, populatiedynamiek, hydrologie en aanbod van nectarbronnen.

Natuurterreinen zijn in de loop der eeuwen geïsoleerd komen te liggen en zelfs de grootste Nederlandse natuurgebieden hebben niet of nauwelijks verbindingen met aanliggende landschappen, of deze zijn op een dermate onnatuurlijke manier ingericht dat zich hier nauwelijks ecologische kwaliteiten bevinden. Voor de zandgronden geldt dat de verbindingen en overgangen van deze zandgronden richting rivieren en beken vrijwel afwezig is. Voor verschillende grotere soorten is de aanwezigheid van dergelijke verbindingen tussen natuurlijk ingerichte zandgronden en beekdalen en rivieren van groot belang.

Aan de ontwikkeling van gradiënten in hoogveenlandschappen wordt gewerkt. Rondom het Fochteloërveen wordt gewerkt aan de ontwikkeling van bufferzones. Rondom het Bargerveen zijn bufferzones aangewezen en wordt nagedacht over de inrichting ervan. Deze inrichting kan puur vanuit het

oogpunt van hydrologische ondersteuning van het hoogveenherstel en het herstel van bovenveengraslanden worden ingevuld, maar potentieel kunnen de bufferzones ook een belangrijke rol vervullen voor soorten die door de succesvolle hoogveenontwikkeling niet meer in de hoogveenkern kunnen leven. De perspectieven voor de ontwikkeling van overgangen tussen hoogvenen en de mineraalrijkere omgeving zijn relatief erg goed bij de Engbertsdijksvenen. Dit hoogveenrestant grenst aan de noordkant aan de hogere zandige rug (=haar) van Kloosterhaar. Aan de oostzijde ligt de Bruinehaar vlakbij, maar liggen nu landbouwpercelen tussen het hoogveen en de Bruinehaar.

Bij de hoogveentjes in het Dwingelerveld is de gradiënt door turfwinning en drainage als het ware 'omgeklapt': de condities van de rand van de veentjes waren aanwezig in het gehele veentje. Door vernatting is een ontwikkeling naar meer ombrotrofe (=regenwatergevoede) omstandigheden in gang gezet. Daarmee verdwijnen de condities die bij hoogveenranden horen weer en bijgevolg ook de soorten van hoogveenranden (bijvoorbeeld Veenbesblauwtje en Veenbesparelmoervlinder) die dankzij dit 'omklappen' zich lange tijd konden handhaven in deze veentjes. Een vraag is nu of en hoe de terreincondities van de veenranden in het gebied behouden kunnen blijven, of in andere veentjes in het Dwingelerveld kunnen ontwikkelen. Het hydrologisch herstel dat nu door de omvorming van de agrarische enclave Noordenveld kan plaatsvinden kan mogelijk bijdragen aan de uitbreiding van door grondwater beïnvloede omstandigheden in en om veentjes.

Naast, of in plaats van, natuurlijke gradiënten op landschapsschaal (bijv. van heide naar beekdal) kan aan de eisen van soorten ook ten dele worden voldaan door het herstel of behoud van akkers in het heidelandschap. Op de Strabrechtse heide wordt het beheer van kleine akkers verspreid over de heide al enkele decennia uitgevoerd. Op de Kampina zijn daar ook wel mogelijkheden voor, maar die kunnen nog beter benut gaan worden.

Herstelbeheer is sterk gericht op verschraving, om de gevolgen van de hoge stikstofdepositie zoveel mogelijk teniet te doen. Dit beheer draagt wel bij aan het afvoeren van nutriënten, maar herstelt de mineralenbalans niet. Vermoedelijk vormt de onbalans van mineralen (gebrek en overmaat) via de voedselketen een groot knelpunt voor insectenetende vogelsoorten van de heide en is het –naast habitatvernietiging– wellicht de belangrijkste oorzaak voor het verdwijnen van bijvoorbeeld Korhoen, Wulp, Wintertaling en diverse "weidevogels" uit het heide- en hoogveenlandschap.

5.8.5 Hypothese 5: Knelpunt kleinschalige variatie

De Bergvennen zijn grootschalig en in korte tijd bijna allemaal opgeschoond. Zeer waarschijnlijk is door deze aanpak het Gentiaanblauwtje uit dit terrein verdwenen. Wellicht geldt dit voor meer soorten. In de grotere terreinen, zoals de Strabrechtse heide en Kampina, kunnen populaties van soorten minder gevoelig zijn voor een grootschaliger uitvoering van maatregelen, wanneer er meer variatie binnen het terrein is, populaties groter zijn en meer verspreid zijn over het terrein. Soorten waarvoor dit niet geldt, zijn ook binnen grotere terreinen kwetsbaar bij grootschaliger uitvoering van maatregelen. Een kleinschaliger uitvoering zorgt voor veel soorten voor een meer geschikte leefomgeving. De oudere, grootschalige plagplekken op de Kampina zijn nog steeds erg homogeen, wanneer die vergeleken worden met

de plagplekken in visgraatmodel op de Strabrechtse heide. Ook het beheer van akkers in de heide biedt geschikte terreincondities voor soorten.

In het verleden bestond het heidebeheer in Nederland niet uit een specifieke maatregel. Er werd geplagd, gemaaid, begraasd, gebrand, geakkerd en niks gedaan. Deze combinatie van verschillende activiteiten zorgde voor een bijzondere en rijke biodiversiteit. In een gebied als de Strabrechtse heide worden deze historische activiteiten door elkaar heen gecombineerd wat voor een groot aantal soorten positief uitpakt. Voordeel van het toepassen van verschillende maatregelen is dat er veel variatie ontstaat en dat geen van de maatregelen over de gehele oppervlakte van het terrein wordt toegepast. In veel terreinen heeft (intensieve) begrazing geleid tot de achteruitgang of zelfs het geheel verdwijnen van Adders en Levendbarende hagedissen. Als er echter in slechts een deel van het terrein wordt begraasd dan is deze negatieve invloed veel minder.

Plaggen is een maatregel met een enorme impact: de gehele toplaag van de bodem, de vegetatie en alles wat daarin leeft wordt verwijderd en de locatie wordt voor een bepaalde periode totaal ongeschikt voor de meeste soorten. Het kleinschalig uitvoeren van plagwerkzaamheden heeft op een aantal locaties een duidelijke positieve invloed. Op de Strabrechtse heide wordt geplagd volgens een visgraatmodel waarbij de "graten" smal zijn en haaks op de gradiënt liggen. Deze plagstroken worden vrij ondiep geplagd (net onder de wortelzone) en na het plaggen bekalkt. Doordat de plagstroken smal zijn is er veel rand waardoor kolonisatie vanuit de onbehandelde situatie mogelijk is. De bekalking en de resterende organische bodem zorgen voor een minder verstoorde balans van mineralen en nutriënten. In een aantal terreinen wordt gebrand. Hoewel hierbij niet de gehele vegetatie wordt verwijderd, kan brand zeer negatief zijn voor ondiep overwinterende dieren zoals rupsen van vlinders en reptielen. Kleinschalig branden is echter, zeker in combinatie met andere maatregelen, een goede maatregel voor het realiseren van structuurvariatie binnen de heide.

Hoewel dit geen nieuwe inzichten zijn, komt uit de terreinbezoeken en gesprekken duidelijk naar voren dat het nodig is het belang van variatie en kleinschaligheid te blijven benadrukken. Vanwege de neiging tot zogenaamde efficiency in het terreinbeheer en de realiteit van te korte projectduur is de druk groot om maatregelen toch op grote schaal en in korte tijd uit te voeren.

5.8.6 Hypothese 6: Knelpunt successie

Na plaggen van heide of opschonen van vennen of natte laagten kunnen pioniersoorten zich snel vestigen. Soorten die nog in de zaadbank aanwezig zijn en soorten die gemakkelijk verspreiden, kunnen na de uitvoering van herstelmaatregelen snel profiteren. In de Bergvennen en het Brecklenkampseveld zijn verschillende pioniersoorten die opkwamen na het opschonen intussen weer afgenomen of verdwenen.

Op een aantal bezochte plaglocaties bleek dat hier zelfs na een periode van 15 jaar nog steeds sprake is van een eenvormige vegetatie die voornamelijk bestaat uit Struikhei en Dophei en nauwelijks gras en andere kruidachtige planten. Daarnaast was er veel open bodem en slechts een zeer dun strooisellaagje aanwezig. Tijdens het terreinbezoek aan de Kampina werden verschillende plaglocaties bezocht. Op verzuurde plagplekken stopt de successie: Klokjesgentianen hebben zich amper gevestigd en van

heideontwikkeling en polvorming is ook geen sprake. Hierdoor vestigen knoopmieren zich hier niet en uiteindelijk blijft ook het Gentiaanblauwtje afwezig. Voor met name veel fauna van latere successiestadia is op dergelijke plagplekken nauwelijks geschikt leefgebied aanwezig vanwege het ontbreken van prooien en beschutting (belangrijk i.v.m. thermoregulatie en om te schuilen). Het is maar zeer de vraag of het plaggen van verzuurde locaties zonder dat ook mineralen en nutriënten worden aangevuld op langere termijn geschikt worden voor soorten van latere successiestadia. Op de Strabrechtse heide zijn recente plagstroken (visgraatmodel) na plaggen bekalkt. Hier is met name op de smalle plagstroken haaks op de 'wervelkolom' van de visgraat (op de nat-droog gradiënt) al een prachtige ontwikkeling zichtbaar. De langere termijn zal moeten uitwijzen of zich hier inderdaad soorten van latere successiestadia gaan vestigen, maar bloeiende Klokjesgentianen met daarop de eitjes van het Gentiaanblauwtje zijn daar al waargenomen.

Ook in de heide van de Bergvennen werd geconstateerd dat de vegetatie zich na plaggen matig herstelde, waarbij de aanwezige heideplantjes van slechte kwaliteit waren met weinig vitale loten. Tijdens de terreinbezoeken kwam het Heideblauwtje aan bod als duidelijk voorbeeld van een soort die gevoelig is voor een slechte plantkwaliteit. De rupsen kunnen waarschijnlijk alleen goed ontwikkelen op Dophei en Struikhei, wanneer de planten vitale loten hebben. OBN-onderzoek in droge heidesystemen heeft laten zien dat P-gebrek in heide kan leiden tot een slechte kwaliteit van waardplanten voor herbivoren wat kan doorwerken op predatoren (Vogels et al. 2011). Vermoedelijk speelt dit in mindere mate voor natte systemen, maar ook in de vochtige heide is het goed mogelijk dat een slechte plantkwaliteit van invloed is op herbivoren.

Aan de andere kant van het spectrum zitten juist de plaglocaties die te snel dichtgroeien met vooral grassen, waardoor het pioniersstadium snel verdwijnt. Hier is ook geen ruimte voor soorten van latere successiestadia. Als gevolg van een verhoogde stikstofdepositie, vaak in combinatie met verdroging, verloopt de successie en vergrassing versneld, waardoor kenmerkende soorten van oudere successiestadia niet profiteren van plagwerkzaamheden. De successie gaat op deze delen een andere richting op dan voor de gewenste soorten van latere stadia noodzakelijk is (andere terreincondities).

6 Synthese

Resultaten van gesprekken, trendanalyses en terreinbezoeken

Tijdens de twee fasen van dit onderzoek bleek opnieuw dat kennis van habitateisen of knelpunten voor veel soorten nog erg beperkt is, of nog te abstract is voor vertaling naar toepasbare maatregelen. Het blijkt bij veel soorten nog steeds erg lastig om toe- of afname of stabiliteit van populaties te koppelen aan oorzaken, terreincondities en maatregelen. Ondanks dat de kennis rond verschillende soortgroepen, zoals vogels, dagvlinders en libellen de laatste jaren sterk is toegenomen, blijft het voor de meeste soorten gissen naar de oorzaken van achteruitgang. Voor het overgrote deel van de soorten ontbreekt het aan onderzoek dat gericht is op het vaststellen van knelpunten.

Het groeperen van soorten op basis van hun eigenschappen en respons op (veranderingen in) terreincondities of maatregelen blijkt lastig. Op basis van de uitgevoerde trendanalyses (Hoofdstuk 4) of de trends van soorten per bezocht terrein (Hoofdstuk 5) kunnen weliswaar groepen van soorten worden onderscheiden die vooruit gaan, stabiel zijn, of achteruit gaan, maar dit blijkt nog onvoldoende om een duidelijk zicht op relaties tussen het voorkomen van soorten en terreincondities te krijgen. De combinatie van a) onvolledige trendgegevens op terreinniveau en b) kennisgebrek over de ecologie van afzonderlijke soorten maakt het moeilijk om de oorzakelijkheid tussen veranderingen in terreincondities en in soorten aan te tonen.

In meer algemene zin kunnen aspecten van het terreinbeheer echter wel positief of negatief geduid worden en daarbij kunnen soorten genoemd worden waarvan voorkomen en ecologie beter bekend zijn. Hierover bestaat onder de bij dit onderzoek betrokken terreinbeheerders en soortgroepdeskundigen ook een grote mate van overeenstemming. Wel blijft een aantal aspecten en sleutelfactoren nog moeilijk concreet te maken, hypothetisch, of een discussiepunt. Discussiepunten zijn met name (her)introductie van soorten en het opbrengen van maaisel of plagsel vanuit andere gebieden om diasporen van planten over te brengen en in het geval van plagsel ook sleutelsoorten van schimmels, bacteriën en bodemfauna over te brengen. Verder zijn verschillende (aspecten van) maatregelen nog onvoldoende bekend bij de uitvoerders van het terreinbeheer, of worden deze nauwelijks in praktijk gebracht.

Uit zowel de gevoerde gesprekken, als de terreinbezoeken en nadere analyse van de trendgegevens ten behoeve van de toetsing van de zes geformuleerde hypothesen komen wel enkele patronen naar voren in de trends en respons van soorten en groepen van soorten. De toetsing van deze hypothesen (Hoofdstukken 4 en 5) bieden op zichzelf geen vernieuwende inzichten, maar wel bevestiging van reeds lang bestaande ideeën (bijv. over de betekenis van gebiedsgrootte en gradiënten) en bevestiging dat relatief recent geformuleerde hypothesen over knelpunten (bijv. rol van verstoorde mineralenbalans of gifstoffen in de voedselketen) plausibel lijken en een verdere toetsing en/of vertaling naar de beheerspraktijk behoeven. In de hierna volgende paragrafen worden de knelpunten, waarover de zes

hypotheseën zijn geformuleerd, in bredere zin en onderlinge relaties besproken, zoals dit naar voren kwam bij de toetsing van de trendgegevens en tijdens de gevoerde gesprekken en de terreinbezoeken.

Uit dit project komt ook naar voren dat het toepassen van algemene kennis in de concrete beheerspraktijk nog lang niet altijd plaatsvindt. Dit is soms te wijten aan gebrekkige doorstroming van kennis in de terreinbeherende organisatie en ongelukken bij de uitvoering van het beheer (bijv. ondeskundigheid, onzorgvuldigheid en miscommunicatie tussen terreinbeheerder en aannemer), soms aan de weerbarstige praktijk van projectuitvoering (bijv. het in te korte tijd moeten besteden van budgetten), soms aan keuzes in het beleid om geen prioriteit te geven aan de meest effectieve oplossing voor het herstel van systemen (bijv. niet toewijzen van voldoende bufferzone of hydrologisch herstel waarmee veel winst is te behalen).

Het idee achter de opzet van dit onderzoeksproject is dat we in natuurgebieden waar bedreigde soorten het nog goed doen kunnen leren hoe gewenste condities gerealiseerd kunnen worden. Als we de ontwikkelingen en omstandigheden van deze 'goede gebieden' spiegelen aan gebieden waar deze soorten achteruitgaan of verdwenen zijn, kan deze nuttige kennis van knelpunten en maatregelen inzichtelijk worden gemaakt. Bij de selectie van de gebieden is uitgegaan van berekende en deels bevestigde trends van bedreigde soorten. Deze trends bleken bij nadere bespreking echter lang niet altijd goed bekend bij de terreinbeheerders of lokale deskundigen. Voor veel soorten ontbreken goede tellingen, waardoor de trend slechts een indruk is. Aan de andere kant liggen transecten soms langs paden, die wellicht niet weerspiegelen wat buiten de paden –dus het grootste deel van een gebied– gebeurt. Monitoring blijft zeker een aandachtspunt, waarbij wel de vraag beantwoord moet worden welke soorten of soortgroepen gemonitord moeten worden en op welke locaties binnen terreinen om voldoende vinger aan de pols te houden. Ook dient in de beheerspraktijk meer terugkoppeling te zijn tussen de gestelde doelen in het gebied, de keuze en bijstelling van maatregelen en de ontwikkelingen van soorten. Daarbij zijn uiteraard inzichten in oorzakelijke verbanden tussen de ontwikkelingen van soorten en terreincondities en maatregelen noodzakelijk.

De ontwikkeling van een herstelstrategie voor een gebied dient altijd te beginnen met een goede analyse van het functioneren van het systeem en de aantastingen ervan. De vraag moet gesteld én beantwoord worden welke maatregelen welk probleem oplossen. Er zijn de laatste jaren verschillende concepten en methoden ontwikkeld om daarbij een logisch handvat te bieden, zoals het PROMME-concept (Van Duinen et al. 2011b) en de landschapsecologische systeemanalyse (LESA; Van der Molen et al. 2011, Baaijens et al. 2011).

Gebiedsgrootte zegt niet alles (Hypothese 1)

Voor meerdere van de onderzochte bedreigde soorten was er sprake van een significant positievere trend bij een grotere oppervlakte leefgebied of bij het voorkomen in een groter natuurgebied. Een onevenredig groot deel van deze soorten behoort tot de fauna. Voor vaatplanten werd slechts voor drie soorten een grootte-effect gevonden. Dit is niet onverwacht aangezien bekend is dat planten meestal een kleinere oppervlakte nodig hebben voor een duurzame populatie en bovendien een zeer lange responstijd kunnen hebben na verlies van habitatkwaliteit, al kan het effect decennia later alsnog duidelijk worden (Helm et al., 2006; Krauss et al., 2010). Kleinere gebieden kunnen kwetsbaarder zijn voor verslechtering van de habitatkwaliteit. Met name voor

kleine terreinen en voor soorten met een beperkte dispersiecapaciteit is natuurontwikkeling tegen aangrenzende natuurgebieden positief (Wallis de Vries & Ens, 2010).

Bij een kleiner aantal soorten werd juist een negatievere trend gevonden in grotere gebieden. Voor deze soorten is habitatkwaliteit waarschijnlijk van groter belang dan gebiedsgrootte en is het mogelijk dat de habitatkwaliteit juist in grotere (heide)gebieden minder goed is dan in kleinere gebieden. Dit kan deels te maken hebben met de uitvoering van grootschalige beheermaatregelen. Het is goed denkbaar dat juist pioniersoorten zoals Kleine zonnedauw, Moeraswolfsklauw, Witte en Bruine snavelbies hebben geprofiteerd van het grootschalige plaggen in grotere heideterreinen in de jaren '80 en begin jaren '90, waarna het voorkomen van deze soorten in de periode 2000-2010 is afgenomen. Daarnaast zijn er soorten die afhankelijk zijn van kleinschaliger gradiëntmilieus (Veenbesparelmoervlinder, Zacht veenmos, Draadzegge, Waterdrieblad), of kwetsbaar zijn voor grootschalig plaggen. Verder bleek dat soorten van natte schraallanden of pioniersoorten van het Dwergbiezen-verbond (Nano-Cyperion) weinig (meer) vertegenwoordigd zijn in de grotere natuurgebieden op de Hogere zandgronden.

De achteruitgang of het verdwijnen van soorten kan zowel aan achteruitgang van habitatkwaliteit, als aan demografische factoren worden gerelateerd. De afname van verschillende soorten wordt geweten aan klimaatverandering of problemen in de overwinteringsgebieden. Het feit dat deze soorten desondanks toch in sommige terreinen wel een positieve ontwikkeling laten zien, geeft aan dat dit niet het hele verhaal is en bij geschikte terreincondities of juist beheer wel degelijk een positieve ontwikkeling mogelijk is. De in tegenstelling tot andere terreinen positieve ontwikkeling in het Fochteloërveen van de populatie Paapjes is hiervan een voorbeeld. Verder nemen diverse soorten eveneens af in de grotere terreinen, of zijn ze daar reeds verdwenen. Om de huidige soortendiversiteit te behouden, of geschikte habitats te ontwikkelen, zodat soorten zich in principe kunnen vestigen, is een grotere omvang van een gebied op zichzelf dus niet toereikend. In en vooral rondom grote gebieden moet gewerkt worden aan het herstel van gradiënten. Voor de hoogveenrestanten wordt ook in de evaluatie van het herstelbeheer door de terreinbeheerders bepleit nadrukkelijker dan tot op heden visies te ontwikkelen voor de bufferzones rondom de gebieden (Natuurmonumenten et al. 2011).

Het heidelandschap omvat vanouds niet alleen de heide, maar aan de ene kant ook stuifzanden en aan de andere kant akkers, graslanden en beekdalen. Voor de grotere heideterreinen, zoals de Kampina en Strabrechtse heide, geldt dat het behoud en herstel van de overgangen naar beekdalen noodzakelijk is om soorten te behouden die gebruik maken van de combinatie van heide en beekdal.

De terreincondities in kleine gebieden kunnen door hun ligging naast bijvoorbeeld dekzandruggen en de aanwezigheid van voeding met grondwater zeldzaam geworden terreincondities (gradiënten) herbergen. Hierdoor hebben populaties van bedreigde soorten hier soms langer stand kunnen houden dan in grote gebieden die dergelijke bijzondere condities niet meer kennen. Het hydrologisch herstel kan in zulke situaties soms relatief eenvoudig bereikt worden. Om goed inzicht te krijgen in de sturende processen achter de terreincondities -die bepalend zijn voor het kunnen voorkomen van bedreigde soorten- is een landschapsecologische systeemanalyse (Van der Molen et al. 2011) onmisbaar.

Ook het herkennen en gericht beheren van een enkele plek die afwijkend is van de omgeving kan veel bijdragen aan het behoud van een populatie van een bedreigde soort. Omdat soorten in zulke situaties vaak niet kenmerkend zijn voor de habitattypen waar het beheer in gebieden in hoofdzaak op gericht is, wordt achteruitgang niet altijd zwaar gewogen en soms onvermijdelijk geacht. Deze benadering kan ten koste gaan van toch al schaarse soorten van bijvoorbeeld heischrale milieus.

Knelpunten verdroging en mineralenbalans oplossen (Hypothesen 2 en 3)

In het natte zandlandschap ligt het voor de hand dat bedreigde soorten kwetsbaar zijn voor verdroging. De meeste van de in de tweede fase van dit onderzoek betrokken soorten (108 van de 129) werden beoordeeld als afhankelijk van vochtige tot natte omstandigheden. Deze verdrogingsgevoelige soorten vertoonden over het geheel genomen een gunstiger trend met minder achteruitgang dan de overige 21 soorten. Hieruit blijkt het positieve effect van de doorgevoerde vernatting in de afgelopen decennia. Dit kwam ook naar voren uit de vergelijking van trends van soorten in gebieden waar in EGM-kader wel of geen hydrologische maatregelen waren uitgevoerd (Jansen et al., 2010).

Veel van de natuurgebieden zijn niet van het ene op het andere jaar verdroogd geraakt. Vaak was dit het gevolg van tientallen jaren greppels en sloten aanleggen en drainage van de omgeving. Soorten die van nature voorkomen in randen van hoogvenen of overgangen van droge naar natte heide hebben zich geleidelijk naar de kern van het hoogveenrestant of heideterrein kunnen verplaatsen. Soorten van echt natte situaties vonden als gevolg van verdroging alleen nog geschikte omstandigheden in de terreindelen die het minst zijn beïnvloed door verdroging. Dit kan bijvoorbeeld ook spelen op de Kampina, waar het voorkomen van *Gentiaanblauwtje* in de loop van jaren vrijwel beperkt is geraakt tot het zuidwestelijk deel van de heide. In dergelijke situaties zijn populaties extra kwetsbaar voor extreem droge of natte jaren. Het werken aan meer mogelijkheden voor risicospreiding kan hier sterk bijdragen aan het behoud en herstel van soorten.

Door grondwater beïnvloede delen van (hoog)veenlandschappen zijn vrijwel verdwenen. Hydrologisch herstel van de hoogvenen door het beter en op hoger of stabiel peil vasthouden van regenwater is positief voor veel soorten van de hoogveenkern, zoals diverse veenmossoorten, Kleine veenbes en Lavendelhei (zie ook Natuurmonumenten et al. 2011). De soorten van overgangen of randen van hoogvenen laten in de meeste hoogveenrestanten echter geen herstel zien. Veel soorten die van nature langs randen van hoogvenen voorkomen hebben zich in de loop der jaren verplaatst naar de kern van de gebieden als gevolg van verdroging. Bij geleidelijke vernatting zullen deze soorten naar verwachting weer meebewegen richting de randen van het hoogveensysteem. In veel gevallen zijn echter de randen nog niet hersteld en vaak zelfs niet meer aanwezig omdat deze randen in de huidige situatie in landbouwkundig gebruik zijn.

Hydrologisch herstel is binnen het natte zandlandschap een regelmatig uitgevoerde herstelmaatregel en vormt de basis voor een succesvol herstel op landschapsschaal. Het verleden heeft echter wel laten zien dat bij grootschalig uitgevoerde herstelmaatregelen binnen een terrein soorten in de knel kunnen komen. Vernatting is een zware ingreep, met name als de uitgangssituatie sterk verdroogd is. Niet alleen de directe gevolgen van vernatting kunnen problematisch zijn voor soorten (verdrinking), maar ook de indirecte gevolgen

kunnen groot zijn (veranderingen in waterregime en bodemchemie). Hydrologische herstelmaatregelen kunnen noodzakelijk zijn om over grotere oppervlakte geschikte terreincondities te herstellen, maar de populaties van (bedreigde) soorten die tot een enkele plek in een terrein zijn teruggedrongen, zijn wel erg gevoelig voor de veranderingen in hydrologische omstandigheden.

Uit productie genomen landbouwpercelen die in of aangrenzend aan natuurgebieden zijn gelegen, verruigen of vergrassen snel, zodat hier geen groot bloemenaanbod beschikbaar is. Het bloemenaanbod in de randen van deze landbouwenclaves was vroeger groter dan nu. Op de Strabrechtse heide wordt een groter bloemenaanbod gecreëerd door een uitgekiend beheer van akkers binnen het heidelandschap met perioden van braakligging (Vogels & Smits 2009, Siepel et al. 2009). De aanwezigheid van door de mens verrijkte, maar wel extensief gebruikte akkers zorgt voor een voedselrijkere, dynamischer en bloemrijkere component binnen het heidelandschap en geeft een belangrijke impuls aan de overleving van bedreigde soorten (Vogels et al. 2011 en 2013). Behalve het gebruik als akkers, kon ook via bevoeiing de productiviteit van percelen worden verhoogd (Baaijens et al. 2011 en 2012). Op lokale schaal lijkt het herstel van de mineralenbalans en/of zuurbuffering van de heide door het toedienen van bijvoorbeeld steenmeel een goede oplossing te bieden, maar deze maatregel vergt nog wel begeleidend onderzoek.

Gradiënten en schaal zijn sleutelbegrippen (Hypothesen 4 en 5)

Tijdens vrijwel alle terreinbezoeken kwamen gradiënten of mozaïeken op wisselende schaalniveaus ter sprake. De betekenis van gradiënten in vocht, voedsel- en mineralenrijkdom en zuurbuffering komt ook steeds naar voren als een relevant aspect in gebiedsgrootte, populatiedynamiek, hydrologie en aanbod van nectarbronnen. Na indeling op basis van expert judgement en literatuur van de 129 bedreigde soorten als gradiëntafhankelijke of onafhankelijke soort bleek dat de gradiëntafhankelijke soorten binnen de Hoge zandgronden significant zeldzamer zijn dan de overige soorten. Hieruit kan geconcludeerd worden dat gradiënten op landschapsschaal inderdaad zeldzaam zijn.

Op landschapsschaal gaat het in het natte zandlandschap om gradiënten in het heidelandschap die tot in het beekdal lopen (of aan de andere extreme kant van de gradiënt tot in een stuifzand) en gradiënten die van hoogveenkern naar de meer gebufferde, mineralenrijkere omgeving lopen. Ook op kleinere schaal is heterogeniteit van belang, zoals variatie in buffering in relatie tot voedselkwaliteit van heidestruiken binnen de heide en gradiënten in hoogte en vochtigheid of droogval in vennen.

Aan de ontwikkeling van gradiënten in hoogveenlandschappen wordt gewerkt, onder meer rondom het Fochteloërveen en het Bargerveen. Deze inrichting kan puur vanuit het oogpunt van hydrologische ondersteuning van het hoogveenherstel en het herstel van bovenveengraslanden worden ingevuld. Potentieel kunnen de bufferzones ook een belangrijke rol vervullen voor soorten die door de succesvolle hoogveenontwikkeling niet meer in de hoogveenkern kunnen leven, maar dit vergt wel een andere invulling dan uitsluitend zo nat mogelijk houden van de bufferzones.

Ook in het heidelandschap is het behoud en herstel van gradiënten en mozaïeken in vegetatiestructuur en bodem- en plantenkwaliteit een voorwaarde voor het herstel van de kenmerkende soorten. Herstelbeheer is sterk gericht op verschraling, om de gevolgen van de hoge stikstofdepositie zoveel mogelijk teniet te doen. Dit beheer draagt wel bij aan het afvoeren van

nutriënten, maar herstelt de mineralenbalans niet, die onder invloed van verzuring en vermist is verstoord. Vermoedelijk vormt de onbalans van mineralen (gebrek en overmaat) via de voedselketen een groot knelpunt voor insectenetende vogelsoorten van de heide en is het –naast habitatvernietiging– wellicht de belangrijkste oorzaak voor het verdwijnen van bijvoorbeeld Korhoen, Wulp, Wintertaling en diverse “weidevogels” uit het heide- en hoogveenlandschap.

Plaggen is een maatregel met een enorme impact, de gehele vegetatie en alles wat daarin leeft wordt verwijderd en de locatie wordt voor een bepaalde periode totaal ongeschikt voor de meeste soorten. Het kleinschalig uitvoeren van plagwerkzaamheden heeft op een aantal locaties een duidelijke positieve invloed. Ook begrazing heeft een grote impact op soorten (Wallis de Vries et al. 2013). Het variëren van graasdruk door te werken met inrasteren van vee (drukbegrazing) en uitrasteren van delen van het terrein (bescherming kwetsbare vegetatie in cruciale periode) kan veel winst opleveren.

Hoewel dit geen nieuwe inzichten zijn, komt uit de terreinbezoeken en gesprekken duidelijk naar voren dat het nodig is het belang van variatie en kleinschaligheid te blijven benadrukken. Vanwege de neiging tot zogenaamde ‘efficiency’ in het terreinbeheer en de realiteit van te korte projectduur is de druk groot om een maatregel toch op grote schaal en in korte tijd uit te voeren. Voordeel van het binnen een terrein toepassen van verschillende maatregelen is dat er veel variatie kan ontstaan en dat geen van de maatregelen over de gehele oppervlakte van het terrein wordt toegepast. Als er in slechts een deel van het terrein wordt begraasd en op kleine schaal wordt geplagd dan is de negatieve invloed van deze maatregelen op gevoelige soorten veel minder en kan een balans worden gevonden tussen de positieve en negatieve effecten van de maatregelen. Een kleinschalige (in tijd en ruimte gefaseerde) uitvoering van maatregelen kan positieve effecten hebben op het voorkomen van soorten, omdat soorten kleinschalige variatie nodig hebben en het voortbestaan van populaties van soorten niet in gevaar komt, wanneer slechts in een beperkt deel van het leefgebied maatregelen worden uitgevoerd.

Wordt successiestadium bereikt? (Hypothese 6)

Na uitvoering van ingrijpende maatregelen als plaggen en het opschonen van vennen zijn pionierssoorten de eerste die terugkeren. Herstelmaatregelen zijn effectiever voor pionierssoorten dan voor soorten uit latere successiestadia. Pionierssoorten van terrestrische milieus en soorten van vennen (vaak ook snel koloniserende soorten) laten de minste achteruitgang zien en soorten van milieus uit de latere successiestadia als bos, hoogveen en natte heide vertonen de grootste achteruitgang. Voor soorten van latere successiestadia zijn eventuele effecten pas op langere termijn te verwachten. Dergelijke effecten zijn dus in elk geval moeilijker aantoonbaar vanwege de vertraging, maar het is daarnaast ook de vraag of de successie na uitvoering wel de juiste habitatkwaliteit voor vestiging oplevert vanwege bijvoorbeeld verdroging, stikstofdepositie, de erfenis van decennialange verzuring (uitloging) van de bodem, of de effecten van toxische stoffen in de voedselketen.

Handvatten voor omgaan met bedreigde soorten in het terreinbeheer

Al geruime tijd wordt een spanningsveld ervaren tussen soortgericht en systeemgericht beheer. Wanneer de kennis over de soorten goed wordt gebruikt, dan kan deze tegenstelling worden omgezet in onderlinge versterking: gezonde aandacht voor bedreigde soorten komt de kwaliteit van het systeembeheer ten goede. Hieronder staan zeven richtlijnen voor een goede omgang met bijzondere soorten in het terreinbeheer.

1) **Weet wat er zit:**

Welke bedreigde soorten komen in je terrein voor? Wat zijn de belangrijkste veranderingen in hun voorkomen? Zijn er belangrijke soorten in recente tijd verdwenen?

2) **Selecteer prioritaire soorten** op basis van mate van bedreiging (of beleidsstatus) en ecologische relaties:

a. *Bedreiging en status in beleid*: Natura 2000, 'typische soorten' van de Habitattypen, Wettelijk beschermde soorten, (ernstig) bedreigde soorten van de Rode Lijst, icoonsoorten ('flagship species') als boegbeeld voor het beheer

b. *Ecologische relaties*:

- i. Sleutelsoorten: soorten met een sleutelfunctie voor het functioneren van ecosystemen, zoals veenmossen voor hoogveengroei en grote insecten vanwege hun rol in de voedselketen
- ii. Gidssoorten: soorten waarover veel kennis bestaat rond de ecologische randvoorwaarden voor een duurzaam voorkomen, zoals Blauwe knoop, Gentiaanblauwtje en Hoogveenglanslibel
- iii. Indicatorsoorten: soorten die een indicatie geven van bepaalde systeemkenmerken, zoals voedselrijkdom, basenverzadiging, grondwaterregime en habitatcondities op kleine of grote schaal (zie o.m. Bijlage 2)

3) Probeer **knelpunten in habitatkwaliteit** (terreincondities op standplaatsniveau of ruimtelijke configuratie) af te leiden uit:

- i. Kennis over eigenschappen van soorten en de 'match' of 'mismatch' met kenmerken van het landschap
- ii. Voorkomen en trends voor de geselecteerde soorten

4) **Formuleer herstelmaatregelen vanuit de landschapecologische systeemanalyse** (LESA) voor het terrein en overweeg hoe om te gaan met potentieel conflicterende maatregelen: aangepaste uitvoering of fasering in tijd of ruimte

5) Geef aan welke vragen er na deze analyse overblijven en **vraag advies** aan bijvoorbeeld het betreffende OBN-deskundigenteam of zet kennislacunes bijvoorbeeld op de OBN-onderzoeksagenda

6) Stel een **monitoringplan** op voor de geselecteerde soorten en relevante terreincondities en laat de resultaten uit de monitoring terugkomen bij de evaluatie van het beheer, zodat geleerd en bijgestuurd kan worden aan de hand van de ontwikkelingen

7) Gebruik de bijzondere soorten in de **communicatie** binnen en buiten de organisatie

7 Conclusies en aanbevelingen

7.1 Conclusies

- Grote natuurgebieden herbergen lang niet alle kenmerkende soorten. Vooral plantensoorten, maar soms ook diersoorten (inclusief groepen waarvoor geen rode lijst bestaat), kunnen juist veel in kleinere gebieden aanwezig zijn, vanwege de bijzondere terreincondities die daar aanwezig zijn, dankzij hun positie in het landschap (bijv. uittreden van kwel of oppervlakkige toestroming van water).
- Gradiënten op landschapsschaal zijn vaak afgekapt rond de voedselarme kernen (hoogveen, heide) waar nu de resterende natuurgebieden gelegen zijn. Randzones van hoogvenen en overgangen van heide naar beekdalen zijn meestal verdwenen of sterk aangetast. Het herstel van veel van de bedreigde soorten van het natte zandlandschap is afhankelijk van het herstel van deze overgangen.
- Bij uitbreiding van de voedselarme kernen in heide- en hoogveengebieden dreigen soorten van gradiënten (overgangsvenen, overgangen van heide naar beekdal) het gebied uit gedreven te worden en dus tussen de voedselarme kern en intensief landgebruik in de omgeving te verdwijnen.
- Afname van voedselkwaliteit door verzuring, overmaat aan stikstof en afname van grondwaterinvloed of basenverzadiging speelt vermoedelijk een sleutelrol in het verdwijnen van diverse vogels (Korhoen, Wulp en andere 'weidevogels' die voorheen thuishoorden in de heide), insecten (bijv. Gentiaanblauwtje, Veenbesparelmoervlinder), planten (heischrale soorten, soorten van mesotrofe vennen als Wateraardbei en Waterdrieblad).
- Voor bloembezoekende insecten (vlinders, bijen, zweefvliegen) is de afname in nectaraanbod in voorjaar en voorzomer een belangrijk knelpunt.
- Uniformiteit in beheer zorgt vaak ook voor afvlakking van variatie in het gebied. Het toepassen van verschillende maatregelen in verschillende delen van een terrein heeft als groot voordeel dat er veel variatie kan ontstaan en dat geen van de maatregelen over de gehele oppervlakte van het terrein wordt toegepast.
- De waarde van Wilgenstruwelen en ruige vegetatie met Pijpenstrootje, Pitrus, of Hennegrass voor de fauna wordt te weinig erkend, dan wel te weinig vertaald naar beheer.

7.2 Aanbevelingen voor beheer

- Het uitvoeren van een landschapsecologische systeemanalyse (LESA) is ook voor herstel van bedreigde soorten van groot belang. Een goede analyse van het hydrologische systeem geeft inzicht in beperkingen en potenties in het terrein en het omringende landschap voor een duurzaam behoud of ontwikkeling van terreincondities en gradiënten en de daarvan afhankelijke soorten.

- Weet wat voor soorten waar in je gebied zitten wanneer maatregelen worden uitgevoerd. Ontwikkel een weloverwogen herstelstrategie die gebaseerd is op inzicht in het functioneren van het ecosysteem en het voorkomen en de habitateisen van (kenmerkende) soorten en voer een goed opgezet monitoringplan uit, met regelmatige terugkoppeling naar de uitvoering van het beheer.
- Hydrologisch herstel werkt, maar faseer maatregelen zoveel mogelijk in ruimte en tijd voor soorten van latere successiestadia.
- Variatie in het beheer is belangrijk. Probeer in te spelen op aanwezige potenties met kennis van het verleden (bijv. akkertjes op Strabrechtse heide, of ontwikkeling van een gradiëntrijke overgang van bos naar heide op Dwingelerveld). Denk daarbij ondermeer aan:
 - Behoud van plekken met wilgenstruweel voor bloembezoekende insecten in het voorjaar (en voor grote weerschijnvlinder in bosranden).
 - Probeer nectaraanbod te vergroten door natte bermen met kale jonker te ontwikkelen langs paden (open maken en maaisel uitrijden).
 - Zorg bij begrazing dat er ook ruige vegetatie aanwezig blijft.
 - Enclaves ontwikkelen gericht op structuurvariatie en beschikbaarheid van mineralen, zodat het een aanvulling oplevert voor het terrein waarbinnen de enclave ligt.
- Op grotere schaal (regio) moet er afstemming zijn tussen de verschillende terreinbeheerders over het te voeren beheer en de dynamiek die dat met zich meebrengt. Binnen een regio zou heideherstel niet tegelijkertijd in alle terreinen van verschillende beheerders moeten plaatsvinden.
- Zorg bij natuurontwikkeling voor het inbrengen van soorten (incl. bodemfauna en schimmels) met maaisel of met plaggen en overweeg voor de fauna of herintroductie kansrijk en nodig is.
- In aanbestedingsprocedures dient niet alleen gekeken te worden naar wat praktisch of goedkoper is. In het opstellen van de bestekken wordt onvoldoende rekening gehouden met aspecten in uitvoering die veel winst voor soorten kunnen opleveren. Essentieel is dat er na inrichting ook geld is voor beheer.
- Het behoud van bedreigde soorten is niet alleen een kwestie van ecologie en beheer, maar ook van personen en organisatie. Kwetsbare soorten vragen om een zekere persoonlijke betrokkenheid, goede communicatie tussen de bij de uitvoering van het beheer betrokken personen en vasthoudendheid om erop toe te zien dat in de uitvoering ook plaatsvindt met gevoel voor soorten en hun eisen.

7.3 Aanbevelingen voor beleid

- Geef ruimte aan de ontwikkeling van gradiënten en bufferzones. Strategisch gelegen landbouwpercelen die een sterke belemmering vormen voor natuurherstel zouden een natuurbestemming of een aangepaste vorm van landbouw (op natte bodem, extensief, kleinschalig) moeten krijgen. Hierdoor wordt hydrologisch herstel mogelijk, waardoor een duurzamer, robuuster ecosysteem ontstaat.
- Natuurontwikkeling aangrenzend aan bestaande natuurterreinen is gunstig voor populaties van bedreigde soorten met een beperkte dispersiecapaciteit.
- Een te rigide toepassing van regelgeving belemmert nog te vaak de uitvoering van natuurherstel. Een constructieve toepassing van bijvoorbeeld de Boswet voorkomt dat het verwijderen van aangeplant bos ten gunste van herstel van vennen, hoogveen of natte heide wordt

verhinderd. Een constructieve samenwerking tussen beleid en beheer levert veel kansen op voor natuurherstel.

- De besteding van budgetten en dus uitvoering van maatregelen dient te vaak binnen een te korte tijdsperiode plaats te vinden. Het gunnen van ruimere tijd en continuïteit bij de financiering van natuurherstel levert een effectiever natuurbelief op.

7.4 Aanbevelingen voor onderzoek

- In dit onderzoek zijn diverse kennisleemtes gesignaleerd. De invulling ervan kan naar verwachting veel bijdragen aan effectieve herstelmaatregelen, waarmee knelpunten voor het herstel van ecosystemen en de daarin thuishorende bedreigde soorten kunnen worden opgelost. Er is onderzoek nodig naar:
 - Na een goede ontwikkeling van een pionierfase vindt de ontwikkeling van latere successiestadia niet zoals gewenst plaats. Welke knelpunten treden op en hoe zijn deze op te lossen?
 - Verstoring van de voedselketen en voedselkwaliteit door overmaat aan stikstof en/of afname van buffering (verzuring, uitloging bodem); om welke mineralen gaat het? Spelen ook gifstoffen (bijv. dioxines in bodemfauna) een sleutelrol in de achteruitgang van soorten?
 - Herstel van gradiënten, met name op de overgang van heidegebieden naar beekdalen en randen van hoogvenen. Welke ecologische functies kunnen gerealiseerd worden in bufferzones en wat is mogelijk met aangepaste vormen van landbouw?
 - Heterogeniteit in de vorm van gradiënten en mozaïeken is essentieel voor het herstel van de soortendiversiteit, maar aan welke specificaties moet het voldoen om nuttig te zijn voor bedreigde soorten?
 - Welke mitigerende maatregelen zijn mogelijk om effecten van N-depositie op te vangen?
 - Is herstel van oude maar verzuurde plagplekken mogelijk? Alsnog bekalken? Of beter mergel of steenmeel, wat ook andere mineralen bevat?
 - Wat is de effectiviteit van het inbrengen van plaggen bij natuurontwikkeling voor regeneratie van bodemgebonden fauna, incl. sleutelsoorten zoals mieren?
 - Welke vormen van natuurontwikkeling zijn mogelijk zonder ontgronding van voormalige landbouwpercelen? Met welk beheer kunnen deze percelen een positieve bijdrage geven aan aangrenzende of omringende ecosystemen?

Literatuur

- Arnolds, E.J.M. (2003). De stekelzwammen en pruikzwammen van Nederland en België. *Coolia* 46(3), supplement.
- Arnolds, E.J.M., Douwes, R. & I. Somhorst (2004). Mycologische avonturen in jonge sparrenbosjes op voormalige landbouwgrond. *Coolia* 47(2): 56-64.
- Baaijens G.J., E. Brinckmann, P. Dauvellier & P.C. van der Molen, 2011a. Stromend landschap. Vloeiweidenstelsels in Nederland. KNNV Uitgeverij, Zeist.
- Baaijens G.J., P. van der Molen & A. Grootjans, 2011b. Herstel van biodiversiteit en landschapsecologische relaties in het natte zandlandschap. Landschapsanalyse. Rapport nr. 2011/OBN147-1A-NZ. Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Baar, J. (1996). Ingrepen in strooisel- en humuslagen en ectomycorrhizaschimmels in grove dennen opstanden. *Coolia* 39: 89-97.
- Bink, F.A. (1967) Onderzoek naar het biotoop en de verspreiding van *Boloria sifanica* Grum-Grshmailo 1891, veenbesparelmoervlinder (Lep., Nymphalidae); enkele waarnemingen van *Vacciniina optilete* Knoch, (Lep., Lycaenidae) en *Coenonympha tullia* Müller, veenhooibeestje, (Lep., Satyridae), in Drente. Rapport RIVON, Leersum.
- Bink, F.A. (1992). Ecologische atlas van de dagvlinders van Noordwest-Europa. Schuyt & Co, Haarlem.
- Bobbink, R., M. Ashmore, S. Braun, W. Fluckiger, I.J.J. van den Wyngaert 2003. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. In: B. Achermann & R. Bobbink (eds.) Empirical critical loads for nitrogen. Environmental Documentation No. 164 Air, pp. 43-170. Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape SAEFL, Berne.
- Brouwer, E., Braat, M., Hoek, B. van, Noteboom, R., Oplaat, C., Peijper, R. de, Smits, M. & P. Klok (2009). Wad'n gezwam; de invloed van schelpenpaden op de paddenstoelendiversiteit van Terschelling. *Coolia* 52 (1) 7-17
- Dobben, H.F. van (2010). Lange termijn effecten van bekalking op bosvegetatie. Alterra rapport 2098.
- Duinen, G. van; Kleef, H. van; Wallis de Vries, M.; Burg, A. van den (2011a) Herstel van biodiversiteit en landschapsecologische relaties in het natte zandlandschap : Betekenis van milieugradiënten voor herstel van de fauna van het natte zandlandschap: eindrapport deel 4. Rapport nr. 2011/OBN147-4-NZ, Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Duinen, G. van, H. Tomassen, J. Limpens, F. Smolders, S. van der Schaaf, W. Verberk, D. Groenendijk, M. Wallis de Vries & J. Roelofs (2011b) Perspectieven voor hoogveenherstel in Nederland - Samenvatting onderzoek 1998-2010 en handleiding hoogveenherstel. Rapport OBN150-NZ. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw & Innovatie, Den Haag.
- Duinen G.A. van (2013) Rehabilitation of aquatic invertebrate communities in raised bog landscapes. Proefschrift Radboud Universiteit Nijmegen.
- Graaf, M. de; Verbeek, P.; Robat, S.; Bobbink, R.; Roelofs, J.; Goeij, S. de; Scherpenisse, M. (2004) Lange-termijn effecten van herstelbeheer in

- heide en heischrale graslanden. OBN-Rapport EC-LNV nr. 2004/288-O, Expertisecentrum LNV, Ede.
- Janssen, A.E. (1981). The vegetation and macrofungi of acid oakwoods in the North East Netherlands. Proefschrift Landbouw Universiteit Wageningen.
- Jansen A.J.M., R.M. Bekker, R. Bobbink, J.H. Bouwman, R. Loeb, G.A. van Duinen, M.F. Wallis de Vries (2010) De effectiviteit van de regeling Effectgerichte Maatregelen (EGM) voor Rode-Lijstsoorten. De tweede Rode Lijst met Groene Stip voor vaatplanten en enkele diergroepen in Nederland. Rapport nr. 2010/dk137-O. Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur & Voedselkwaliteit, Den Haag.
- Joy, J. & Pullin, A.S. (1997) The effects of flooding on the survival and behaviour of overwintering large heath butterfly *Coenonympha tullia* larvae. *Biological Conservation* 82(1), 61-66.
- Joy, J. & Pullin, A.S. (1999) Field studies on flooding and survival of overwintering Large Heath butterfly *Coenonympha tullia* larvae on Fenn's and Whixall Mosses in Shropshire and Wrexham, U.K. *Ecological Entomology* 24(4), 426-431.
- Ketelaar, R. (2001) De speerwaterjuffer in Nederland : verspreiding, ecologie en bescherming. Rapport VS2001.32, De Vlinderstichting, Wageningen.
- Keizer, P.J.K. (1990). The ecology of macromycetes in roadside verges planted with trees. Proefschrift Landbouw Universiteit Wageningen.
- Kleef H. van (2010) Identifying and crossing thresholds in managing moorland pool macroinvertebrates. Thesis Radboud University Nijmegen.
- Knorr, M., Frey, S.D. & P.S. Curtis (2005) Nitrogen addition and litter decomposition: a meta analysis. *Ecology* 86: 3252-3257.
- Krauss, J., R. Bommarco, M. Guardiola, R.K. Heikkinen, A. Helm, M. Kuussaari, R. Lindborg, E. Öckinger, M. Pärtel, J. Pino, J. Pöyry, K.M. Raatikainen, A. Sang, C. Stefanescu, T. Teder, M. Zobel & I. Steffan-Dewenter (2010) Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology Letters* 13: 597-605.
- Middelkoop, N. & Veling, K. (1987) Oecologisch onderzoek aan drie dagvlindersoorten in Drentse hoogveenrestanten. Verslag Natuurbeheer Nr. 943, Landbouwuniversiteit Wageningen.
- Molen, P.C. van der, G. Baaijens, A.P. Grootjans & A.J.M. Jansen (2010) Landschapsecologische Systeemanalyse. Online rapport Regiebureau Natura 2000.
- Natuurmonumenten, Staatsbosbeheer, Landschap Overijssel en Ministerie van Defensie, 2011. Evaluatie hoogveengebieden in Nederland. 's-Graveland.
- Pronk, S. (2013) De relatie tussen de populatieontwikkeling van het Veenhooibeestje (*Coenonympha tullia*) en het hydrologische regime. Rapport SV2013.02, De Vlinderstichting. Wageningen.
- Roem, W.J.; Klees, H. & Berendse, F. (2002) Effects of nutrient addition and acidification on plant species diversity and seed germination in heathland. *Journal of Applied Ecology* 39(6), 937-948.
- Siepel, H., H. Siebel, T. Verstrael, A. Van den Burg & J. Vogels. 2009. Herstel van lange termijn effecten van verzuring en vermessing in het droog zandlandschap. *De Levende Natuur* 110:124-129
- Svenning, J.C., 2002. A review of natural vegetation openness in north-western Europe. *Biological Conservation* 104, 133-148.
- Termaat, T. (2006) Op de bres voor de speerwaterjuffer : beschermingsplan voor de speerwaterjuffer in Noord-Brabant. Provincie Noord-Brabant, 's-Hertogenbosch.
- Turlure, C., Radchuk, V., Baguette, M., Meijrink, M., Burg, A. van den, WallisDeVries, M. & Duinen, G.-J. van (2012) Plant quality and local adaptation undermine relocation in a bog specialist butterfly. *Ecology and Evolution*. doi: 10.1002/ece3.427 [1-11].

- Veerkamp, M. & E.J.M. Arnolds (2008). Nieuwsbrief paddenstoelenmeetnet 9. Coolia 51: 97-108.
- Vogels, J. & J. Smits. 2009. Casus: Faunagericht beheer op de Strabrechtse Heide. De Levende Natuur 110:130-133.
- Vogels, J.J. Van den Burg, A. Remke, E. & H. Siepel 2011. Effectgerichte maatregelen voor het herstel en beheer van faunagemeenschappen van heideterreinen Evaluatie en ontwerp van bestaande en nieuwe herstelmaatregelen (2006-2010) Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag. Rapport nr. 2011/OBN152-DZ.
- Vogels, J.J., H.A.H. Jansman, R. Bobbink, J.W.H. Weijers, E. Verbaarschot, P.G.A. ten Den, R. Versluijs & S. Waasdorp. 2013. Herstellen van akkers als onderdeel van een intact heidelandschap - de koppeling tussen arme heidegebieden en rijkere gronden. Directie Agrokennis, Ministerie van Economische Zaken, Den Haag, 175 pag.
- Wallis de Vries, M.F. (2004). A quantitative conservation approach for the endangered butterfly *Maculinea alcon*. Conservation Biology 18, 489-499.
- Wallis de Vries, M.F. (2008) Evaluatie beschermingsplan gentiaanblauwtje 2003-2007: van soort naar leefgebied. Rapport VS2008.032, De Vlinderstichting, Wageningen.
- Wallis de Vries, M.F. (2012). Aandacht voor het spiegeldikkopje in Noord-Brabant. Rapport VS2011.023. De Vlinderstichting, Wageningen
- Wallis de Vries, M.F. (2013) Het spiegeldikkopje tussen hoop en vrees. Natuurhistorisch Maandblad 102(1), 1-5.
- Wallis de Vries, M.F. & Peet, N.G. (2009) Kansen voor herintroductie van het gentiaanblauwtje in de Borkeld en de Bergvennen. Rapport VS2009.03, De Vlinderstichting, Wageningen.
- Wallis de Vries, M.F. & Ens, S.H. (2010) Effects of habitat quality and isolation on the colonization of restored heathlands by butterflies. Restoration Ecology 18(3), 390-398.
- Wallis de Vries, M.F., Noordijk, J., Sierdsema, H, Zollinger, R, Smit, J.T. & Nijssen, M. (2013) Begrazing in Brabantse heidegebieden – Effecten op de fauna. Rapport VS2012.017, De Vlinderstichting, Wageningen / EIS-Nederland, Leiden / SOVON Vogelonderzoek, Stichting RAVON en Stichting Bargerveen, Nijmegen.
- Wynhoff, I. (1998) Veenhooibeestje: verdroogd of verdronken? Rapport VS98.12, De Vlinderstichting, Wageningen.

Bijlagen

1. Trends van soorten

Toelichting Bijlage 1:

Selectie 129 srt	Opgenomen in selectie van 129 soorten voor hypothesetoetsing
Nxy_tot	Totaal aantal km-hokken in NL
Nxy_HZ	Totaal aantal km-hokken op Hogere zandgronden
%HZ	Percentage km-hokken op Hogere zandgronden
%Vooruit / Stabiel / Achteruit	Trend voor km-hokken met bekende trend; zie toelichting Hfst 2
%Onbekend	Percentage km-hokken waarvoor geen trendberekening mogelijk was; zie toelichting Hfst 2
ZZ (<153 XY)	Relatief zeldzame soorten: voorkomen in minder dan het gemiddelde van 153 km-hokken voor de 440 soorten op de Hogere zandgronden
Trend Neg (>35%)	Soorten die relatief vaak achteruit gaan: percentage achteruit groter dan het gemiddelde van 35% voor de 440 soorten op de Hogere zandgronden
Onbekend (>31%)	Soorten die relatief slecht onderzocht zijn: percentage onbekend groter dan het gemiddelde van 31% voor de 440 soorten op de Hogere zandgronden

Soortgroep	Soortnaam	Selectie 129 srt	Nxy_tot	Nxy_HZ	%HZ	%Vooruit	%Stabiel	%Achteruit	%Onbekend	ZZ (<153 XY)	Trend Neg (>35%)	Onbekend (>31%)
Bijen	Andrena apicata		64	44	69	35	4	62	41	ZZ		Slecht onderzocht
Bijen	Bombus humilis	x	32	32	100	20	7	73	53	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Bijen	Bombus jonellus	x	184	89	48	48	0	52	67	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Bijen	Hylaeus pectoralis		43	4	9	33	0	67	25	ZZ	Vaak achteruit	
Bijen	Megachile analis	x	31	25	81	11	5	84	24	ZZ	Vaak achteruit	
Dagvlinders	Aardbeivlinder	x	192	77	40	52	9	39	13	ZZ	Vaak achteruit	
Dagvlinders	Bont dikkopje	x	391	385	98	51	12	37	21		Vaak achteruit	
Dagvlinders	Gentiaanblauwtje	x	272	266	98	31	12	57	5		Vaak achteruit	
Dagvlinders	Grote weerschijnvlinder	x	77	66	86	44	14	42	14	ZZ	Vaak achteruit	
Dagvlinders	Heideblauwtje	x	1105	1062	96	46	14	40	11		Vaak achteruit	
Dagvlinders	Kleine ijsvogelvlinder	x	326	308	94	38	15	48	19		Vaak achteruit	
Dagvlinders	Spiegeldikkopje	x	105	105	100	40	22	38	14	ZZ	Vaak achteruit	
Dagvlinders	Veenbesblauwtje	x	18	18	100	24	12	65	6	ZZ	Vaak achteruit	
Dagvlinders	Veenbesparelmoervlinder	x	28	28	100	22	22	56	4	ZZ	Vaak achteruit	
Dagvlinders	Veenhooibeestje	x	63	63	100	24	8	68	2	ZZ	Vaak achteruit	
Dagvlinders	Zilveren maan	x	202	48	24	32	9	60	2	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Agrocybe paludosa		136	46	34	41	0	59	26	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Alnicola alnetorum		74	47	64	68	4	29	40	ZZ		Slecht onderzocht
Fungi	Alnicola amarescens		24	10	42	17	0	83	40	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Fungi	Alnicola salicis		148	97	66	73	0	27	43	ZZ		Slecht onderzocht
Fungi	Alnicola spadicea		20	10	50	25	13	63	20	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Alnicola subconspersa		149	94	63	77	4	19	39	ZZ		Slecht onderzocht
Fungi	Amanita crocea		12	5	42	100	0	0	0	ZZ		
Fungi	Amanita porphyria		145	124	86	76	1	23	22	ZZ		
Fungi	Boletinus cavipes		193	192	99	78	3	20	26			
Fungi	Byssonectria aggregata		85	62	73	64	0	36	27	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Cantharellus cibarius		1247	1138	91	76	5	19	30			
Fungi	Clavaria fragilis		130	44	34	65	6	29	23	ZZ		
Fungi	Clavulina rugosa		140	102	73	64	4	32	25	ZZ		
Fungi	Clavulinopsis corniculata		176	48	27	72	0	28	33	ZZ		Slecht onderzocht
Fungi	Clavulinopsis helveola		510	308	60	72	2	26	45			Slecht onderzocht
Fungi	Clavulinopsis laeticolor		200	88	44	80	0	20	44	ZZ		Slecht onderzocht
Fungi	Clavulinopsis luteoalba		243	83	34	73	0	27	33	ZZ		Slecht onderzocht
Fungi	Clitopilus scyphoides		128	38	30	64	4	32	34	ZZ		Slecht onderzocht
Fungi	Collybia konradiana		124	79	64	53	3	44	19	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Collybia tuberosa		171	139	81	39	0	61	32	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Fungi	Coprinus friesii		87	33	38	19	0	81	21	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Cortinarius acutus		54	23	43	94	0	6	22	ZZ		
Fungi	Cortinarius alboviolaceus		202	143	71	78	0	22	31	ZZ		
Fungi	Cortinarius bibulus		76	44	58	64	4	32	43	ZZ		Slecht onderzocht
Fungi	Cortinarius bolaris		286	254	89	92	2	6	24			
Fungi	Cortinarius brunneus		31	18	58	53	0	47	17	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Cortinarius decoloratus		34	22	65	44	0	56	18	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Cortinarius lanatus		12	10	83	78	0	22	10	ZZ		

Soortgroep	Soortnaam	Selectie		Nxy_HZ	%HZ	%Vooruit	%Stabiel	%Achteruit	%Onbekend	ZZ		Trend Neg (>35%)	Onbekend (>31%)
		129 srt	Nxy_tot							(<153 XY)			
Fungi	Cortinarius lividoochraceus		56	41	73	50	5	45	7	ZZ		Vaak achteruit	
Fungi	Cortinarius obtusus		135	54	40	73	0	27	31	ZZ			
Fungi	Cortinarius phoeniceus		16	13	81	80	0	20	62	ZZ			Slecht onderzocht
Fungi	Cortinarius pholideus		44	36	82	72	3	25	11	ZZ			
Fungi	Cortinarius semisanguineus		303	235	78	75	0	25	26				
Fungi	Cortinarius torvus		64	28	44	86	0	14	50	ZZ			Slecht onderzocht
Fungi	Cortinarius vibratilis		79	69	87	84	0	16	29	ZZ			
Fungi	Cystoderma carcharias		39	24	62	26	0	74	21	ZZ		Vaak achteruit	
Fungi	Dumontinia tuberosa		117	58	50	57	2	41	16	ZZ		Vaak achteruit	
Fungi	Elaphomyces granulatus		98	91	93	87	0	13	26	ZZ			
Fungi	Elaphomyces muricatus		164	133	81	73	1	26	20	ZZ			
Fungi	Entoloma bisporigerum		54	49	91	66	0	34	41	ZZ			Slecht onderzocht
Fungi	Entoloma caccabus		47	38	81	67	0	33	37	ZZ			Slecht onderzocht
Fungi	Entoloma caesiocinctum		54	28	52	72	0	28	11	ZZ			
Fungi	Entoloma chalybaeum		134	43	32	68	3	30	7	ZZ			
Fungi	Entoloma conferendum		684	520	76	65	2	33	38				Slecht onderzocht
Fungi	Entoloma corvinum		23	5	22	40	0	60	0	ZZ		Vaak achteruit	
Fungi	Entoloma dysthales		19	5	26	60	0	40	0	ZZ		Vaak achteruit	
Fungi	Entoloma elodes		43	42	98	92	0	8	43	ZZ			Slecht onderzocht
Fungi	Entoloma euchroum		55	32	58	65	0	35	38	ZZ			Slecht onderzocht
Fungi	Entoloma hispidulum		24	13	54	29	0	71	46	ZZ		Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Fungi	Entoloma ortonii		20	8	40	0	0	100	38	ZZ		Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Fungi	Entoloma pleopodium		238	156	66	54	4	42	39			Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Fungi	Entoloma poliopus		41	10	24	80	0	20	0	ZZ			
Fungi	Entoloma politum		118	93	79	53	0	47	37	ZZ		Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Fungi	Entol. pseudocoelestinum		18	11	61	40	0	60	9	ZZ		Vaak achteruit	
Fungi	Entoloma sericellum		210	137	65	68	3	29	30	ZZ			
Fungi	Entoloma serrulatum		147	62	42	74	6	20	13	ZZ			
Fungi	Entoloma turbidum		249	208	84	70	1	29	40				Slecht onderzocht
Fungi	Entoloma undatum		147	35	24	55	14	31	17	ZZ			
Fungi	Entoloma vinaceum		54	15	28	36	0	64	27	ZZ		Vaak achteruit	
Fungi	Entoloma xanthocaulon		42	40	95	59	0	41	28	ZZ		Vaak achteruit	
Fungi	Galerina allospora		130	120	92	52	0	48	32	ZZ		Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Fungi	Galerina ampullaceocystis		67	65	97	43	0	57	35	ZZ		Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Fungi	Galerina calyptrata		323	284	88	68	7	25	33				Slecht onderzocht
Fungi	Galerina cerina		26	22	85	88	0	12	23	ZZ			
Fungi	Galerina jaapii		67	55	82	64	0	36	24	ZZ		Vaak achteruit	
Fungi	Galerina paludosa		208	134	64	69	1	30	38	ZZ			Slecht onderzocht
Fungi	Galerina permixta		51	45	88	79	4	18	38	ZZ			Slecht onderzocht
Fungi	Galerina tibiicystis		58	30	52	56	0	44	40	ZZ		Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Fungi	Geoglossum cookeanum		130	14	11	75	0	25	43	ZZ			Slecht onderzocht
Fungi	Geoglossum umbratile		181	67	37	57	0	43	37	ZZ		Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Fungi	Gymnopilus fulgens		187	183	98	58	3	39	38			Vaak achteruit	Slecht onderzocht

Soortgroep	Soortnaam	Selectie 129 srt	Nxy_tot	Nxy_HZ	%HZ	%Vooruit	%Stabiel	%Achteruit	%Onbekend	ZZ (<153 XY)	Trend Neg (>35%)	Onbekend (>31%)
Fungi	Gyrodon lividus		32	16	50	36	0	64	13	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Hebeloma birrus		43	22	51	26	5	68	14	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Hebeloma cylindrosporum		17	15	88	93	0	7	7	ZZ		
Fungi	Hebeloma radicosum		68	54	79	59	2	39	19	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Hemimycena delectabilis		60	14	23	27	9	64	21	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Hohenbuehelia atrocoerulea		90	66	73	65	0	35	27	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Hydnellum conrescens		260	216	83	91	2	7	25			
Fungi	Hydnellum spongiosipes		149	125	84	92	1	7	22	ZZ		
Fungi	Hydnum repandum sl.		264	240	91	80	3	18	20			
Fungi	Hygrocybe coccineocrenata		65	30	46	73	4	23	13	ZZ		
Fungi	Hygrocybe helobia		60	26	43	62	5	33	19	ZZ		
Fungi	Hygrocybe insipida		153	25	16	65	0	35	32	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Fungi	Hygrocybe laeta		121	92	76	85	2	13	48	ZZ		Slecht onderzocht
Fungi	Hygrocybe psittacina		374	96	26	66	7	27	39	ZZ		Slecht onderzocht
Fungi	Hygrocybe virginea		946	403	43	71	1	27	48			Slecht onderzocht
Fungi	Hygrophorus hypothecus		200	187	94	70	2	28	28			
Fungi	Inocybe hystrix		26	17	65	77	0	23	24	ZZ		
Fungi	Inocybe longicystis		215	190	88	78	1	22	32			Slecht onderzocht
Fungi	Inocybe ovatocystis		188	171	91	78	1	21	32			Slecht onderzocht
Fungi	Inocybe paludinella		32	15	47	77	0	23	13	ZZ		
Fungi	Inocybe squarrosa		26	12	46	67	0	33	0	ZZ		
Fungi	Inocybe subcarpta		49	44	90	87	0	13	32	ZZ		Slecht onderzocht
Fungi	Lactarius aspideus		39	36	92	83	0	17	50	ZZ		Slecht onderzocht
Fungi	Lactarius decipiens		68	28	41	72	0	28	11	ZZ		
Fungi	Lactarius hygginus		14	12	86	67	0	33	25	ZZ		
Fungi	Lactarius lilacinus		51	18	35	70	0	30	44	ZZ		Slecht onderzocht
Fungi	Lactarius mammosus		24	19	79	80	0	20	21	ZZ		
Fungi	Lactarius omphaliformis		267	166	62	65	3	32	39			Slecht onderzocht
Fungi	Lactarius torminosus		249	148	59	67	5	28	20	ZZ		
Fungi	Lactarius trivialis		35	32	91	85	4	12	19	ZZ		
Fungi	Lactarius vellereus		255	201	79	72	6	22	12			
Fungi	Lactarius vietus		256	172	67	56	2	41	19		Vaak achteruit	
Fungi	Leccinum niveum		62	50	81	68	0	32	32	ZZ		Slecht onderzocht
Fungi	Leccinum rufum		191	117	61	70	2	28	21	ZZ		
Fungi	Leccinum versipelle		86	68	79	56	2	42	24	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Marasmius scorodoni		141	58	41	51	3	46	33	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Fungi	Mitrula paludosa		29	27	93	76	0	24	37	ZZ		Slecht onderzocht
Fungi	Mycena adonis		241	108	45	68	4	28	33	ZZ		Slecht onderzocht
Fungi	Mycena megaspora		171	163	95	58	2	40	29		Vaak achteruit	
Fungi	Mycena pelliculosa		157	121	77	78	1	21	36	ZZ		Slecht onderzocht
Fungi	Mycena sanguinolenta		1556	1167	75	43	4	53	35		Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Fungi	Mycena smithiana		57	39	68	74	0	26	31	ZZ		
Fungi	Mycenella margaritispora		15	6	40	80	0	20	17	ZZ		
Fungi	Omphaliaster asterosporus		47	33	70	60	0	40	39	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht

Soortgroep	Soortnaam	Selectie 129 srt	Nxy_tot	Nxy_HZ	%HZ	%Vooruit	%Stabiel	%Achteruit	%Onbekend	ZZ (<153 XY)	Trend Neg (>35%)	Onbekend (>31%)
Fungi	Omphalina acerosa		48	26	54	38	0	62	50	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Fungi	Otidea cochleata		31	16	52	92	0	8	19	ZZ		
Fungi	Otidea onotica		194	134	69	83	1	17	23	ZZ		
Fungi	Oxyporus populinus		179	65	36	91	0	9	32	ZZ		Slecht onderzocht
Fungi	Pachyella babingtonii		19	5	26	20	0	80	0	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Peziza badiofusca		24	11	46	63	0	38	27	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Peziza limnaea		131	100	76	57	1	42	24	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Phellinus robustus		116	80	69	59	2	40	21	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Phellodon confluens		100	90	90	96	1	3	19	ZZ		
Fungi	Phellodon melaleucus		68	59	87	82	7	11	24	ZZ		
Fungi	Phellodon niger		31	27	87	100	0	0	15	ZZ		
Fungi	Pholiota myosotis		115	105	91	46	3	51	35	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Fungi	Phytoconis ericetorum		27	22	81	43	0	57	36	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Fungi	Poculum sydowianum		77	46	60	36	0	64	22	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Psathyrella noli-tangere		67	35	52	64	0	36	20	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Pseudocraterellus undulatus		100	89	89	81	5	14	17	ZZ		
Fungi	Psilocybe ericaea		84	74	88	61	6	33	27	ZZ		
Fungi	Psilocybe ericaeoides		53	47	89	51	0	49	26	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Psilocybe luteonitens		28	13	46	36	0	64	15	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Psilocybe marginata		168	156	93	73	2	25	27			
Fungi	Psilocybe merdaria		105	55	52	49	0	51	25	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Psilocybe semiglobata		722	455	63	52	3	45	29		Vaak achteruit	
Fungi	Psilocybe semilanceata		404	262	65	33	2	64	36		Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Fungi	Psilocybe squamosa		116	83	72	46	0	54	27	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Psilocybe subericaea		239	144	60	38	4	59	43	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Fungi	Psilocybe turficola		15	12	80	50	0	50	33	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Fungi	Psilocybe uda		221	203	92	60	2	38	33		Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Fungi	Ramariopsis kunzei		30	11	37	78	0	22	18	ZZ		
Fungi	Ramariopsis tenuiramosa		44	27	61	55	5	41	19	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Russula adusta		44	37	84	41	0	59	8	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Russula albonigra		30	23	77	55	0	45	13	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Russula alnetorum		75	54	72	62	8	31	52	ZZ		Slecht onderzocht
Fungi	Russula foetens		123	81	66	58	2	40	20	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Russula laurocerasi		76	63	83	80	2	18	22	ZZ		
Fungi	Russula paludosa		267	244	91	77	2	21	19			
Fungi	Russula turci		33	29	88	67	0	33	7	ZZ		
Fungi	Russula virescens		145	116	80	68	4	28	11	ZZ		
Fungi	Rutstroemia conformata		60	36	60	59	0	41	25	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Sarcodon joeides		54	47	87	95	0	5	21	ZZ		
Fungi	Sarcodon scabrosus		133	118	89	97	0	3	23	ZZ		
Fungi	Scutellinia umbrorum		69	30	43	45	0	55	33	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Fungi	Sphaerobolus stellatus		703	459	65	37	2	61	32		Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Fungi	Strobilurus stephanocystis		215	138	64	52	0	48	31	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Tephrocycbe palustris		217	183	84	68	2	30	34			Slecht onderzocht

Soortgroep	Soortnaam	Selectie 129 srt	Nxy_tot	Nxy_HZ	%HZ	%Vooruit	%Stabiel	%Achteruit	%Onbekend	ZZ (<153 XY)	Trend Neg (>35%)	Onbekend (>31%)
Fungi	Tephrocye tylicolor		399	289	72	56	2	41	30		Vaak achteruit	
Fungi	Tricholoma album sl.		238	78	33	75	2	23	17	ZZ		
Fungi	Tricholoma columbetta		78	66	85	60	4	36	29	ZZ	Vaak achteruit	
Fungi	Tricholoma saponaceum		164	135	82	72	6	22	21	ZZ		
Fungi	Tylopilus felleus		381	315	83	71	2	27	23			
Fungi	Typhula setipes		219	89	41	34	0	66	40	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Herpetofauna	adder	x	872	857	98	34	21	45	20		Vaak achteruit	
Herpetofauna	boomkikker	x	432	367	85	57	19	24	39			Slecht onderzocht
Herpetofauna	gladde slang	x	490	476	97	58	15	27	17			
Herpetofauna	heikikker	x	2609	1801	69	44	16	40	26		Vaak achteruit	
Herpetofauna	kamsalamander	x	1279	869	68	44	15	41	25		Vaak achteruit	
Herpetofauna	knoflookpad		96	82	85	42	13	45	27	ZZ	Vaak achteruit	
Herpetofauna	levendbarende hagedis	x	3730	3369	90	40	20	40	38		Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Herpetofauna	poelkikker	x	1706	1354	79	71	8	21	25			
Herpetofauna	vinpootsalamander	x	387	341	88	48	17	35	31		Vaak achteruit	
Kokerjuffers	Agrypnia obsoleta		31	23	74	33	0	67	87	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Kokerjuffers	Hagenella clathrata		21	20	95	80	0	20	75	ZZ		Slecht onderzocht
Kokerjuffers	Hydroptila pulchricornis		1	1	100	Onbekend	Onbekend	Onbekend	100	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Kokerjuffers	Limnephilus auricula		95	37	39	67	11	22	76	ZZ		Slecht onderzocht
Kokerjuffers	Limnephilus binotatus		43	20	47	60	0	40	75	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Kokerjuffers	Limnephilus elegans		14	13	93	67	0	33	54	ZZ		Slecht onderzocht
Kokerjuffers	Limnephilus griseus		10	5	50	100	0	0	60	ZZ		Slecht onderzocht
Kokerjuffers	Limnephilus incisus		5	0	0	NA	NA	NA	NA	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Kokerjuffers	Limnephilus luridus		2	2	100	0	0	100	50	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Kokerjuffers	Limnephilus mamoratus		182	72	40	59	0	41	76	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Kokerjuffers	Limnephilus nigriceps		21	4	19	100	0	0	75	ZZ		Slecht onderzocht
Kokerjuffers	Limnephilus stigma		27	20	74	50	0	50	80	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Kokerjuffers	Limnephilus vittatus		32	19	59	57	14	29	63	ZZ		Slecht onderzocht
Kokerjuffers	Molanna albicans		2	2	100	Onbekend	Onbekend	Onbekend	100	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Kokerjuffers	Rhadicleptus alpestris		3	3	100	Onbekend	Onbekend	Onbekend	100	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Kokerjuffers	Trichostegia minor		35	33	94	80	0	20	85	ZZ		Slecht onderzocht
Korstmossen	Absconditella sphagnum		22	21	95	67	0	33	57	ZZ		Slecht onderzocht
Korstmossen	Absconditella trivialis		3	2	67	0	0	100	50	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Korstmossen	Bacidia saxenii		21	4	19	Onbekend	Onbekend	Onbekend	100	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Korstmossen	Cetraria islandica		25	25	100	47	0	53	32	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Korstmossen	Cladonia crispata	x	279	250	90	39	4	58	45		Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Korstmossen	Cladonia digitata	x	195	186	95	63	9	27	43			Slecht onderzocht
Korstmossen	Cladonia incrassata		131	128	98	38	2	60	49	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Korstmossen	Cladonia parasitica		5	5	100	100	0	0	80	ZZ		Slecht onderzocht
Korstmossen	Cladonia polydactyla		159	149	94	46	16	38	38	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Korstmossen	Cladonia squamosa		15	14	93	44	0	56	36	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Korstmossen	Cladonia strepsilis	x	152	147	97	61	6	33	33	ZZ		Slecht onderzocht
Korstmossen	Geisleria synchogonoides		17	17	100	75	0	25	53	ZZ		Slecht onderzocht
Korstmossen	Peltigera didactyla		306	218	71	75	3	23	82			Slecht onderzocht

Soortgroep	Soortnaam	Selectie 129 srt	Nxy_tot	Nxy_HZ	%HZ	%Vooruit	%Stabiel	%Achteruit	%Onbekend	ZZ (<153 XY)	Trend Neg (>35%)	Onbekend (>31%)
Korstmossen	Thelidium minutulum		16	2	13	50	0	50	0	ZZ	Vaak achteruit	
Korstmossen	Thelocarpon citrum		2	2	100	Onbekend	Onbekend	Onbekend	100	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Korstmossen	Theloc. sphaerosporum		2	1	50	0	0	100	0	ZZ	Vaak achteruit	
Libellen	Aeshna juncea	x	831	786	95	38	6	56	17		Vaak achteruit	
Libellen	Aeshna subarctica	x	30	30	100	76	3	21	3	ZZ		
Libellen	Coenagrion hastulatum	x	32	32	100	90	0	10	6	ZZ		
Libellen	Coenagrion lunulatum	x	535	513	96	50	6	44	14		Vaak achteruit	
Libellen	Lestes virens	x	1326	1155	87	84	4	12	25			
Libellen	Leucorrhinia albifrons	x	2	2	100	100	0	0	0	ZZ		
Libellen	Leucorrhinia dubia	x	871	825	95	63	5	33	20			
Libellen	Leucorrhinia pectoralis	x	204	106	52	96	1	3	14	ZZ		
Libellen	Orthetrum coerulescens	x	260	224	86	88	2	10	25			
Libellen	Somatochlora arctica	x	7	5	71	100	0	0	0	ZZ		
Libellen	Somatochl. flavomaculata		48	36	75	94	0	6	11	ZZ		
Libellen	Sympecma fusca	x	1394	804	58	91	3	6	29			
Libellen	Sympetrum depressiusculum		3	3	100	100	0	0	0	ZZ		
Mieren	Formica transcaucasica		80	80	100	35	4	61	71	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Mieren	Myrmica rubra		694	414	60	59	7	34	76			Slecht onderzocht
Mieren	Myrmica ruginodis	x	637	465	73	54	6	40	76		Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Mieren	Myrmica scabrinodis	x	495	356	72	57	8	35	73			Slecht onderzocht
Mieren	Myrmica sulcinodis		3	3	100	67	0	33	0	ZZ		
Mieren	Myrmica vandeli		1	1	100	Onbekend	Onbekend	Onbekend	100	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Mossen	Anthoceros caucasicus		6	6	100	60	40	0	17	ZZ		
Mossen	Archidium alternifolium	x	119	93	78	80	0	20	30	ZZ		
Mossen	Atrichum tenellum	x	722	695	96	57	1	43	35		Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Mossen	Brachythecium rivulare		105	49	47	67	3	31	20	ZZ		
Mossen	Bryum knowltonii		20	7	35	100	0	0	14	ZZ		
Mossen	Callicladium haldanianum		1	1	100	0	0	100	0	ZZ	Vaak achteruit	
Mossen	Calliergon giganteum	x	109	25	23	85	0	15	20	ZZ		
Mossen	Calypogeia sphagnicola		6	6	100	75	0	25	33	ZZ		Slecht onderzocht
Mossen	Campyliadelphus elodes		32	3	9	33	0	67	0	ZZ	Vaak achteruit	
Mossen	Campylium stellatum	x	191	26	14	59	5	36	15	ZZ	Vaak achteruit	
Mossen	Campylopus brevipilus	x	33	32	97	13	0	88	25	ZZ	Vaak achteruit	
Mossen	Cephalozia macrostachya	x	91	83	91	49	3	47	29	ZZ	Vaak achteruit	
Mossen	Cephaloziella elachista	x	20	20	100	72	0	28	10	ZZ		
Mossen	Cladopodiella fluitans	x	78	76	97	55	4	41	26	ZZ	Vaak achteruit	
Mossen	Climacium dendroides	x	686	324	47	58	5	37	37		Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Mossen	Conocephalum conicum		171	106	62	54	8	38	33	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Mossen	Ephemerum serratum var. serratum		24	23	96	50	6	44	22	ZZ	Vaak achteruit	
Mossen	Fissidens adianthoides	x	294	53	18	64	5	32	17	ZZ		
Mossen	Fissidens osmundoides		2	1	50	Onbekend	Onbekend	Onbekend	100	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Mossen	Fossombronina incurva		102	78	76	77	0	23	28	ZZ		
Mossen	Gymnocolea inflata	x	380	355	93	46	2	51	28		Vaak achteruit	

Soortgroep	Soortnaam	Selectie 129 srt	Nxy_tot	Nxy_HZ	%HZ	%Vooruit	%Stabiel	%Achteruit	%Onbekend	ZZ (<153 XY)	Trend Neg (>35%)	Onbekend (>31%)
Mossen	Hypnum imponens		24	23	96	56	0	44	22	ZZ	Vaak achteruit	
Mossen	Isoetecium alopecuroides		287	120	42	71	2	26	24	ZZ		
Mossen	Kurzia pauciflora	x	65	55	85	48	0	53	27	ZZ	Vaak achteruit	
Mossen	Kurzia sylvatica	x	33	31	94	27	0	73	16	ZZ	Vaak achteruit	
Mossen	Lophozia capitata	x	107	86	80	70	0	30	27	ZZ		
Mossen	Micromitrium tenerum		9	8	89	13	0	88	0	ZZ	Vaak achteruit	
Mossen	Mnium marginatum		98	9	9	43	0	57	22	ZZ	Vaak achteruit	
Mossen	Mylia anomala		10	10	100	13	0	88	20	ZZ	Vaak achteruit	
Mossen	Odontoschisma sphagni	x	176	167	95	45	3	52	23		Vaak achteruit	
Mossen	Orthotrichum patens		48	22	46	93	0	7	36	ZZ		Slecht onderzocht
Mossen	Orthotrichum rogeri		20	4	20	67	0	33	25	ZZ		
Mossen	Palustriella commutata		8	2	25	100	0	0	0	ZZ		
Mossen	Philonotis calcarea		8	5	63	100	0	0	40	ZZ		Slecht onderzocht
Mossen	Plagiochila asplenioides		29	8	28	50	17	33	25	ZZ		
Mossen	Plagiomnium elatum		29	11	38	60	10	30	9	ZZ		
Mossen	Pleuridium palustre		4	4	100	33	0	67	25	ZZ	Vaak achteruit	
Mossen	Pogonatum urnigerum		185	174	94	71	5	24	28			
Mossen	Polytrichum juniperinum var. affine		15	10	67	100	0	0	10	ZZ		
Mossen	Pseudobryum cinclidioides		17	5	29	60	0	40	0	ZZ	Vaak achteruit	
Mossen	Sanionia uncinata	x	261	142	54	58	2	40	17	ZZ	Vaak achteruit	
Mossen	Scapania undulata		11	11	100	33	0	67	45	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Mossen	Scorpidium cossonii		21	6	29	80	0	20	17	ZZ		
Mossen	Sphagnum capillifolium	x	103	69	67	60	4	36	20	ZZ	Vaak achteruit	
Mossen	Sphagnum compactum	x	282	275	98	55	5	41	29		Vaak achteruit	
Mossen	Sphagnum girgensohnii		9	6	67	60	0	40	17	ZZ	Vaak achteruit	
Mossen	Sphagnum magellanicum	x	165	125	76	54	3	43	27	ZZ	Vaak achteruit	
Mossen	Sphagnum majus		16	16	100	79	0	21	13	ZZ		
Mossen	Sphagnum molle	x	110	105	95	46	1	53	35	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Mossen	Sphagnum pulchrum		6	6	100	33	0	67	50	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Mossen	Sphagnum riparium	x	11	8	73	86	0	14	13	ZZ		
Mossen	Sphagnum rubellum		113	55	49	43	5	53	27	ZZ	Vaak achteruit	
Mossen	Sphagnum russowii	x	65	33	51	74	0	26	18	ZZ		
Mossen	Sphagnum subnitens		305	107	35	74	2	24	21	ZZ		
Mossen	Sphagnum subsecundum		6	4	67	33	0	67	25	ZZ	Vaak achteruit	
Mossen	Sphagnum tenellum	x	172	168	98	47	2	51	26		Vaak achteruit	
Mossen	Syntrichia laevipila		827	198	24	87	1	12	37			Slecht onderzocht
Mossen	Thuidium delicatulum		10	2	20	100	0	0	0	ZZ		
Mossen	Trematodon ambiguus	x	24	22	92	71	0	29	23	ZZ		
Mossen	Trichocolea tomentella		10	6	60	83	0	17	0	ZZ		
Mossen	Warnstorfia exannulata	x	88	58	66	77	0	23	10	ZZ		
Nachtvlieders	Ammonoconia caecimacula		29	11	38	20	0	80	55	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Nachtvlieders	Amphipoea lucens		27	24	89	75	0	25	83	ZZ		Slecht onderzocht
Nachtvlieders	Aporophyla lueneburgensis		8	7	88	0	0	100	57	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht

Soortgroep	Soortnaam	Selectie 129 srt	Nxy_tot	Nxy_HZ	%HZ	%Vooruit	%Stabiel	%Achteruit	%Onbekend	ZZ (<153 XY)	Trend Neg (>35%)	Onbekend (>31%)
Nachtlinders	Autographa pulchrina		71	29	41	25	25	50	86	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Nachtlinders	Brachylomia viminalis		10	6	60	0	0	100	67	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Nachtlinders	Charissa obscurata		13	9	69	100	0	0	78	ZZ		Slecht onderzocht
Nachtlinders	Cyclophora pendularia		14	10	71	50	0	50	80	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Nachtlinders	Drymonia velitaris		29	29	100	33	0	67	90	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Nachtlinders	Enargia paleacea		68	56	82	13	13	75	86	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Nachtlinders	Endromis versicolora		63	57	90	43	0	57	88	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Nachtlinders	Euxoa obelisca		36	17	47	25	0	75	76	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Nachtlinders	Furcula bifida		136	76	56	71	29	0	91	ZZ		Slecht onderzocht
Nachtlinders	Heliothis maritima		27	23	85	100	0	0	91	ZZ		Slecht onderzocht
Nachtlinders	Heterogenea asella		14	13	93	50	0	50	85	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Nachtlinders	Lacanobia contigua		75	47	63	40	0	60	79	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Nachtlinders	Laelia coenosa		3	3	100	Onbekend	Onbekend	Onbekend	100	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Nachtlinders	Leucodonta bicoloria		63	53	84	56	11	33	83	ZZ		Slecht onderzocht
Nachtlinders	Lycophotia molothina		2	2	100	0	0	100	0	ZZ	Vaak achteruit	
Nachtlinders	Meganola strigula		7	6	86	100	0	0	83	ZZ		Slecht onderzocht
Nachtlinders	Mniotype adusta		23	17	74	0	0	100	88	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Nachtlinders	Mniotype satura		74	69	93	14	0	86	90	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Nachtlinders	Odontotia carmelita		17	15	88	Onbekend	Onbekend	Onbekend	100	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Nachtlinders	Orgyia recens		28	21	75	Onbekend	Onbekend	Onbekend	100	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Nachtlinders	Phyllodesma ilicifolia		3	3	100	Onbekend	Onbekend	Onbekend	100	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Nachtlinders	Plagodis pulveraria		21	16	76	Onbekend	Onbekend	Onbekend	100	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Nachtlinders	Polia bombycina		44	21	48	13	13	75	62	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Nachtlinders	Scotopteryx mucronata		20	9	45	50	0	50	56	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Nachtlinders	Spargania luctuata		16	9	56	Onbekend	Onbekend	Onbekend	100	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Nachtlinders	Xestia castanea		26	21	81	100	0	0	90	ZZ		Slecht onderzocht
Sprinkhanen	Chorthippus montanus	x	189	160	85	49	15	36	49		Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Sprinkhanen	Chrysoschraon dispar	x	315	91	29	62	9	29	36	ZZ		Slecht onderzocht
Sprinkhanen	Stethophyma grossum	x	741	554	75	71	7	22	38			Slecht onderzocht
Vaatplanten	Anagallis minima	x	123	18	15	69	19	13	11	ZZ		
Vaatplanten	Anagallis tenella	x	90	47	52	58	27	15	30	ZZ		
Vaatplanten	Andromeda polifolia	x	276	270	98	22	35	43	26		Vaak achteruit	
Vaatplanten	Apium inundatum	x	234	179	76	29	34	37	27		Vaak achteruit	
Vaatplanten	Apium repens		30	15	50	70	20	10	33	ZZ		Slecht onderzocht
Vaatplanten	Arnica montana		74	73	99	32	29	39	15	ZZ	Vaak achteruit	
Vaatplanten	Baldellia ranunculoides		41	21	51	89	5	5	10	ZZ		
Vaatplanten	Baldellia ranunculoides subsp. ranunculoides		11	9	82	89	11	0	0	ZZ		
Vaatplanten	Blechnum spicant	x	1525	1457	96	32	45	23	43			Slecht onderzocht
Vaatplanten	Blysmus compressus		44	4	9	33	0	67	25	ZZ	Vaak achteruit	
Vaatplanten	Calamagrostis stricta		52	15	29	27	45	27	27	ZZ		
Vaatplanten	Carex appropinquata		50	48	96	33	24	42	31	ZZ	Vaak achteruit	
Vaatplanten	Carex diandra		161	43	27	32	26	41	21	ZZ	Vaak achteruit	
Vaatplanten	Carex dioica		4	3	75	67	33	0	0	ZZ		

Soortgroep	Soortnaam	Selectie 129 srt	Nxy_tot	Nxy_HZ	%HZ	%Vooruit	%Stabiel	%Achteruit	%Onbekend	ZZ (<153 XY)	Trend Neg (>35%)	Onbekend (>31%)
Vaatplanten	Carex hostiana		106	79	75	48	41	11	8	ZZ		
Vaatplanten	Carex lasiocarpa	x	574	385	67	36	35	29	23			
Vaatplanten	Carex pallescens		406	287	71	30	40	30	40			Slecht onderzocht
Vaatplanten	Carex pulicaris		79	41	52	32	49	19	10	ZZ		
Vaatplanten	Carum verticillatum		3	3	100	0	33	67	0	ZZ	Vaak achteruit	
Vaatplanten	Centunculus minimus		21	2	10	100	0	0	0	ZZ		
Vaatplanten	Cicendia filiformis	x	64	50	78	49	26	26	14	ZZ		
Vaatplanten	Cirsium dissectum	x	276	121	44	18	53	29	14	ZZ		
Vaatplanten	Comarum palustre	x	1970	1325	67	14	43	43	42		Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Vaatplanten	Crepis paludosa		168	51	30	25	50	25	29	ZZ		
Vaatplanten	Dactylorhiza fuchsii		27	4	15	100	0	0	50	ZZ		Slecht onderzocht
Vaatplanten	Dactylorhiza incarnata	x	349	60	17	40	24	36	17	ZZ	Vaak achteruit	
Vaatplanten	Dactylorhiza maculata	x	667	405	61	37	36	28	24			
Vaatplanten	Dactylorhiza majalis subsp. majalis	x	386	155	40	45	32	24	26			
Vaatplanten	D. majalis subsp. sphagnicola		4	3	75	0	0	100	33	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Vaatplanten	Deschampsia setacea		24	22	92	21	37	42	14	ZZ	Vaak achteruit	
Vaatplanten	Drosera intermedia	x	1535	1492	97	34	48	18	26			
Vaatplanten	Drosera longifolia		1	1	100	100	0	0	0	ZZ		
Vaatplanten	Drosera rotundifolia	x	1105	796	72	30	35	35	21			
Vaatplanten	Echinodorus ranunculoides	x	197	116	59	33	31	36	27	ZZ	Vaak achteruit	
Vaatplanten	Echinodorus repens		37	34	92	33	40	27	12	ZZ		
Vaatplanten	Eleocharis quinqueflora	x	152	26	17	58	38	4	8	ZZ		
Vaatplanten	Eleogiton fluitans	x	635	593	93	39	35	26	29			
Vaatplanten	Epipactis palustris	x	416	40	10	36	19	44	10	ZZ	Vaak achteruit	
Vaatplanten	Eriophorum latifolium		2	2	100	0	50	50	0	ZZ	Vaak achteruit	
Vaatplanten	Eriophorum vaginatum	x	556	532	96	21	40	39	33		Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Vaatplanten	Euphrasia stricta	x	1349	676	50	35	34	31	56			Slecht onderzocht
Vaatplanten	Gentiana pneumonanthe	x	779	734	94	26	49	25	19			
Vaatplanten	Geum rivale		32	16	50	33	56	11	44	ZZ		Slecht onderzocht
Vaatplanten	Gymnadenia conopsea		45	2	4	0	100	0	50	ZZ		Slecht onderzocht
Vaatplanten	Hammarbya paludosa		29	3	10	33	67	0	0	ZZ		
Vaatplanten	Huperzia selago		32	24	75	77	0	23	46	ZZ		Slecht onderzocht
Vaatplanten	Hypericum canadense		6	6	100	67	17	17	0	ZZ		
Vaatplanten	Hypericum elodes	x	560	544	97	42	41	17	24			
Vaatplanten	Isoetes echinospora	x	7	7	100	14	43	43	0	ZZ	Vaak achteruit	
Vaatplanten	Isoetes lacustris		4	4	100	75	25	0	0	ZZ		
Vaatplanten	Juncus capitatus		13	12	92	40	40	20	17	ZZ		
Vaatplanten	Juncus filiformis	x	180	157	87	26	34	40	31		Vaak achteruit	
Vaatplanten	Juncus pygmaeus	x	26	8	31	0	63	38	0	ZZ	Vaak achteruit	
Vaatplanten	Juncus tenageia	x	86	80	93	32	18	50	18	ZZ	Vaak achteruit	
Vaatplanten	Linum catharticum	x	713	49	7	36	36	28	20	ZZ		
Vaatplanten	Littorella uniflora	x	223	154	69	22	46	33	19			
Vaatplanten	Lobelia dortmanna	x	17	17	100	29	47	24	0	ZZ		

Soortgroep	Soortnaam	Selectie 129 srt	Nxy_tot	Nxy_HZ	%HZ	%Vooruit	%Stabiel	%Achteruit	%Onbekend	ZZ (<153 XY)	Trend Neg (>35%)	Onbekend (>31%)
Vaatplanten	Ludwigia palustris		31	30	97	38	33	29	30	ZZ		
Vaatplanten	Luronium natans	x	429	401	93	25	41	34	37			Slecht onderzocht
Vaatplanten	Lycopodiella inundata	x	842	794	94	62	25	14	24			
Vaatplanten	Lycopodium annotinum		31	29	94	33	48	19	28	ZZ		
Vaatplanten	Menyanthes trifoliata	x	967	497	51	30	38	32	40			Slecht onderzocht
Vaatplanten	Myrica gale	x	1644	1379	84	18	51	31	36			Slecht onderzocht
Vaatplanten	Myriophyllum alterniflorum	x	105	83	79	18	34	48	40	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Vaatplanten	Nardus stricta	x	1774	1609	91	24	40	35	46		Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Vaatplanten	Nartheceum ossifragum	x	223	214	96	27	51	22	11			
Vaatplanten	Parnassia palustris	x	372	47	13	47	38	16	32	ZZ		Slecht onderzocht
Vaatplanten	Pedicularis palustris	x	348	134	39	67	24	9	22	ZZ		
Vaatplanten	Pedicularis sylvatica	x	206	150	73	29	37	34	16	ZZ		
Vaatplanten	Pinguicula vulgaris		36	34	94	33	43	23	12	ZZ		
Vaatplanten	Platanthera bifolia	x	238	83	35	23	44	32	7	ZZ		
Vaatplanten	Polygala serpyllifolia	x	227	209	92	34	29	37	17		Vaak achteruit	
Vaatplanten	Potamogeton gramineus	x	144	105	73	35	25	40	21	ZZ	Vaak achteruit	
Vaatplanten	Potamogeton praelongus		23	19	83	50	10	40	47	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Vaatplanten	Pyrola minor	x	121	52	43	28	35	38	23	ZZ	Vaak achteruit	
Vaatplanten	Radiola linoides	x	125	36	29	41	25	34	11	ZZ		
Vaatplanten	Ranunculus ololeucos	x	107	105	98	39	31	29	15	ZZ		
Vaatplanten	Rhynchospora alba	x	697	688	99	25	47	28	17			
Vaatplanten	Rhynchospora fusca	x	796	790	99	31	48	21	19			
Vaatplanten	Sagina nodosa	x	697	26	4	31	6	63	38	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Vaatplanten	Scheuchzeria palustris		4	4	100	25	75	0	0	ZZ		
Vaatplanten	Scutellaria minor	x	86	78	91	28	35	37	23	ZZ	Vaak achteruit	
Vaatplanten	Sparganium angustifolium		28	26	93	44	22	33	31	ZZ		
Vaatplanten	Sparganium natans		68	48	71	42	18	40	6	ZZ	Vaak achteruit	
Vaatplanten	Succisa pratensis	x	1727	1429	83	18	41	41	52		Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Vaatplanten	Trichophorum cespitosum subsp. germanicum	x	830	819	99	21	40	39	25		Vaak achteruit	
Vaatplanten	Utricularia intermedia		33	5	15	20	60	20	0	ZZ		
Vaatplanten	Utricularia minor	x	332	238	72	40	32	29	15			
Vaatplanten	Vaccinium oxycoccos	x	329	301	91	22	34	45	23		Vaak achteruit	
Vaatplanten	Vaccinium uliginosum		23	14	61	21	79	0	0	ZZ		
Vaatplanten	Valeriana dioica		429	247	58	13	47	41	30		Vaak achteruit	
Vaatplanten	Viola persicifolia		35	28	80	25	45	30	29	ZZ		
Vaatplanten	Wahlenbergia hederacea		2	2	100	100	0	0	50	ZZ		Slecht onderzocht
Vogels	Dodaars	x	624	283	45	69	18	13	41			Slecht onderzocht
Vogels	Geelgors	x	918	824	90	37	40	23	47			Slecht onderzocht
Vogels	Geoorde Fuut	x	183	100	55	58	22	19	33	ZZ		Slecht onderzocht
Vogels	Grauwe Klauwier	x	189	151	80	67	4	29	45	ZZ		Slecht onderzocht
Vogels	Korhoen		6	6	100	25	0	75	33	ZZ	Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Vogels	Kraanvogel		1	1	100	100	0	0	0	ZZ		
Vogels	Nachtzwaluw	x	234	216	92	70	11	19	42			Slecht onderzocht

Soortgroep	Soortnaam	Selectie 129 srt	Nxy_tot	Nxy_HZ	%HZ	%Vooruit	%Stabiel	%Achteruit	%Onbekend	ZZ (<153 XY)	Trend Neg (>35%)	Onbekend (>31%)
Vogels	Roodhalsfuut		16	10	63	67	11	22	10	ZZ		
Vogels	Watersnip	x	689	276	40	41	13	46	37		Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Vogels	Wielewaal	x	999	594	59	32	23	45	46		Vaak achteruit	Slecht onderzocht
Vogels	Wintertaling	x	792	311	39	34	15	51	37		Vaak achteruit	Slecht onderzocht

2. Knelpunten per soort

Soortgroep	Soort	Biotoop	Gradiënten macro/meso (abiotiek/ structuur)	Heterogeniteit micro (structuur)	Hydrologie (droogte - peil - grondwater)	Latere successie	Kleinschalig beheer	Buffering	Grootte	Knelpunt Dispersie (zaadbank)	Aantal knelpunten
Bijen	Bombus humilis	Natte heide	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee	Nee	Ja	Ja	5
Bijen	Bombus jonellus	Natte heide	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	3
Bijen	Megachile analis	Natte heide	Nee	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Nee	Ja	3
Dagvlinders	Aardbeivlinder	Heischraal	Ja	Ja	Nee	Nee	Ja	Ja	Nee	Ja	5
Dagvlinders	Bont dikkopje	Bos	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Nee	Ja	Nee	6
Dagvlinders	Gentiaanblauwtje	Natte heide	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	8
Dagvlinders	Grote weerschijnvlinder	Bos	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Nee	Ja	Nee	6
Dagvlinders	Heideblauwtje	Natte heide	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	Nee	Ja	Ja	3
Dagvlinders	Kleine ijsvogelvlinder	Bos	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Nee	7
Dagvlinders	Spiegeldikkopje	Bos	Ja	Ja	Ja	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee	6
Dagvlinders	Veenbesblauwtje	Hoogveen	Ja	Ja	Ja	Ja	Nee	Ja	Nee	Ja	6
Dagvlinders	Veenbesparelmoervlinder	Hoogveen	Ja	Ja	Ja	Ja	Nee	Ja	Nee	Ja	6
Dagvlinders	Veenhooibeestje	Hoogveen Natte	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Nee	Ja	Ja	7
Dagvlinders	Zilveren maan	schraallanden	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	8
herpetofauna	adder	Natte heide	Nee	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Ja	4
herpetofauna	boomkikker	Vennen	Ja	Ja	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	5
herpetofauna	gladde slang	Hoogveen	Nee	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee	Ja	Ja	5
herpetofauna	heikikker	Vennen	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	Ja	2
herpetofauna	kamsalamander	Vennen	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Nee	Ja	Nee	3
herpetofauna	levendbarende hagedis	Natte heide	Nee	Ja	Ja	Ja	Ja	Nee	Nee	Ja	5
herpetofauna	poelkikker	Vennen	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	Nee	Ja	Nee	2
herpetofauna	vinpootsalamander	Vennen	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	Nee	Ja	Nee	2
Korstmossen	Cladonia crispata	Natte heide	Nee	Nee	Nee	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	2
Korstmossen	Cladonia digitata	Hoogveen	Nee	Nee	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	2
Korstmossen	Cladonia strepsilis	Natte heide	Nee	Nee	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	Nee	1
Libellen	Aeshna juncea	Vennen	Nee	Nee	Ja	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	3
Libellen	Aeshna subarctica	Hoogveen	Nee	Nee	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	2
Libellen	Coenagrion hastulatum	Vennen	Ja	Ja	Ja	Ja	Nee	Ja	Nee	Ja	6
Libellen	Coenagrion lunulatum	Vennen	Ja	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	Nee	3
Libellen	Lestes virens	Vennen	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Nee	Ja	Nee	3
Libellen	Leucorrhinia albifrons	Vennen	Ja	Ja	Ja	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	5
Libellen	Leucorrhinia dubia	Vennen	Nee	Nee	Ja	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	3
Libellen	Leucorrhinia pectoralis	Vennen	Ja	Ja	Ja	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	5
Libellen	Orthetrum coerulescens	Pionier	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	3
Libellen	Somatochlora arctica	Hoogveen	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	3
Libellen	Sympecma fusca	Vennen	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	2
Mieren	Myrmica ruginodis	Natte heide	Nee	Nee	Nee	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	2
Mieren	Myrmica scabrinodis	Natte heide	Nee	Nee	Ja	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	3
Mossen	Archidium alternifolium	Pionier	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	3
Mossen	Atrichum tenellum	Pionier	Ja	Ja	Ja	Nee	Ja	Ja	Ja	Nee	6

Soortgroep	Soort	Biotoop	Gradiënten	Heterogeniteit	Hydrologie	Latere successie	Kleinschalig beheer	Buffering	Grootte	Knelpunt Dispersie (zaadbank)	Aantal knelpunten
		Natte									
Mossen	Calliargon giganteum	schraallanden	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	4
Mossen	Campylium stellatum	Idem	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	4
Mossen	Campylopus brevipilus	Natte heide	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Ja	Nee	Nee	3
Mossen	Cephalozia macrostachya	Natte heide	Nee	Nee	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	2
Mossen	Cephaloziella elachista	Natte heide	Nee	Nee	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	2
Mossen	Cladopodiella fluitans	Hoogveen	Nee	Nee	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	2
		Natte									
Mossen	Climacium dendroides	schraallanden	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	4
Mossen	Fissidens adianthoides	Idem	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	4
Mossen	Gymnocolea inflata	Natte heide	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	Nee	1
Mossen	Kurzia pauciflora	Hoogveen	Nee	Ja	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Nee	3
Mossen	Kurzia sylvatica	Bos	Nee	Ja	Ja	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	4
Mossen	Lophozia capitata	Pionier	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	3
Mossen	Odontoschisma sphagni	Natte heide	Nee	Ja	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	3
Mossen	Sanionia uncinata	Bos	Nee	Nee	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	2
Mossen	Sphagnum capillifolium	Hoogveen	Nee	Ja	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	Ja	4
Mossen	Sphagnum compactum	Natte heide	Nee	Ja	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	3
Mossen	Sphagnum magellanicum	Hoogveen	Nee	Ja	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	Ja	4
Mossen	Sphagnum molle	Natte heide	Nee	Ja	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	3
Mossen	Sphagnum riparium	Vennen	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	2
Mossen	Sphagnum russowii	Bos	Nee	Nee	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	2
Mossen	Sphagnum tenellum	Natte heide	Nee	Nee	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	2
Mossen	Trematodon ambiguus	Pionier	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	3
Mossen	Warnstorfia exannulata	Vennen	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	3
		Natte									
Sprinkhanen	Chorthippus montanus	schraallanden	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	5
Sprinkhanen	Chrysochraon dispar	Idem	Nee	Nee	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	2
Sprinkhanen	Stethophyma grossum	Idem	Nee	Nee	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	2
Vaatplanten	Anagallis minima	Pionier	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	3
Vaatplanten	Anagallis tenella	Pionier	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	3
Vaatplanten	Andromeda polifolia	Hoogveen	Nee	Ja	Ja	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	4
Vaatplanten	Apium inundatum	Vennen	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	3
Vaatplanten	Blechnum spicant	Bos	Nee	Ja	Ja	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	4
Vaatplanten	Carex lasiocarpa	Vennen	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	4
Vaatplanten	Cicendia filiformis	Pionier	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	3
		Natte									
Vaatplanten	Cirsium dissectum	schraallanden	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee	Ja	Nee	Ja	5
Vaatplanten	Comarum palustre	Vennen	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	4
		Natte									
Vaatplanten	Dactylorhiza incarnata	schraallanden	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	4
Vaatplanten	Dactylorhiza maculata	Natte heide	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	4
		Natte									
Vaatplanten	Dactylorhiza majalis subsp. majalis	schraallanden	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	4

Soortgroep	Soort	Biotoop	Gradiënten	Heterogeniteit	Hydrologie	Latere successie	Kleinschalig beheer	Buffering	Grootte	Knelpunt (zaadbank)	Dispersie	Aantal knelpunten
Vaatplanten	<i>Drosera intermedia</i>	Pionier	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	Nee		1
Vaatplanten	<i>Drosera rotundifolia</i>	Hoogveen	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	Nee		1
	<i>Echinodorus</i>											
Vaatplanten	<i>ranunculoides</i>	Vennen	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee		3
Vaatplanten	<i>Eleocharis quinqueflora</i>	Pionier	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee		3
Vaatplanten	<i>Eleogiton fluitans</i>	Vennen	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee		3
		Natte										
Vaatplanten	<i>Epipactis palustris</i>	schraallanden	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee		4
Vaatplanten	<i>Eriophorum vaginatum</i>	Hoogveen	Nee	Nee	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee		2
Vaatplanten	<i>Euphrasia stricta</i>	Heischraal	Nee	Nee	Nee	Nee	Nee	Ja	Nee	Ja		2
Vaatplanten	<i>Gentiana pneumonanthe</i>	Natte heide	Nee	Ja	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee	Ja		5
Vaatplanten	<i>Hypericum elodes</i>	Vennen	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee		3
Vaatplanten	<i>Isoetes echinospora</i>	Vennen	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee		3
		Natte										
Vaatplanten	<i>Juncus filiformis</i>	schraallanden	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee		4
Vaatplanten	<i>Juncus pygmaeus</i>	Pionier	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee		3
Vaatplanten	<i>Juncus tenageia</i>	Pionier	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee		3
Vaatplanten	<i>Linum catharticum</i>	Heischraal	Nee	Nee	Nee	Nee	Nee	Ja	Nee	Ja		2
Vaatplanten	<i>Littorella uniflora</i>	Vennen	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee		3
Vaatplanten	<i>Lobelia dortmanna</i>	Vennen	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee		3
Vaatplanten	<i>Luronium natans</i>	Vennen	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee		3
Vaatplanten	<i>Lycopodiella inundata</i>	Pionier	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	Nee		1
Vaatplanten	<i>Menyanthes trifoliata</i>	Vennen	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee		4
Vaatplanten	<i>Myrica gale</i>	Natte heide	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee		3
	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>											
Vaatplanten	<i>Nardus stricta</i>	Vennen	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee		3
Vaatplanten	<i>Nardus stricta</i>	Heischraal	Nee	Nee	Nee	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee		2
Vaatplanten	<i>Narthecium ossifragum</i>	Hoogveen	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee		3
		Natte										
Vaatplanten	<i>Parnassia palustris</i>	schraallanden	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee		4
Vaatplanten	<i>Pedicularis palustris</i>	Idem	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee	Ja	Nee	Ja		5
Vaatplanten	<i>Pedicularis sylvatica</i>	Heischraal	Nee	Nee	Nee	Ja	Ja	Ja	Nee	Ja		4
Vaatplanten	<i>Platanthera bifolia</i>	Heischraal	Nee	Nee	Nee	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee		2
Vaatplanten	<i>Polygala serpyllifolia</i>	Heischraal	Nee	Nee	Nee	Ja	Ja	Ja	Nee	Ja		4
Vaatplanten	<i>Potamogeton gramineus</i>	Vennen	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee		3
Vaatplanten	<i>Pyrola minor</i>	Heischraal	Nee	Nee	Nee	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee		2
Vaatplanten	<i>Radiola linoides</i>	Pionier	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee		3
Vaatplanten	<i>Ranunculus ololeucos</i>	Vennen	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee		3
Vaatplanten	<i>Rhynchospora alba</i>	Hoogveen	Nee	Nee	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee		2
Vaatplanten	<i>Rhynchospora fusca</i>	Pionier	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	Nee		1
Vaatplanten	<i>Sagina nodosa</i>	Pionier	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee		3
		Natte										
Vaatplanten	<i>Scutellaria minor</i>	schraallanden	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee	Ja	Nee	Ja		5
Vaatplanten	<i>Succisa pratensis</i>	Idem	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee	Ja	Ja	Ja		6

Soortgroep	Soort	Biotoop	Gradiënten	Heterogeniteit	Hydrologie	Latere successie	Kleinschalig beheer	Buffering	Grootte	Knelpunt Dispersie (zaadbank)	Aantal knelpunten
Vaatplanten	Trichophorum cespitosum subsp. germanicum	Natte heide	Nee	Nee	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	2
Vaatplanten	Utricularia minor	Vennen	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	3
Vaatplanten	Vaccinium oxycoccos	Hoogveen	Nee	Ja	Ja	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	4
Vogels	Dodaars	Vennen	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	Nee	1
Vogels	Geelgors	Natte heide	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	2
Vogels	Geoorde Fuut	Vennen	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Ja	Nee	3
Vogels	Grauwe Klauwier	Natte heide	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Ja	Nee	Nee	3
Vogels	Nachtzwaluw	Natte heide	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	2
Vogels	Paapje	Hoogveen	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee	4
Vogels	Roodborsttapuit	Natte heide	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	3
Vogels	Watersnip	Hoogveen	Nee	Nee	Ja	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	3
Vogels	Wielewaal	Bos	Nee	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	2
Vogels	Wintertaling	Hoogveen	Nee	Nee	Ja	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	3
			71	33	108	79	23	67	27	26	

3. Notitie paddenstoelen Nat Zandlandschap

Door: Emiel Brouwer & Eef Arnolds

Inleiding

Paddenstoelen kunnen zich via hun sporen heel makkelijk verspreiden. Wanneer uit deze sporen een mycelium groeit, heeft dit vrijwel alleen nog te maken met de standplaatscondities. De link met een landschap is dus nog minder direct dan bijvoorbeeld voor hogere planten. De dominante standplaatseigenschappen van het natte zandlandschap, vochtig/voedselarm/(zwak) zuur, kunnen ook lokaal worden aangetroffen in andere landschappen. Bijvoorbeeld in ontkalkte duinvalleien, in laagveengebieden, op natte ontkalkte plekken in Zuid-Limburg, op zandige plekken in het rivierengebied en op drooggelegde zeebodems en zelfs op aangevoerd zand in het stedelijk gebied. Paddenstoelen weten dit soort overeenkomende, geïsoleerde standplaatsen met hun sporen veel eerder te bereiken dan hogere planten, waardoor de overeenkomst in soortensamenstelling groter is dan voor vaatplanten. Zo zijn er in de Flevopolders al meer dan 1600 soorten paddenstoelen gevonden, waarvan er 19 niet elders in Nederland zijn waargenomen (van Zanen e.a., 2000). Ook in de stedelijke omgeving van Amsterdam zijn meer dan 1000 soorten aangetroffen, waaronder ook een aanzienlijk aantal soorten van nat zand (Chrispijn, 1999).

In het navolgende worden paddenstoelen kenmerkend geacht voor het natte zandlandschap indien zij een duidelijke voorkeur hebben voor vochtige tot natte, zure tot zwak gebufferde en (matig) voedselarme bodems.

Veel soorten, weinig onderzoek

Van de meer dan 5000 soorten paddenstoelen in Nederland heeft minstens 10% een voorkeur voor standplaatsen van het natte zandlandschap. De kennis over de ecologie van paddenstoelen staat in veel opzichten nog in de kinderschoenen en dit geldt in het bijzonder voor de kennis over de ecologie van afzonderlijke soorten.

Een belangrijke bron van kennis over de ecologie van paddenstoelen vormen de systematische veldwaarnemingen die sinds ongeveer 1980 worden verzameld door de Nederlandse Mycologische Vereniging (NMV). Sinds het begin van deze waarnemingen zijn ongeveer 1500 soorten als nieuw voor Nederland ontdekt, wat al aangeeft dat ook de kennis van de verspreiding van paddenstoelen op soortsniveau nog grote gaten vertoont.

In het karteringsbestand van de NMV bestaat ook de mogelijkheid om het biotoop aan te geven. Hierdoor is het mogelijk geworden om per biotoop ontwikkelingen aan te geven, zoals bijvoorbeeld voor de rode lijsten gedaan is (Arnolds & van Ommering, 1996; Arnolds & Veerkamp, 2008). Daarnaast is er ook een serie interessante wetenschappelijke studies, die zich meestal gericht hebben op groepen van soorten. De grote soortenaantallen en de grote kennislacunes over soorten maken een aanpak op soortsniveau op dit moment weinig zinvol. In het navolgende is er daarom voor gekozen om te werken met ecologische groepen.

Indeling in groepen

De meest gebruikte indelingen voor paddenstoelen zijn indelingen naar taxonomische groepen, naar levenswijze en naar biotoop.

De taxonomie van paddenstoelen is, mede dank zij de opkomst van moleculaire technieken, momenteel aan grote veranderingen onderhevig. De minst variabele eenheden zijn de geslachten. Er zijn echter vele honderden paddestoelengeslachten, zodat ook hier de kennis over de relatie met ecologie en natuurbeheer zeker voor de kleinere geslachten vaak grote gaten vertoont. Bovendien zitten binnen een geslacht vaak soorten met een sterk uiteenlopende ecologie. De taxonomie is momenteel dus geen geschikt middel om tot bruikbare groepen te komen.

Naar levenswijze kunnen paddenstoelen in een aantal duidelijke groepen worden ingedeeld: mycorrhiza-vormers, strooiselsaprophyten, houtafbrekers en enkele kleinere groepen zoals parasieten en mestbewoners. De groepen die zodoende ontstaan zijn echter erg groot, soms

meer dan duizend soorten. Ook is de relatie met ecologie en natuurbeheer vaak dermate uiteenlopend dat er alleen algemene uitspraken per groep kunnen worden gedaan. Ook deze indeling is dus niet gebruikt, met als uitzondering de mestbewonende soorten. Een indeling naar biotoop heeft als nadeel dat zich binnen een biotoop soorten zullen bevinden die een sterk uiteenlopende levenswijze hebben en daarom zeer verschillende relaties met de ecologie in het algemeen en het beheer in het bijzonder zullen hebben. Toch is deze indeling als basis gekozen, omdat hier verreweg het meeste informatie over aanwezig is in het karteringsbestand van de NMV en omdat de biotopen ook herkenbaar en bruikbaar zijn voor andere soortgroepen. Binnen de onderscheiden biotopen is, indien mogelijk, wel onderscheid gemaakt tussen subgroepen van soorten met een verschillende levenswijze. De hieruit volgende indeling in groepen staat weergegeven in tabel 7.

Tabel 7: Indeling van de rode lijst paddestoelen van het natte zandlandschap in ecologische groepen. Voor alle groepen geldt dat het grondwater tenminste een deel van het jaar tot in de wortelzone reikt. Voor de samenstelling van de groepen, zie tabellen aan het einde van deze bijlage.

Naam (aantal soorten)	Beschrijving
Moeras (12)	Langdurig natte, niet zure standplaatsen
Natte heide, hoogveen (25)	Zure heide en pijpenstrootjesvelden, hoogveen, veenmos
Vochtig heischraal (49)	Zwak gebufferde graslanden op voedselarme bodem
Vochtig grasland (14)	Op zwak tot matig gebufferde, matig voedselarme bodem
Berkenbroek (10)	Bos met veel zachte berk, op (zwak) zure, arme bodem
Elzenbroek (14)	Bos met veel zwarte els, op gebufferde bodem
Wilgenbroek (13)	Struweel gedomineerd door grauwe en/of geoorde wilg
Voedselarm loofbos (64)	Op voedselarme, (zwak) zure zandgronden
Matig voedselarm loofbos (93)	Op matig voedselarme, gebufferde zand- of leembodems
Voedselarm naaldbos (22)	Op voedselarme zand- of leembodems
Mest (19)	Op mest, voornamelijk van grote grazers

Natuurbeheer en paddenstoelen: twee gescheiden werelden

Voor een getalsmatige analyse van bedreigde soorten van het natte zandlandschap zijn 165 paddenstoelen meegenomen die minstens 10x zijn waargenomen in de periode 1993-2007. Een latere aanvulling met ongeveer 135 zeer zeldzame soorten is hierin niet meegenomen, maar zal gezien het zeer lage aantal waarnemingen niets essentieels veranderen aan de conclusies in het navolgende.

Uit de getalsmatige analyse op kilometerhokbasis kunnen grofweg de volgende conclusies worden getrokken:

- 1) Er zijn slechts 20 (wat minder zeldzame) soorten waarvoor voldoende gegevens voorhanden zijn voor enige analyse. Voor het overgrote deel kan dus niets op soortsniveau worden gezegd. Dit geldt hoogst waarschijnlijk ook voor alle nog zeldzamere soorten die later aan de soortgroepen zijn toegevoegd.
- 2) Effecten van baggeren op paddenstoelen kunnen zich hooguit voordoen bij enkele overstromingstolerante soorten. De twee soorten die uit de analyse naar voren komen zijn dat duidelijk niet en staan dus kennelijk niet op de gebaggerde plekken. Er kunnen dus geen conclusies over baggeren en paddenstoelen worden getrokken
- 3) Er zijn voor 3 soorten verbanden gelegd met hydrologische maatregelen. Voor Pagemantel (*Cortinarius semisanguineus*) is het effect neutraal. De Kleefsteelstropharia (*Psilocybe semiglobata*) reageert licht negatief, wat zou kunnen als een grasland wat te nat wordt. De Veenmosgrauwkop (*Tephrocye palustris*) reageert negatief, wat tegenovergesteld is aan de verwachting. Dit is een soort die parasiteert op veenmossen, die zich juist uit zullen breiden bij hydrologisch herstel. Opvallend is dat geen enkele soort positief reageert, terwijl dit wel verwacht mag worden. Ook over de invloed van hydrologisch herstel op paddenstoelen zijn dus vrijwel geen conclusies te trekken

- 4) Voor 20 soorten lijkt een verband te kunnen worden gelegd tussen plaggen en paddenstoelen. Echter, 8 soorten zijn boombegeleiders/bossoorten die wel in het km-hok zijn waargenomen maar zeer waarschijnlijk niet op de geplagde strook. Dit zou ook kunnen gelden voor veel van de overige soorten. De 12 overblijvende soorten gaan (fors) achteruit. Dit zou kunnen kloppen; na plaggen verdwijnen ze. Echter, na verloop van tijd is een herstel te verwachten en zou plaggen ook positief uit kunnen pakken. Hiervoor zou moeten worden gekeken naar het aantal jaar tussen de waarneming en het tijdstip van plaggen. Dit laat het lage aantal waarnemingen echter niet toe. Buiten de voor de hand liggende constatering dat fungi van lage vegetaties verdwijnen onmiddellijk na plaggen, laat de dataset geen andere conclusies toe.

De gebruikte methodiek lijkt dus ongeschikt voor een analyse op soortsniveau voor paddenstoelen. Misschien is er wel een analyse mogelijk op het niveau van enkele grote soortgroepen, maar ook dat lijkt twijfelachtig. Het lijkt er op dat:

- a) Op plekken met concentraties van bedreigde paddenstoelen zelden herstelmaatregelen worden toegepast en,
- b) Op plekken waar herstelmaatregelen worden toegepast zelden naar paddenstoelen wordt gekeken

Naast een getalsmatige benadering lijkt een inschatting door experts onontkoombaar.

Expertvisie per groep

Moeras

Deze groep bestaat uit 11 soorten van graslanden en struwelen waar het grondwater in de zomer hooguit enkele decimeters wegzakt. Er komen 6 soorten satijnzwammen en wasplaten voor in deze groep, soorten met een voorkeur voor grasland. Daarnaast zijn er 3 mosklokjes, die met mossen geassocieerd zijn. Het Witgeringd mosklokje (*Galerina jaapii*) heeft geprofiteerd van de uitbreiding van mossen na het opschonen van venranden. Ook het Veenmosvuurzwammetje (*Hygrocybe coccineocrenata*) profiteert van opschoning van venranden, maar alleen op plaatsen waar de buffering intact of hersteld was (Brouwer, 2001). Het Broos vuurzwammetje (*Hygrocybe helobia*) reageert positief op bekalking van verzuurde veenmosrietlanden, blijkt uit voorlopige data van een bekalkingsproef bij Nieuwkoop. In het algemeen lijken soorten uit deze groep dus baat te hebben bij herstel van de voedselarmoede en buffering.

Vochtige heide en hoogveen

De vegetatie van vochtige heide en van hoogvenen vertoont grote overeenkomsten en dit geldt ook voor de mycoflora. Er zijn 4 rode lijst soorten in deze groep opgenomen die strikt verbonden zijn met veenmos en 3 soorten die voorkomen in hoogvenen en in veenmosrijke, natte heiden met een stabiele waterstand. De veenmosbewonende soorten zijn niet kieskeurig en kunnen op veel soorten veenmos worden gevonden. Voor de Veenmosgrauwkap (*Tephrocybe palustris*) is zelfs een positief verband met stikstofdepositie aangetoond (Limpens e.a., 2003). Het voorkomen van deze soorten op de rode lijst lijkt eerder een waarnemerseffect. Hoogvenen worden weinig door mycologen bezocht en dat lijkt vooral in de laatste waarnemingsperiode het geval. Dit lijkt ook het geval voor de Bruine moeraszwavelkop (*Psilocybe uda*), die bij een recent onderzoek op vergraste natte heide nog regelmatig werd aangetroffen (Wallis de Vries e.a., 2011).

De niet al te zeldzame hoogveensoorten lijken vooral gebaat bij instandhouding van hoogveen, waarbij de kwaliteit hiervan een geringere rol lijkt te spelen. Waarschijnlijk geldt dat niet voor een reeks zeer zeldzame of reeds uitgestorven paddenstoelen (waaronder veel ascomyceten) die in buitenlandse hoogvenen met een lage stikstofdepositie regelmatig worden waargenomen. Aangezien intact, stikstofarm hoogveen niet meer in Nederland voorkomt, is het echter niet mogelijk om deze veronderstelling te onderbouwen.

Een grotere groep van 18 rode lijst soorten komt optimaal voor in vochtige heide en bestaat vooral uit strooiselafbrekers. Enkele kleine ascomyceten komen vooral op kale plekken in de heide voor, of bij afgestorven mos. De Lenteknotszwam (*Clavulinopsis vernalis*) leeft samen met algen die op voortdurend natte, kale bodem groeien. Deze soort is op diverse plagplekken in

hydrologisch intacte, natte heide teruggekeerd (Brouwer, 1996). Een recent gestart onderzoek in de vochtige heide suggereert dat veel soorten meer op de hydrologie reageren dan op vergrassing; ook op zwaar vergraste heide waren nog veel rode lijst soorten aanwezig (Wallis de Vries e.a., 2011). Het plaggen van natte heide draagt aanvankelijk bij aan de achteruitgang van veel soorten, vooral wanneer de complete humuslaag wordt verwijderd. Op natte heide in duinvalleien op Terschelling is de humuslaag intact gelaten (chopperen) en blijken heidesoorten goed te overleven (Magnée e.a., 2011). Daarnaast kan een enkele soort ook profiteren van de kale omstandigheden na plaggen, bijvoorbeeld de Veenvlamhoed (*Gymnopilus fulgens*). Waarschijnlijk profiteren heidesoorten van hydrologisch herstel van de heide. Plaggen leidt voor veel soorten aanvankelijk tot verdwijnen, alhoewel enkele soorten er ook van profiteren (Arnolds e.a., 2011). Voor herstel op lange termijn speelt waarschijnlijk vooral de hernieuwde opbouw van voedselarm, niet te sterk verzuurd organisch materiaal een rol en kan plaggen dus gunstig zijn.

Vochtig heischraal grasland

Het is bij beheerders weinig bekend dat heischrale graslanden bijzonder rijk kunnen zijn aan paddestoelen. De kenmerkende soorten komen merendeels zowel in droge als in vochtige heischrale graslanden voor, indien deze laatste in de zomer voldoende uitdrogen om doorluchting mogelijk te maken. De soortgroep bestaat dan ook uit maar liefst 51 rode lijst soorten. Uiterst soortenrijke, vochtige heischrale graslanden zijn bijvoorbeeld de kleine startbaan bij Havelte, de Leemputten bij Staverden en een perceel bij het zendstation van Wingene (west-Vlaanderen). Behoud is ook in internationaal opzicht van groot belang; vochtige heischrale graslanden zijn overal sterk op hun retour, inclusief de bijbehorende mycoflora (Mc Hugh e.a., 2001). De meest zure en voedselarme heischrale graslanden, vaak overgangen naar heide, zijn armer aan paddenstoelen. Arnolds (1981) vond hier 20-40 soorten per 500 vierkante meter, terwijl dat in meer gebufferde heischrale graslanden 30-80 was.

De soortenrijkdom neemt toe met de ouderdom van de graslanden. Voor alle typen graslanden geldt hierbij dat er nauwelijks een correlatie is met de rijkdom aan hogere planten (Öster, 2007). Hierdoor is het gevaar groot dat in botanisch opzicht weinig waardevolle heischrale graslanden worden geplagd en een zeer rijke mycoflora verloren kan gaan.

Voldoende buffering lijkt een belangrijke voorwaarde voor veel paddenstoelen van heischraal grasland. Daarnaast zijn vrijwel alle soorten gevoelig voor ophoping van stikstof. Voldoende buffering en afvoer van stikstof worden bevorderd door contact met gebufferd grondwater. Aan de andere kant zijn veel soorten gevoelig voor te natte omstandigheden in het groeiseizoen. Herstel en behoud van de hydrologie kan dus een belangrijke rol spelen in het behoud van de paddenstoelenrijkdom van deze graslanden. Ook is enig reliëf gunstig, zodat er voldoende plekken met een goede drainage aanwezig zijn.

Een groot deel van de droge, maar ook de vochtige heischrale graslanden is als gevolg van verzuring zeer versnipperd in en buiten natuurgebieden aanwezig. Bijvoorbeeld in bermten van wegen, fietspaden of met leem verharde paden, of op zeer lokale leemopduikingen. Veel plantensoorten hebben moeite om dergelijke geïsoleerde groeiplaatsen te bereiken, maar dit geldt niet voor paddenstoelen. Zulke plekken kunnen na verloop van tijd zeer rijk worden aan kenmerkende paddenstoelen, maar omdat ze botanisch niet bijzonder rijk zijn en/of niet in natuurgebied liggen, is de aandacht voor deze plekken vaak gering. Behoud en verdere ontwikkeling biedt hier goede kansen voor bijzondere paddenstoelen en bovendien wijzen de paddenstoelen hier ook de potentieel geschikte plekken aan voor bijzondere vaatplanten als Heidekartelblad (*Pedicularis sylvatica*), Liggende vleugeltjesbloem (*Polygala serpyllifolia*) en Wolverlei (*Arnica montana*). Het regelmatig afvoeren van de geproduceerde vegetatie komt de diversiteit aan paddenstoelen ten goede. Geïsoleerde, gebufferde plaatsen in heidevelden worden vaak intensief afgegrasd door het vee, wat voor de mycoflora gunstig is. Ook wegbermen worden vaak kort gehouden en het maaisel wordt vaak afgevoerd.

Vochtig grasland

Een goede buffering wordt op de zandgronden voornamelijk bereikt wanneer het zand langdurig in contact staat met kalkhoudend grondwater. De hier beschreven vochtige graslanden zijn dan ook natter dan de heischrale graslanden en mede daardoor minder soortenrijk. De 14 opgenomen soorten zijn vooral kenmerkend voor dotterbloemhooilanden en aanverwante graslandtypen. Alhoewel dergelijke graslanden vaak een minder voedselarme bodem hebben dan heischrale graslanden, zijn de kenmerkende paddenstoelen vrijwel allemaal gevoelig voor bemesting. De productie van vochtige graslanden is hoger dan in heischrale graslanden. Voor een goede ontwikkeling van de mycoflora is het hier dus nog sterker dan voor de heischrale graslanden van belang dat deze productie wordt afgevoerd. In begraasde graslanden staan de kenmerkende soorten op de kortgegrasde delen. In gemaaide graslanden neemt de soortenrijkdom toe naarmate er meer en/of vroeger in het seizoen wordt gemaaid. Verruiging leidt onmiddellijk tot een verminderde vruchtlichaamvorming. Verdere vernatting van deze ook in de zomer goed vochtige graslanden, leidt tot achteruitgang van zowel de vegetatie als de mycoflora.

Berkenbroek

Naarmate berkenbroekbossen natter zijn, neemt de diversiteit aan paddenstoelen af, maar stijgt het aandeel kenmerkende soorten. Hier zijn de soorten beschouwd die ook nog in die nattere berkenbroekbossen voorkomen; de overige soorten vertonen een grote overlap met de vochtige bossen op voedselarm zand en zijn daar opgenomen. Er zijn 10 kenmerkende soorten van berkenbroek opgenomen die op de rode lijst staan, allen mycorrhizapartners van Berken, die een voorkeur hebben voor vochtige, maar niet te natte bodem. Zoals vrijwel alle bedreigde mycorrhiza-paddenstoelen zijn ze gevoelig voor sterke verzuring (mobilisatie van aluminium) en voor ophoping van stikstof en fosfaat. Stikstofdepositie en/of inlaat van met fosfaat verrijkt oppervlaktewater leidt tot verruiging en het verdwijnen van mycorrhizasoorten. Verdroging leidt behalve tot verzuring ook tot een versterkte afbraak van organisch materiaal en dus vermesting. In verdroogd en verzuurd berkenbroek komen alleen algemene mycorrhiza-paddenstoelen voor.

Opvallend is dat er zich geen hout afbrekende soorten bevinden in deze groep. Vrijwel alle aan berk gebonden houtafbrekers komen ook voor op droge en/of sterk zure zandgronden. Daarnaast zijn berken snel groeiende en vrij kort levende bomen, waardoor er nauwelijks kenmerkende soorten zijn van oude berkenbossen. Het dopheide-berkenbroekbos kan zeer open en veenmosrijk zijn, waardoor ook paddenstoelen van hoogveen kunnen voorkomen. De relatie met het beheer is grofweg dezelfde als die voor vochtige bossen op arm zand (zie aldaar). Te sterke vernatting, vooral het vasthouden van water in de zomer, is zeer nadelig voor de mycoflora. Daarnaast verdwijnen er nogal eens (delen van) berkenbosjes ten behoeve van hoogveen- en venherstel. Doorgaans wordt geen rekening gehouden met de mycologische waarden van deze bosjes; vaak is deze niet eens bekend.

Elzenbroek

De soorten die hier als kenmerkend voor elzenbroekbos zijn opgenomen komen overeen in hun binding aan Zwarte els (*Alnus glutinosa*). De standplaats waarop de 11 bodembewonende soorten voorkomen loopt echter sterk uiteen; van permanent natte bronbossen met een leem- of veenbodem tot elzenbosjes op relatief droog zand die verwant zijn aan bossen van het elzen-vogelkers verbond. De drie op blad of hout levende soorten zijn wat dat betreft veel minder kieskeurig. In het navolgend is uitgegaan van een splitsing in elzenbronbos en elzenbroekbos. In elzenbronbos zijn de grondbewonende soorten vooral afhankelijk van de aanwezigheid van permanent natte bodem met een hoog gehalte organisch materiaal. Wanneer de bodem te lang uitdroogt, bijvoorbeeld door minder wateraanvoer vanuit het inzijsgebied in de zomer, treedt eutrofiering en verruiging op en verdwijnen kenmerkende paddenstoelen. De invloed van een toegenomen stikstofbelasting van het bronwater op de groei van kenmerkende paddenstoelen is onbekend. Het ligt voor de hand dat deze negatief is.

In Elzenbroekbos valt jaarlijks een deel van de bodem droog en komen kenmerkende paddenstoelen vooral voor op de langduriger droogvallende delen. Wel kan bij een verminderde grondwaterinvloed eerder verzuring optreden, waardoor kenmerkende fungi snel achteruit gaan (Arnolds e.a., 2011). Wanneer het oppervlaktewater voedselrijker wordt, kunnen eutrafente

plantensoorten als Liesgras (*Glyceria maxima*) en Rietgras (*Phalaris arundinacea*) zich snel uitbreiden. Ook gaan kenmerkende paddenstoelen dan achteruit. Een ander potentieel gevaar is de belasting van grondwater met sulfaat. Hierdoor kan de anaerobe afbraak worden gestimuleerd en wordt sulfide gevormd. Beide processen zijn waarschijnlijk zeer nadelig voor kenmerkende paddenstoelen.

Samengevat lijken wijzigingen in het inrijgebied (verdroging en stikstofbelasting) de grootste gevaren voor paddenstoelen van elzenbronbos en zijn inlaat van voedselrijk oppervlaktewater en belasting van grondwater met sulfaat en/of stikstof de grootste gevaren voor elzenbroekbossen. Er zijn echter veel kennislacunes op dit vlak.

Wilgenbroek

Ook in wilgenbroekbos bestaat het grootste deel van de kenmerkende rode lijst soorten uit bodembewoners. Een kleiner deel groeit op hout, en wel voornamelijk op dode of levende takken die nog aan de boom zitten. De bodembewonende soorten mijden de natste plekken en hebben een voorkeur voor randen en kleine verhogingen die in de zomer vochtig blijven maar wel goed gedraineerd zijn.

Net als in elzenbroek leidt vermesting of een versnelde afbraak van organisch materiaal tot een sterke achteruitgang van bodembewonende paddenstoelen. Het handhaven van een hoge waterstand in de zomer is zeer nadelig voor de mycoflora, vooral wanneer dit water voedselrijk en/of sulfaatrijk is. Voor de houtbewoners is een vochtig microklimaat vermoedelijk essentieel. Langs veel vennen en schraalgraslanden ontwikkelt zich op den duur wilgenbroek. Ondanks het kleine oppervlak kan zulk struweel zeer rijk zijn aan kenmerkende paddenstoelen. Bij het herstellen van deze vennen of graslanden worden dergelijke bosjes vaak (gedeeltelijk) verwijderd zonder dat men zich bewust is van de mycologische waarden die hiermee verloren gaan.

Voedselarm loofbos

Voedselarme bossen op de zandgronden behoren tot de paddenstoelrijkste biotopen in Nederland. In het bijzonder een groot aantal mycorrhizasoorten is zeer sterk getroffen door verzuring en stikstofdepositie (Janssen, 1981). Bovendien vertraagt stikstof de afbraak van lignineerijk strooisel, en de resulterende accumulatie van strooisel is nadelig voor mycorrhizapaddenstoelen (Knorr e.a., 2005). In tabel xx1 wordt het getal van 64 rode lijst soorten genoemd, maar dit getal kan nog worden verdubbeld als daar ook de inmiddels uiterst zeldzame en verdwenen soorten aan worden toegevoegd! Het merendeel van de bodembewonende soorten die nu nog in onze zandbossen voorkomt is kenmerkend voor wat voedselrijkere situaties, en alle soorten zijn noodzakelijkerwijs zeer zuurtolerant. Voor de houtbewoners zijn de veranderingen veel minder uitgesproken.

Daar waar de grondwaterinvloed tot in de wortelzone reikt is vaak sprake van minder sterke verzuring. Op dergelijke plekken overleven de wat minder zuurtolerante soorten. Ook wordt stikstof in minder zure bosbodem sneller omgezet in nitraat, wat vervolgens uitspoelt naar de ondergrond. Door grondwater beïnvloede plekken zijn waarschijnlijk dus ook geschikter voor stikstofmijdende paddenstoelen. Het bufferende effect van water wordt op sommige plekken vervangen door de aanwezigheid van een leemfractie. Vochtige plekken in het zandlandschap, waar invloed van lemig materiaal of gebufferd grondwater merkbaar is, zijn ware refugia voor de oorspronkelijke mycoflora van onze zandbossen. De overlap tussen de soorten van droge en vochtige, in de zomer opdrogende bossen is zeer groot. Een tweede refugium wordt gevormd door met bomen beplante wegbermen en lanen. Het blad waait hier grotendeels weg, waardoor er hier minder stikstof ophoopt. Ook is er vaak sprake van enige buffering door bijvoorbeeld uitspoeling vanaf de weg of het opbrengen van slootschoonsel. Vooral stekelzwammen staan opvallend vaak langs wegbermen met sloten erlangs. Op een groeiplaats in Vlaanderen bleken deze plekken minder zuur als gevolg van het uitlekken van calcium en magnesium uit opgebracht slootmateriaal (Brouwer e.a., 2011).

Juist op strooiselarme plekken is ook het effect van een afnemende stikstofdepositie merkbaar sinds het eind van vorige eeuw. Op dergelijke plekken zijn bijvoorbeeld stekelzwammen weer toegenomen (Arnolds, 2003). Maar voor de meest gevoelige soorten lijkt de stikstofdepositie nog steeds te hoog; deze keren ook daar niet terug (Veerkamp & Arnolds, 2008).

Herstel van de mycoflora van onze zandbossen biedt door de aanwezigheid van grondwater en plaatselijk ook nog gebufferd bodemmateriaal vooral kansen op vochtige plaatsen. Herstel van de hydrologie is hierbij een belangrijke maatregel. Knelpunt hierbij kan zijn dat de wanden van de ontwateringsgreppels vaak ook belangrijke refugia vormen voor kenmerkende paddenstoelen. Op deze wanden blijft geen strooisel liggen en de invloed van grondwater is hier relatief groot. Het dichten van greppels kan dus leiden tot het verdwijnen van restpopulaties. De ontwikkelingen in lanen, maar ook op oude begraafplaatsen, laten zien dat het weghalen van blad ook een goede beheermaatregel kan zijn om een rijke mycoflora in stand te houden. Hier handhaven zich veel stikstofgevoelige mycorrhizasoorten (Arnolds, 1988). Het laten liggen van groot dood hout, daarentegen, is juist weer goed geweest voor een aantal houtbewonende soorten. Het laten liggen van kleinere takken en twijgen werkt verruiging in de hand (Keizer, 2003).

Matig voedselarm loofbos

Hier en daar komen op de zandgronden betere bodems voor, bijvoorbeeld de overgangen naar het IJsseldal aan de oostkant van de Veluwe, het Kromme Rijn gebied, de kalkopduikingen in de Achterhoek en de leembodems in Drenthe en Midden-Brabant. De mycoflora op deze van oorsprong neutrale tot basische bodems verschilt sterk met die van de zure zandgronden en is nog soortenrijker. Vegetatiekundig is hier vaak sprake van Eiken-Haagbeukenbos of bossen van het Essen-Vogelkersverbond. Ook hier heeft een flinke verzuring en strooiselophoping plaatsgevonden, met uitzondering van de kalkrijkste varianten. Ook is vrijwel overal sprake van verdroging. En veel van deze bossen zijn kleine bosjes in een agrarische omgeving, waardoor ook veel vermesting plaatsvindt via de lucht, het oppervlaktewater en het grondwater. Het is dan ook niet zo verbazingwekkend dat de mycoflora van deze bossen nog sterker is aangetast dan in vochtige bossen op arm zand. In tabel 1 wordt het getal van maar liefst 93 rode lijst soorten genoemd, waarvan het overgrote deel bestaat uit bodembewonende soorten. Ook voor deze soorten geldt dat ze tegenwoordig voornamelijk in vochtige, met bomen beplante wegbermen worden aangetroffen. En ook hier geldt dat er een grote overlap in de mycoflora van vochtige en droge varianten van deze bossen. De meeste bossen op gebufferde bodem op de zandgronden zijn echter vochtige bossen, met name op oude beekleemafzettingen. Ook voor deze bossen geldt dat terugdringing van de verdroging, en de hiermee gepaard gaande verzuring en verruiging, de belangrijkste herstelmaatregel is. Het aandeel van soorten die zeer gevoelig zijn voor stikstofdepositie, is kleiner dan in de echt voedselarme, vochtige bossen. Het laten liggen van groot dood hout heeft voor enkele houtbewoners positief uitgekapt.

Voedselarm naaldbos

Het is de paddenstoelen van voedselarm naaldbos niet veel anders vergaan dan die van voedselarm loofbos. Voor de bedreigingen en de mogelijkheden van herstel kan dan ook grotendeels daarheen worden verwezen. Toch is het voedselarme naaldbos hier als aparte groep onderscheiden. Naaldbossen zijn in Nederland niet inheems en naaldbomen worden dan ook als exoten beschouwd, met als uitzondering de vliegdennen op stuifzanden. Naaldbomen kennen evenals loofbomen een grote variatie aan mycorrhizapartners en houtbewonende soorten. Deze zijn oorspronkelijk afkomstig uit Midden- en Noord-Europa, maar met de aanplant van naaldbomen ook in Nederland wijd verspreid geraakt. Het gaat hier om honderden soorten, waarvan een groot deel door verzuring en stikstofdepositie ook weer op de rode lijst terecht gekomen is of alweer is verdwenen. Behoud van een klein areaal naaldbossen of gemengde bossen, met name op gebufferde en/of vochtige bodem is genoeg om vrijwel al de nog aanwezige soorten voor ons land te behouden. Bovendien wordt een aandeel naalddhout ook door recreanten hoog gewaardeerd.

Mest

In Nederland komen meer dan 100 mestbewonende soorten paddenstoelen voor, waarvan het merendeel kleine ascomyceten. Deze komen alleen voor op structuurrijke mest met een hoog vezelgehalte. Moderne runderrassen die op sterk bemest grasland grazen, produceren slappe mest die voornamelijk door bacteriën wordt afgebroken. Een heel groot deel van de mestbewonende paddenstoelen is daarom sterk achteruit gegaan. Vanaf ongeveer 1980 is er een licht herstel gaande, doordat in natuurterreinen steeds vaker grote grazers rondlopen. Dit

herstel treedt met name op in de duinen en op de pleistocene zandgronden, omdat hier vaak grote oppervlakten voedselarme vegetatie aanwezig zijn. Na introductie van grazers treedt al binnen enkele jaren een herstel op de coprofiele mycoflora. Er lijkt geen of weinig verband te zijn met de plek waar de mest terecht komt.

Natuurontwikkeling & herstelbeheer; kansen voor bedreigde paddenstoelen

Herstelbeheer

De meest voorkomende herstelmaatregelen in het natte zandlandschap die voor paddenstoelen relevant zijn, zijn hydrologisch herstel, herstel van de basenverzadiging, en afvoer van organisch materiaal middels bijvoorbeeld plaggen of begrazen.

Hydrologisch herstel is in principe gunstig voor de mycoflora van heidevelden, graslanden en bossen. Wel zijn er voor de paddenstoelen enkele aandachtspunten. Wanneer het terrein ook in de zomer zeer nat blijft, kunnen mycelia in de bodem niet of nauwelijks overleven. Vasthouden van water in de zomerperiode is dus zeer nadelig. Dit geldt in het algemeen ook voor de vegetatie. Ten tweede komen vaak restpopulaties voor langs greppels. In bossen omdat daar de strooisellaag ontbreekt en in natte graslanden omdat daar de ontwatering wat beter is. Dichten van deze greppels leidt gemakkelijk tot het verdwijnen van restpopulaties.

Herstel van de basenverzadiging gebeurt vaak middels bekalking. Deze kalk wordt uitgestrooid en heeft vooral effecten op de bovenste centimeters van de bodem. De pH loopt daar zo sterk op dat de afbraak van organisch materiaal wordt gestimuleerd. Bij zo'n pH-stijging vindt ook een verschuiving plaats van schimmel gedomineerde afbraak naar bacterie gedomineerde afbraak. Het is dan ook niet verwonderlijk dat bekalking vooral in bossen leidt tot verruiging en verlies van kenmerkende paddenstoelen (van Dobben, 2010). Aan de andere kant weten we dat een herstel van de basenverzadiging essentieel is voor de terugkeer van veel kenmerkende soorten. Er moet dus gezocht worden naar methoden om de basenverzadiging te herstellen zonder dat daarbij de pH (plaatselijk) te ver oploopt. Dit kan mogelijk door jarenlang zeer licht te bekalken (lieft in combinatie met strooiselroof), of door kalkhoudend water op te brengen of kalkhoudende grondwater weer tot in de wortelzone te laten stijgen. De vaak zeer bijzondere mycoflora aan de rand van schelpenpaden geeft aan dat hier mogelijkheden zijn (Brouwer e.a., 2009).

Het verwijderen van strooisel gebeurt nu vooral in wegbermen en op begraafplaatsen. Het heeft zuur gunstige effecten voor de mycoflora van voedselarme bossen. In bossen wordt deze maatregel niet toegepast. Aangezien deze wegbermen vaak uiterst belangrijke refugia zijn voor stikstofmijdende bospaddenstoelen, zou het goed zijn om dit beheer eens onder de loep te nemen. Er is nog veel onbekend over de invloed van bijvoorbeeld bodemsamenstelling, de mate waarin blad kan wegwaaien, het gebruik van de aangrenzende weg, de aanwezigheid en het peilbeheer van aangrenzende sloten, de lokale gewoonte om wegbermen af te schrapen, aanvullend maaibeheer, betreding en recreatief gebruik.

Plaggen wordt als praktijkmaatregel alleen toegepast in heidevelden en graslanden, en is experimenteel getest in bossen. In eerste instantie leidt dit tot het verdwijnen van veel van de aanwezige soorten (Keizer, 1990; Baar, 1996). Slechts enkele pioniers profiteren van de aanwezigheid van vochtige, voedselarme, open grond. Op de langere termijn treedt mogelijk herstel op, maar dit is vrijwel niet onderzocht. Vooral in graslanden is het van belang om van te voren na te gaan of te plaggen delen rijk zijn aan bijzondere graslandpaddenstoelen.

Begrazing van natuurterreinen in het natte zandlandschap is in ieder geval gunstig voor de groep van mestbewonende paddenstoelen. Dat geldt vooral voor begrazing met paarden of koeien, maar in veel mindere mate voor schapen. Ook kan begrazing gunstig zijn voor graslandpaddenstoelen, indien er terreindelen zijn die voortdurend kort gehouden worden door de grazers. Aan de andere kant kan het overschakelen op extensieve begrazing leiden tot verruiging van graslanden, waarbij de mycologische waarden snel afnemen.

Natuurontwikkeling

Bij de inrichting van de EHS is er vooral aandacht voor de ontwikkeling van lage vegetaties; schraalgraslanden, heiden, moerassen e.d. Als er al bos wordt aangeplant, is dit op de resterende stukken, vaak landbouwpercelen met een dikke fosfaatverzadigde toplaag. De

ondergroei van zo'n bos blijft nog vele decennia erg ruig en er ontwikkelt zich geen bijzondere mycoflora. Dit is een gemiste kans voor de ontwikkeling van soortenrijk, voedselarm bos. De ontwikkelingen in dichtgroeibende zandgroeven, opgespoten terreinen en sparrenaanplanten op diepgeploegde landbouwbodems (Arnolds e.a., 2004) laten zien dat zich in korte tijd een zeer bijzondere mycoflora kan ontwikkelen in zulke jonge bossen. Voorwaarde is een voedselarme, niet verzuurde bodem. Zo'n bodem is in de regel aanwezig onder de fosfaatverzadigde toplaag van landbouwpercelen. De onderhoudskosten van een dergelijk bos zijn bovendien veel lager dan die van bijvoorbeeld een schraalgrasland. Aangezien de zuurdepositie tegenwoordig tot bijna nul is gereduceerd, is de kans ook groot dat de basenverzadiging in deze bossen voor lange tijd op peil blijft, iets wat in de bestaande bossen op zandgronden vrijwel nergens nog het geval is.

Een andere kans die vaak gemist wordt bij de omvorming van landbouwpercelen naar natuurterrein is het aanbrengen of handhaven van zo veel mogelijk reliëf. Dit is voordelig voor de vegetatie in het algemeen, maar in het bijzonder van belang voor paddenstoelen in natte natuur. Veel soorten zijn afhankelijk van een vochtige bodem of van een bodem die dankzij de invloed van grondwater niet verzuurt. Aan de andere kant zijn vrijwel alle soorten juist afhankelijk van enige drainage in de zomerperiode. Hoogteverschillen van enkele tientallen centimeters zijn dan genoeg om de juiste vochtcondities te creëren en indien deze verschillen over korte afstand aanwezig zijn, kunnen mycelia meebewegen met de vochtgradiënt in natte en droge jaren.

Literatuur

- Arnolds, E.J.M (1981). Ecology and coenology of macrofungi in grasslands and moist heathlands in Drenthe, the Netherlands. Proefschrift Landbouw Universiteit Wageningen.
- Arnolds, E.J.M. (1988). The changing macromycete flora in the Netherlands. Trans. Br. Mycol. Soc. 90 : 391-406.
- Arnolds, E.J.M. (2003). De stekelzwammen en pruikzwammen van Nederland en België. Coolia 46(3), supplement.
- Arnolds, E.J.M., Bremer, P. & R. Chrispijn (2011). Paddenstoelen als indicatoren van vermeting en verzuring in Overijssel. Coolia 54 (1): 16-35.
- Arnolds, E.J.M., Douwes, R. & I. Somhorst (2004). Mycologische avonturen in jonge sparrenbosjes op voormalige landbouwgrond. Coolia 47(2): 56-64.
- Arnolds, E.J.M. & G. van Ommering (1996). Bedreigde en kwetsbare paddestoelen in Nederland. Toelichting op de rode lijst. IKC Natuurbeheer, Wageningen.
- Arnolds, E.J.M. & M.T. Veerkamp (2008). Basisrapport Rode Lijst Paddenstoelen. Nederlandse Mycologische Vereniging, Utrecht.
- Baar, J. (1996). Ingrepen in strooisel- en humuslagen en ectomycorrhizaschimmels in grove dennen opstanden. Coolia 39: 89-97.
- Brouwer, E. (1996). De Lente-knotszwam (*Clavulinopsis vernalis*), veelvraat of fijnproever? Coolia 39 (4): 189-193.
- Brouwer, E. (2001). Restoration of Atlantic softwater lakes and perspectives for characteristic macrophytes. Proefschrift Katholieke Universiteit Nijmegen.
- Brouwer, E., Braat, M., Hoek, B. van, Noteboom, R., Oplaat, C., Peijper, R. de, Smits, M. & P. Klok (2009). Wad'n gezwam; de invloed van schelpenpaden op de paddenstoelendiversiteit van Terschelling. Coolia 52 (1) 7-17.
- Brouwer E., Wijters, M., Ballaer, B. van., Moors, J., Backx, H. & R. van Diggelen. Natuurinrichtingsproject Biscopveld. Expertadvies prioritair ven en heideherstel. Onderzoekcentrum B-ware & Universiteit Antwerpen, in opdracht van de Vlaamse LandMaatschappij.
- Chrispijn, R. (1999). Champignons in de Jordaan. De paddestoelen van Amsterdam. Schuyt & Co, Haarlem.
- Dobben, H.F. van (2010). Lange termijn effecten van bekalking op bosvegetatie. Alterra rapport 2098.
- Janssen, A.E. (1981). The vegetation and macrofungi of acid oakwoods in the North East Netherlands. Proefschrift Landbouw Universiteit Wageningen.
- Keizer, P.J.K. (1990). The ecology of macromycetes in roadside verges planted with trees. Proefschrift Landbouw Universiteit Wageningen.

- Keizer, P.J.K. (2003). Paddestoelvriendelijk natuurbeheer. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Knorr, M., Frey, S.D. & P.S. Curtis (2005). Nitrogen addition and litter decomposition: a meta analysis. *Ecology* 86: 3252-3257.
- Limpens, J., Raymakers, J. T. A. G., Baar, J., Berendse, F. & J. D. Zijlstra (2003). The interactions between epiphytic algae, a parasitic fungus and Sphagnum as affected by N and P. *Oikos* 103 (10) 59-68.
- Magnée, K. Rossum, S. van, Kieskamp, A., Kristensen, L., Berlo, V. van, Janssen, A. & T. Fitters. Herstel van de vochtige duinheide op Terschelling. Verslag cursus Systeemecologie, Radboud Universiteit.
- Mc. Hugh, R., D. Mitchel, M. Wright & R. Anderson (2001). The fungi of Irish grasslands and their value for nature conservation. *Biology and Environment: proceedings of the Royal Academy*, vol. 101B (3), 225-242
- Öster, M. (2007). Low congruence between the diversity of Waxcap (*Hygrocybe* spp.) fungi and vascular plants in semi-natural grasslands. *Basic and Applied Ecology* 9, 514-522.
- Veerkamp, M. & E.J.M. Arnolds (2008). Nieuwsbrief paddenstoelenmeetnet 9. *Coolia* 51: 97-108.
- Wallis de Vries, M.W., Vogels, J. & E. Brouwer (2011). Alternatieven voor plaggen, 1^e tussenrapport. Vlinderstichting, Stichting Bargerveen & Onderzoekcentrum B-ware. In opdracht van Ministerie van ELI, directie Kennis en Innovatie.
- Zanen, G. van., Aa, H. van der & P. Bremer (2000). Paddestoelen in Flevoland. Werkgroep Mycologisch Onderzoek IJsselmeerpolders & Nederlandse Mycologische Vereniging. KNNV, Utrecht.

4. Samenstelling van de ecologische groepen van paddenstoelen

Elzenbroek		Vochtig grasland	
095010	Alnicola alnetorum	002070	Agrocybe paludosa
095090	Alnicola luteolofibrillosa	040229	Entoloma conferendum
095160	Alnicola subconsersa	040250	Entoloma cryptocystidiatum
095170	Alnicola submelinoides	040770	Entoloma ortonii
028160	Cortinarius bibulus	040210	Entoloma pseudocoelestinum
040310	Entoloma dysthales	041250	Entoloma velenovskyi
040830	Entoloma politum	041260	Entoloma ventricosum
046180	Galerina heimansii	059020	Hygrocybe aurantioviscida
069370	Lactarius omphaliformis	059130	Hygrocybe glutinipes
655010	Ombrophila violacea	060040	Hygrophoropsis fuscusquamulosa
675010	Pachyella babilingtonii	060020	Hygrophoropsis macrospora
116460	Psathyrella noli-tangere	075010	Omphalina acerosa
684040	Rutstroemia conformata	119160	Psilocybe semilanceata
126880	Russula alnetorum	134029	Psilocybe pseudocyanea
Wilgenbroek		Mesotrofe moerassen	
095020	Alnicola amarescens	075030	Arrhenia lobata
095120	Alnicola salicis	040280	Entoloma cuspidiferum
095080	Alnicola spadicea	040680	Entoloma mougeotii
255010	Anrodia albida	040920	Entoloma rhombisporum
095100	Galerina permixta	046130	Galerina cerina
054350	Hebeloma vaccinum	046300	Galerina jaapii
624010	Hypocreopsis lichenoides	046480	Galerina subbadipes
064990	Inocybe squarrosa	059070	Hygrocybe coccineocrenata
069040	Lactarius aspideus	059140	Hygrocybe helobia
091410	Mycena melligena	059250	Hygrocybe phaeococcinea
223010	Nidularia deformis	689070	Scutellinia umbrorum
662200	Peziza limnaea	063080	Pholiota myosotis
108010	Phaeomarasmius erinaceus		
Vochtig berkenbos		Mest	
028110	Cortinarius armillatus	574060	Cheilymenia pulcherrima
028400	Cortinarius decoloratus	110070	Conocybe coprophila
028900	Cortinarius pholideus	026060	Coprinus bisporus
038150	Cortinarius tubarius	026150	Coprinus curtus
040750	Entoloma nitidum	026210	Coprinus ephemeroides
069530	Lactarius torminosus	026220	Coprinus ephemerus
069570	Lactarius vietus	026330	Coprinus heptemerus
070040	Leccinum niveum	026580	Coprinus poliomallus
126130	Russula aquosa	026610	Coprinus radiatus
127200	Russula sphagnophila	026690	Coprinus stellatus
		026700	Coprinus stercoreus
		026710	Coprinus sterquilinus
		628010	Iodophanus carneus
		670020	Poronia erici
		670010	Poronia punctata
		116280	Psathyrella hirta
		134080	Psilocybe luteonitens
		119100	Psilocybe merdaria
		134130	Psilocybe semiglobata

Matig voedselarm loofbos (mycorrhiza)			Matig voedselarm loofbos (saprofyten)		
003240	Amanita	olivaceogrisea	286030	Clavulina	rugosa
003190	Amanita	vaginata	025320	Conocybe	utriformis
028350	Cortinarius	croceocoeruleus	688160	Dumontinia	tuberosa
038180	Cortinarius	olivaceofuscus	040060	Entoloma	araneosum
038130	Cortinarius	sanguineus	040090	Entoloma	bisporigerum
052010	Gyrodon	lividus	040110	Entoloma	caccabus
054230	Hebeloma	birrus	040670	Entoloma	cephalotrichum
213020	Hymenogaster	luteus	040320	Entoloma	dysthaloides
213030	Hymenogaster	olivaceus	040330	Entoloma	euchroum
213060	Hymenogaster	tener	040480	Entoloma	pleopodium
064900	Inocybe	albomarginata	041150	Entoloma	strigosissimum
064080	Inocybe	asterospora	041160	Entoloma	subradiatum
064210	Inocybe	calospora	614020	Helvella	atra
064410	Inocybe	godeyi	614070	Helvella	elastica
064490	Inocybe	hystrix	073060	Lepiota	clypeolaria
064940	Inocybe	muricellata	073080	Lepiota	cortinarius
064350	Inocybe	nitidiuscula	637010	Leucoscypha	leucotricha
064570	Inocybe	obscurobadia	079020	Limacella	guttata
064740	Inocybe	paludinella	084210	Marasmius	wynnei
064830	Inocybe	praetervisa	089010	Micromphale	foetidum
069070	Lactarius	azonites	091240	Mycena	erubescens
069320	Lactarius	lilacinus	091450	Mycena	niveipes
070030	Leccinum	griseum	093010	Mycenella	bryophila
218010	Melanogaster	ambiguus	093030	Mycenella	margaritispota
218020	Melanogaster	broomeianus	093060	Mycenella	rubropunctata
658030	Otidea	cochleata	662080	Peziza	badiofusca
658060	Otidea	onotica	662150	Peziza	emileia
389080	Ramaria	formosa	662300	Peziza	succosella
126260	Russula	clariana	116110	Psathyrella	cernua
126390	Russula	farinipes	116200	Psathyrella	fatua
126800	Russula	pelargonina	116330	Psathyrella	leucotephra
126930	Russula	velutipes	116509	Psathyrella	olympiana
127140	Russula	violacea	118010	Pseudoclitocybe	cyathiformis
137049	Tricholoma	album sl, + lascivum	136160	Tephrocybe	rancida
137190	Tricholoma	populinum	704060	Trichophaea	woolhopeia
137270	Tricholoma	sejunctum	424020	Typhula	erythropus
			424070	Typhula	phacorrhiza
			381040	Typhula	setipes

Voedselarm loofbos			Voedselarm naaldbos		
003030	Amanita	crocea	009010	Boletinus	cavipes
003140	Amanita	porphyria	029690	Cortinarius	camphoratus
010140	Boletus	pulverulentus	038140	Cortinarius	semisanguineus
010170	Boletus	rhodoxanthus	035020	Cystoderma	carcharias
275040	Cantharellus	tubaeformis	040150	Entoloma	cetratum
028010	Cortinarius	acutus	050010	Gomphidius	glutinosus
028030	Cortinarius	alboviolaceus	069280	Lactarius	hysginus
029780	Cortinarius	lanatus	069540	Lactarius	trivialis
028800	Cortinarius	obtusus	658050	Otidea	leporina
038100	Cortinarius	phoeniceus	104010	Paxillus	atromentosus
029360	Cortinarius	torvus	109040	Pholiota	astragalina
029460	Cortinarius	vibratilis	063070	Psilocybe	marginata
054250	Hebeloma	radicosum	063090	Psilocybe	polytrichi
332030	Hydnellum	compactum	063109	Psilocybe	radicosa
332040	Hydnellum	concrescens	389120	Ramaria	abietina
332080	Hydnellum	spongiosipes	389030	Ramaria	eumorpha
333019	Hydnum	repandum sl, + rufe:	126690	Russula	nauseosa
061059	Hygrophorus	eburneus	126760	Russula	paludosa
061040	Hygrophorus	persoonii	126900	Russula	queletii
064560	Inocybe	longicystis	126960	Russula	sanguinaria
064730	Inocybe	ovaticystis	127070	Russula	turci
069150	Lactarius	decipiens	413060	Thelephora	palmata
069220	Lactarius	mammosus			
069380	Lactarius	pallidus			
069569	Lactarius	vellereus			
070010	Leccinum	rufum			
070110	Leccinum	versipelle			
375010	Phellodon	confluens			
375020	Phellodon	melaleucus			
375030	Phellodon	niger			
109160	Pholiota	lenta			
109170	Pholiota	lubrica			
111010	Phylloporus	pelletieri			
383010	Pseudocraterellu	undulatus			
126010	Russula	acrifolia			
126050	Russula	albonigra			
126420	Russula	foetens			
126560	Russula	laurocerasi			
126850	Russula	puellaris			
126920	Russula	rosea			
127160	Russula	virescens			
395020	Sarcodon	joeides			
395040	Sarcodon	scabrosus			
137010	Tricholoma	acerbum			
137100	Tricholoma	columbetta			
137240	Tricholoma	saponaceum			
706049	Tuber	maculatum			
706070	Tuber	rufum			
140010	Tylopilus	felleus			
022230	Clitocybe	geotropa			
024190	Collybia	tuberosa			
110060	Conocybe	brunnea			
026550	Coprinus	picaceus			
046030	Galerina	ampullaceocystis			
071010	Lentinellus	cochleatus			
084150	Marasmius	querceus			
091500	Mycena	pelianthina			
091650	Mycena	smithiana			
684100	Poculum	sydowianum			
116180	Psathyrella	cotonea			
116250	Psathyrella	fusca			
116260	Psathyrella	gossypina			
134149	Psilocybe	squamosa			
122020	Rhodocybe	fallax			

Heischraal grasland			Heide/hogveen		
283140	Clavaria	fragilis	550020	Aleuria	exigua
283110	Clavaria	straminea	627010	Byssonectria	aggregata
287010	Clavulinopsis	corniculata	016010	Cantharellula	umbonata
287030	Clavulinopsis	helveola	283020	Clavaria	argillacea
287050	Clavulinopsis	laeticolor	287080	Clavulinopsis	vernalis
287060	Clavulinopsis	luteoalba	040440	Entoloma	elodes
023019	Clitopilus	scyphoides	040400	Entoloma	fuscomarginatum
039029	Dermoloma	cuneifolium	041210	Entoloma	turbidum
040010	Entoloma	acidophilum	046270	Galerina	allospora
040070	Entoloma	argenteostriatum	046070	Galerina	calyptrata
040630	Entoloma	bloxamii	051020	Gymnopilus	fulgens
040120	Entoloma	caesiocinctum	630010	Kotlabaea	deformis
040160	Entoloma	chalybaeum	091030	Mycena	adonis
040290	Entoloma	defibulatum	091409	Mycena	megasporea
040390	Entoloma	formosum	091630	Mycena	sanguinolenta
040430	Entoloma	griseocyaneum	022310	Omphalina	mutila
040470	Entoloma	hispidulum	063050	Psilocybe	ericaea
040509	Entoloma	infula	063040	Psilocybe	ericaeoides
040510	Entoloma	inutile	097040	Phytoconis	ericetorum
040520	Entoloma	jubatum	119010	Psilocybe	turficola
041440	Entoloma	lividocyanulum	063130	Psilocybe	uda
040960	Entoloma	longistriatum	046340	Galerina	paludosa
040790	Entoloma	papillatum	046450	Galerina	sphagnorum
040820	Entoloma	poliopus	046520	Galerina	tibiicystis
040840	Entoloma	porphyrophaeum	136130	Tephrocybe	palustris
041450	Entoloma	pseudoturci			
041020	Entoloma	sericellum			
041070	Entoloma	serrulatum			
041090	Entoloma	sodale			
041220	Entoloma	turci			
041300	Entoloma	vinaceum			
041310	Entoloma	xanthocaulon			
606020	Geoglossum	cookeianum			
606050	Geoglossum	umbratile			
059040	Hygrocybe	ceracea			
059150	Hygrocybe	insipida			
014090	Hygrocybe	lacmus			
059180	Hygrocybe	laeta			
059350	Hygrocybe	luteolaeta			
059220	Hygrocybe	nitrata			
014060	Hygrocybe	pratensis			
059260	Hygrocybe	psittacina			
059340	Hygrocybe	unguinosa			
014059	Hygrocybe	virginea			
091510	Mycena	pelliculosus			
096010	Omphaliaster	asterosporus			
391020	Ramariopsis	kunzei			
391030	Ramariopsis	tenuiramosa			
122010	Rhodocybe	caelata			
703010	Trichoglossum	hirsutum			

5. Gesprekken met terreinbeheerders

Gesprek Robert Ketelaar, Natuurmonumenten

1. Te weinig dynamiek en variatie in het beheer.

Beheer wordt meestal te precies gedaan, of er wordt niets gedaan. Te vaak slechts 1 type beheer: alleen begrazing, alleen maaien en afvoeren; maar geen 'rampen'. Natuurlijke dynamiek is grotendeels weggefallen, dus omstandigheden die door dynamiek werden gecreëerd moeten nu door beheer worden gecreëerd: scheuren van bodem, brand, akker, dynamiek in graasdruk (vgl. New Forest). Prooi-predator-relaties en infecties zorgen voor een natuurlijke dynamiek. Uit de reconstructie van de ontwikkeling van het Gentiaanblauwtje op de Kampina (Ketelaar & Wallis de Vries, De Levende Natuur 2005) komt naar voren dat na periode van intensieve begrazing deze vlinder weer sterk is toegenomen; speelt hier ook een positief effect van sterke dynamiek (in dit geval overbegrazing)?

In dit verband is het goed op te merken dat bij provincies steeds meer begrip komt voor wat nodig is voor natuurherstel en dat het maken van afspraken met provincies steeds beter gaat, bijv. over 'lopend bos'.

In o.a. vochtige heide is het beheer minder divers geworden; kunnen we hier –met bepaalde kaders- niet met vrijwilligersgroepen veel meer bereiken?

2. Inzicht nodig in betekenis van relaties die sturend zijn in herstel

-Voor planten zijn standplaatscondities belangrijk; relaties die voor fauna van belang zijn, zijn veel minder bekend. Deze moeten voor terreinbeheerders veel beter inzichtelijk gemaakt worden.

-Waardering van voedselrijkere, ruigere onderdelen binnen het landschap: Wilgenstruweel, Hennegrasvegetatie, plekken met distels of Kattestaart, iets voedselrijkere delen in venen (bijv. Bergvennen zijn erg kaal, struweel ontbreekt), wildweides in lemige situaties zijn belangrijk voor fauna. Voorzichtig zijn met akkeren, in ieder geval niet op plaatsen waar deze vroeger niet hebben gelegen. Aanleg van akkers buiten de heiden is wel van belang.

-Lindebomen zijn een belangrijke nectarbron, maar grotendeels verdwenen uit Nederlandse bossen. Het bos is eenvormiger geworden.

-We weten toch nog erg weinig van de fauna; er zijn nog veel relaties waar we niets van weten.

-We kijken door het venster van de periode 1750-1950 en zoeken oplossingen in het beheer.

Maar wat is de rol van het natuurlijker systeem dat om een terrein hangt? Bijv. schraallanden in Zuid-Duitsland die het relatief goed doen.

-We moeten niet in een reflex schieten, gericht op enkele doelsoorten, maar vanuit het functioneren van het ecosysteem denken en werken.

-In situaties met grote fosforvoorraad (bijv. Beekbergerwoud) kan het goed zijn ervoor te kiezen de natuur zijn gang te laten gaan (i.p.v. volledig diep afgraven van P-verzadigde bodem). Je moet je niet altijd richten op natuur die ooit was maar de grote fosforvoorraad in sommige gevallen accepteren en gaan voor "andere" (voedselrijkere) natuur.

-Goed kijken naar landschappelijke relaties, bijvoorbeeld beekdal en heide. Voedsel- en voortplantingsgebieden kunnen wel eens niet in hetzelfde landschap liggen.

3. Herintroductie doe je niet zomaar

-Voor herkolonisatie van terreinen na herstelbeheer door diersoorten is niet alleen dispersievermogen van soorten belangrijk, maar ook hoe groot het aantal zwervers is; dit is sterk afhankelijk van de grootte van populaties.

-Ten aanzien van herstel van symbiotische relaties is er een groot kennismankement. In zwaar gedegradeerde heidelandschappen (bijv. Empese en Tondense heide) moet je kolonisatie van sleutelsoorten een handje helpen om daadwerkelijk herstel te laten optreden. Engineering hoort bij herstelbeheer in natuurgebieden.

-Diasporen van planten moeten binnen 4 jaar na uitvoering van herstelmaatregelen –of na ontwikkeling van voor soorten geschikte terreincondities- aanwezig zijn, anders is hun plek ingenomen door ubiquitistischer soort (Wim Ozinga).

- Het idee van 'rewilding': ecosysteem is alleen te herstellen als je sleutelsoorten terugbrengt. In Yellowstone is het gedrag van topgrazers veranderd na terugkeer van Wolf.
- Herinstructie van icoonsoorten kan belangrijk zijn vanuit maatschappelijk oogpunt. Bijvoorbeeld Boomkikker in Noord-Brabant.
- Herinstructie gebeurt ook door aannemers die verschillende plekken met zelfde machine maait; soms ook door mensen die natuur 'handje helpen'.
- Belangrijk is dat wel een juist beheer wordt gevoerd en dat de knelpunten voor te herinstructeren soorten opgeheven zijn en blijven.

4. Zoeken naar factoren die bepalend zijn voor goed herstel

- In het Buurserzand zijn mooie overgangen. Hoe die beheeren? Onno de Bruin is hier op gevoel begonnen en werkte op basis van ervaringen stap voor stap verder met beetje begrazing, verschillende grazers, plekken maaien, dood hout in de heide laten, enz.
- Op Terletse heide zien we dat Bosbes het spontaan overneemt van Pijpenstro. Lichtkiemers (bijv. Grove den) krijgen dan weer de ruimte. (Diasporen moeten er dan dus wel zijn.)
- Op grotere schaal moet er afstemming zijn over beheer en dynamiek. Bijvoorbeeld in Twente zou heideherstel niet tegelijkertijd in alle terreinen van SBB en Landschap Overijssel moeten plaatsvinden.
- Meer nadruk op natuurlijke processen: een 'laag' van begrazing en dan aanvullend hier en daar plaggen. Wat leveren de plekken op waar stieren woelen of wilde zwijnen graslanden omwroeten voor planten- en diersoorten? Herstel of instandhouding is op deze manier overigens wel makkelijker te realiseren naarmate de abiotische condities beter op orde zijn.
- Het evalueren van herstelprojecten die op enige schaal en wat langere tijd geleden zijn uitgevoerd kan interessante inzichten opleveren. Bijvoorbeeld Banisveld: 10-5 jaar geleden, herstel lijkt stabiel te zijn geworden. Bijvoorbeeld Plan Lobelia bij Tilburg.
- Herstel van relaties tussen beekdal en zandlandschap is belangrijk. Of herstel werkt zou nagegaan kunnen worden in voorbeeldgebieden: Geeserstroom, Beerze en Kampina, Lindevallei, Vledder Aa en Aeckingerzand.
- Onderzoek van Paul Voskamp aan Rode Wouw in Ardennen: variatie in maaidatum tussen percelen zorgt ervoor dat er altijd geschikt foerageergebied is.
- Langjarige reeksen zoals van loopkevers in het Dwingelerveld kunnen nuttige inzichten opleveren.
- Langjarige dynamiek moeten we de ruimte geven, ook al begrijpen we de dynamiek niet.
- Kijk goed naar systeemsturende soorten: Welke soorten ontbreken nu die een sleutelrol spelen in een goede ontwikkeling van het landschap/gebied?

5. Venherstel

- Voor herstel van vennen staan alle seinen op groen: basenrijkdom is toegenomen, pH is 1 eenheid omhoog, biodiversiteit neemt toe, trilveensoorten nemen toe.
- Maar uit onderzoek van Bart van Tooren (artikel De Levende Natuur, referentiereeks Oisterwijkse vennen) blijkt dat sialgen generiek achteruit gaan, of slechts tijdelijk herstellen.
- Speerwaterjuffer: Herstel is mogelijk een kwestie van tijd, maar wel zorgen of de soort het gaat redden. Rondom het Beuven zien we verplaatsingen van deze soort en reactie op veranderingen in/om het ven.

Gesprek met Piet van den Munckhof en Jap Smits, Staatsbosbeheer regio Zuid

1. Het inbrengen van voedselrijke elementen in voedselarme gebieden kan ongunstig uitpakken! Deze vorm van inbrengen van verrijking is anders als akkers in heide, of ruigere stukjes met nectarbronnen in overigens arm gebied. Op de grensweg tussen Beesterveld en Stippelberg wordt hout gedropt, waardoor de berm ernstig verruigd is; van daar uit rukt o.a. Bruine kikker op tot ver in het gebied; Heikikker en Vinpootsalamander worden weggedrukt. 'Eutrofe' soorten profiteren van voedselrijke poelen en meanders in beekherstrelproject en dat kan ten koste gaan van minder sterke concurrenten van voedselarmere milieus. In Mastbos is plagsel gebruikt om een sloot te dichten wat leidt tot verruiging met Grote brandnetel. Hierdoor is er een combinatie van voedselrijk landbiotoop met

waterbiotoop. Als technische oplossing voor bestrijding van Amerikaanse vogelkers is plagsel gebruikt om Vogelkers af te dekken. Dit leidt tot sterke verruiging en is dus een slechte oplossing. Verruiging zorgt voor grotere prooien waar Bruine kikker beter mee uit de voeten kan dan Heikikker. Op Strabrechtse heide zag je vroeger nooit en nu af en toe een enkele Bruine kikker, maar Heikikker doet het nog goed op Strabrecht en in Leenderbos.

2. Soorten

Het **Spiegeldikkopje**: heeft eerst beweging de Peel in gemaakt en komt nu door vernatting van de Peel in de knel. Enige plek waar soort het goed doet, zijn open gehouden plekken in het Weerterbos. Natte voorzomers (zie onderzoek Vlinderstichting) in combinatie met sterke vernatting pakken vermoedelijk negatief uit. De populatie in De Zoom gaat vermoedelijk mee omlaag doordat aanvulling vanuit de Groote Peel is afgenomen.

Op Strabrecht zijn door beheerder verbeteringen zichtbaar in de vegetatie, maar **Heidehommel** (*Bombus humulis*) neemt niet toe. Akkerhommel komt wel in grote aantallen voor, mogelijk treedt voedselconcurrentie op. In het vroege voorjaar staan op de akkers veel kruisbloemigen, maar vliegt Heidehommel daarop? Bramen zijn aanwezig, maar bloeien die dan? Nu komt Heidehommel alleen nog voor aan westzijde van de Strabrechtse heide, tegen het beekdal aan en gaat hier toch wel hard achteruit.

De Veenhommel (*Bombus jonellus*) komt op Strabrecht nog wel meer voor als Heidehommel. Vliegt veel in zelfde gebieden als Gentiaanblauwtje. Verdwijnen van veenmosrijke heide is waarschijnlijk een probleem. Beide hommelse soorten hebben dezelfde problematiek. Continue maaibeheer leidt tot verdwijnen van bloemen.

Ericabij (*Megachile analis*) op Strabrecht: Dophei doet het niet slecht, maar er is wel vervilting. Open en droog komt minder voor door verruiging.

De Donkere wilgenzandbij (*Andrena apicata*) kan zich op Strabrecht niet handhaven als wilgenstruweel wordt opgeruimd (langs de Witte Loop). Zitten niet in rand bij beekdal, want hier zijn geen droge duinen die geschikt zijn als nestlocatie (warme bodem, open grasmatt). Gladde slang doet het in Reuselse moeren wel goed; profiteert van de slangenbulten die zijn aangelegd.

Sparganium natans verdwijnt op veel plaatsen de laatste circa 10 jaar. *Sparganium angustifolium* doet het juist goed laatste jaren, na circa 50 jaar weg te zijn geweest. Oorzaak onbekend. Niet op plekken met OBN-maatregelen.

Veenbies koloniseert lastig plagplekken. Soort heeft oudere heidevegetaties nodig, op de gradiënt.

Bij de Wulp is voedsel voor jongen is probleem, naast verstoring. Als gevolg van kalkgebrek wordt mogelijk de eischaal te dun. Veel slakkensoorten verdwenen uit zure heide; dus ook insecten hebben minder kalk.

3. Heidelandchap van goede kwaliteit, waar al die kenmerkende soorten het goed deden, is maïs geworden. Nu komen soorten nog op voor hen marginale plekken en daar loopt kwaliteit terug. De huidige heidegebieden liggen op de kwalitatief minste delen. Waterstandverhogingen zetten deze soorten verder klem, ze kunnen nergens meer heen.

Myrmica scabrinodis wordt mogelijk verdrukt door *Lasius platythorax*? Dichtheden van *L. platythorax* nemen toe en *M. scabrinodis* wordt minder. Het aantal ontmoetingen kan te hoog zijn (cf. Wilson). Mogelijk door ouder wordende Dopheivegetatie en vervilting. *M. scabrinodis* heeft open dopheivegetatie nodig. Is er een relatie met Gentiaanblauwtje? Op Strabrecht verdwijnen plotseling de Klokjesgentianen, de oude planten lijken in te storten. De oorzaak hiervan is niet duidelijk. Om nieuwe plekken voor Klokjesgentianen te maken wordt geplagd. Natte periode is geen probleem voor Gentiaan en Gentiaanblauwtje, als afstroming van water maar niet geblokkeerd wordt. Kunnen mieren meeschuiven op gradiënt? Belgisch onderzoek (kijken op andere manier naar probleem) is mogelijk relevant. Is er een voedselkwaliteitsprobleem? Op plekken met bekalking na plaggen is er een betere wortelaanzet bij de Klokjesgentianen.

Veenmier (*Formica picea*) zit overal waar het geschikt lijkt; op veel meer plekken dan gedacht. Geen negatieve trend in terreinen te zien. Populatie wegplaggen gebeurt nog wel, helaas. Dit heeft te maken met gebrek aan soortenkennis en negeren van kleine fauna.

4. Beheer

Drukbegrazing met verstand kan goed zijn, maar zeker niet overal en altijd. De

parkeerplek voor schapen op Strabrecht heeft een korte, productieve grazige vegetatiedoor intensieve begrazing. Hier is een enorm hoge dichtheid van Diefmieren (*Solenopsis fugax*): de condities zijn warm en productief, langdurig. Ook konijnen en korstmossen profiteren ervan.

Branden is een maatregel die goed kan uitpakken als er meteen ook begraaasd wordt. 4 plekken van 40 are per jaar en slechts 1 of 2 dagen die geschikt zijn per winter.

Teveel gekeken naar zeldzaamheden en niet naar trends in bulksoorten! Focus op 1 soort (bijv. Patrijs) en niet op ecosysteem. Je moet naar de kwaliteit van de bodem kijken; herstelmaatregelen kunnen tot veel meer succes leiden als bekend is aan welke knop je moet draaien; mens ziet vooral wat je ziet.

Bij het rekening houden met bedreigde soorten in het maken van keuzes in het beheer moet je **op nationale schaal kijken**. In stand houden wat uniek is en niet waar meer van is in de regio. Elk terrein heeft eigenheid, daarom is een maatregel niet altijd en overal goed.

Gesprek met Piet Schipper, Staatsbosbeheer, Driebergen

Algemeen

De gemaakte stippenkaarten zijn gevoelig voor effecten van waarnemingsintensiteit. Op bepaalde plekken (bijv. grote heideterreinen) is veel aan monitoring gedaan na uitvoering van maatregelen. De kaarten kunnen dus alleen als opstapje gebruikt worden en het is nodig na te gaan wat er werkelijk gebeurt met soorten in een terrein.

-‘Paddenstoelen indiceren vooral zichzelf.’ Paddenstoelen zijn slecht te koppelen aan (eco-) systeem of aan beheertype. Kennis over paddenstoelen is nauwelijks aanwezig bij beheerders. Verder zijn paddenstoelen meestal geen doelsoorten. Het beheer richt zich op systeemherstel of andere soorten die duidelijker als indicatoren werken. Daarnaast spelen in bossen ook andere functies (houtproductie, recreatie). Er wordt dus niet gekozen om maatregelen uit te voeren voor alleen de paddenstoelen.

-Er kan spanning zitten tussen wat specialisten zouden willen en doelen die beheerder stelt.

Met welke problemen/knelpunten hebben we te maken?

1. Soorten die niet in natuurgebieden zitten

Een aantal soorten zijn vrijwel niet in natuurgebieden aanwezig en koloniseren gebieden met volgens ons “geschikte” terreincondities niet. Wel komen ze voor buiten natuurgebieden, zoals wegbermen, sloten etc. Maar dat betekent dat door verandering van het beheer (effectiever / sneller maaibeheer of vroeger maaien, etc.) het heel snel veel slechter met de soorten kan gaan. Mogelijk zijn dit type soorten nog sterker bedreigd dan de soorten die juist met name in de natuurgebieden voorkomen. Bijvoorbeeld Donker pimpernelbauwtje dat alleen nog in enkele wegbermen voorkomt, Besanjelier die alleen in struwelen/heggen van kalkrijk riviergebied voorkomt en Kamsalamander die vooral in poelen buiten natuurgebieden voorkomt.

Voortdurend verdwijnt er iets hier en daar. –bijvoorbeeld door verwijderen van een haag of bermbeheer- en er komen geen nieuwe leefgebieden voor in de plaats.

Maaimethoden is vaak essentieel. Maaimethoden waarbij alle maaisel direct wordt opgezogen (stofzuigers) in een bak achter de maaier is vaak desastreus. Dat betekent dat zaden en bijna alle insecten en andere kleine fauna voortdurend weggehaald wordt. De sloten of wegbermen worden met dit beheer bijna steriel. Dergelijke machines worden meestal niet in natuurgebieden gebruikt maar het kan geen kwaad om te kijken wat er op dat gebied te verbeteren valt, is het nu optimaal?

2. Soorten van milieus die verdwijnen en zeldzame ecotopen

3. Terreincondities komen niet op orde

3.1. Ruimtelijke inbedding hoog- en laagvenen, vennen niet op orde.

Veenmossoorten herstellen op veel plekken niet of nauwelijks, doordat de inbedding van hoog- en laagvenen in het omringende landschap niet op orde is. Soorten van zwakgebufferde vennen zitten in de problemen, doordat waterhuishouding niet op orde gebracht kan worden en agrarische activiteit (ontwatering en vervuiling van lucht, grond- en oppervlaktewater) in omgeving gewoon blijft doorgaan.

3.2. Volledig herstel van milieuecondities (schraal genoeg, nat genoeg, goede kwaliteit van grondwater) is niet mogelijk, of er is niet voor gekozen vanwege te weinig geld, laatste stuk grond ontbreekt, politieke afspraken, sterke landbouwlobby etc.

3.3. Gebieden zijn te klein waardoor het niet mogelijk is om waterhuishouding op orde te brengen.

4. Beheersaspecten en kennisgebrek

4.1. Voorafgaand aan uitvoering van herstelmaatregelen kijken wat er zit en zo nodig rekening houden met eisen die soorten stellen of beperkingen (o.a. in dispersie) die soorten hebben.

4.2. Als bijzondere soorten voorkomen is het meestal mogelijk om lokaal aangepaste of aanvullende maatregelen te nemen. Je kunt voor bepaalde groep iets doen (bijv. voor wilde bijen, etc.). Als beheerder kun je meer doen dan alleen plagen, maaien enzovoort, door bijvoorbeeld stijlkantjes en andere vormen van variatie in het terrein te behouden of te herstellen.

4.3. Waarom zouden we niet dieren (bijv. mierennesten) verplaatsen, zoals we dat ook doen met planten (hooi van elders uitspreiden op te herstellen perceel, planten met kluit sparen en herplanten)? Op dit moment wordt het niet gedaan - en niet besproken - maar het zou vooral voor niet mobiele soorten mogelijk als proef uitgevoerd kunnen worden.

4.4. Voor fauna is het goed om materiaal dat is weggehaald uit het gebied (maaisel of bagger) kort te laten liggen aan de rand van een perceel of ven, om dieren een kans te geven om terug te kruipen naar het behandelde habitat. Het tijdelijk opslaan moet wel op een juiste plek gebeuren, niet te lang duren (zodat nutriënten niet vrijkomen of terugspoelen) en mogelijk is ook timing belangrijk. Het gebruik van wetlandtracks (kosten afweging en minder schade aan bodem) in schraalgraslanden heeft als voordeel dat slechts 1 werkbeweging nodig is voor maaien en afvoeren. Maar is negatief voor fauna.

Tijdstip van maaien is van belang i.v.m. effecten op fauna; maaien zou in juli-augustus moeten, maar als dat niet lukt, kiezen beheerders soms toch voor erg laat maaien. Misschien is een lichte aanpassing van hooischudders mogelijk, of wildredders, zodat schade aan aanwezige fauna verminderd wordt.

4.5. Fasering uitvoering van beheermaatregelen is belangrijk voor goede ontwikkeling van vegetatie en mogelijk ook fauna. Fasering wordt wel vaak voorgesteld, maar gebeurt lang niet altijd op een optimale manier. Stroken laten staan (vooral in schrale vegetaties is dit goed mogelijk) gebeurt niet altijd.

4.6. Fouten bij maatregelen worden gemaakt door pure onkunde van uitvoerders en slechte samenwerking. Veel momenten in proces van voorbereiding en uitvoering waarop het fout kan gaan.

-Te weinig begeleiding door SBB in de uitvoering van de maatregelen.

-Weinig kennis over bepaalde zaken. Kennis over (doel)soorten is niet aanwezig of slechts zeer algemeen.

- De keuzes van beheer- en herstelmaatregelen zijn complex, zeker als het gaat over verschillende soortgroepen of soorten die tegengestelde eisen stellen aan leefgebied of op verschillende manier reageren op beheer. Soms is het een keuze tussen kwaad en slecht. Bijvoorbeeld verschraling is nodig vanwege veel te hoge nutriëntenbeschikbaarheid en nutriënteninput, maar te intensief plaggen is verhindert het voorkomen van soorten in latere stadia van de successie, fauna en ontwikkeling van bodemorganismen.
- Kennis in de organisatie niet doordringt tot niveau van de mensen die terreinbeheer uitvoeren.
- Kennis die wel aanwezig is, maar niet meegenomen wordt in de plannen, of verdwijnen ergens in de lijn van planning tot uitvoering.
- Op het laatste moment worden plannen veranderd zonder kennis van ecologie / experts in te schakelen, bijvoorbeeld omdat het "niet praktisch" is voor uitvoering of omdat in de wijze van uitvoering de aannemer feitelijk beslist. In aanbestedingsprocedures wordt meer gekeken naar wat praktisch of goedkoper is en in het opstellen van de bestekken wordt onvoldoende rekening gehouden met aspecten in uitvoering die veel winst voor soorten kunnen opleveren.

4.7. Herkenning van het effect van de investering gaat over hectaren en niet voor kwaliteit. En geld moet op, waardoor er geen tijd genomen wordt om goed na te denken en de juiste volgorde van maatregelen aan te houden. Vaak is er plat opportunisme als er geld is voor uitvoering van maatregelen. Aan de andere kant: het zou goed zijn om herstel in grote en kansrijke gebieden af te maken.

5. *Probleem van juiste referentie*

5.1. Tot welke periode ga je terug? Wat hoort thuis en wat niet in een bepaald ecosysteemtype? We hebben geen zicht op wat vroeger in onze bossen voorkwam. Volgens Engelse definitie is echt 'ancient woodland' minstens 400 jaar oud! De wetenschappelijke blik van vegetatiekunde gaat niet verder terug dan 1930 toen eerste vegetatieopnamen systematisch en in grotere aantallen werden gemaakt. Grote veranderingen door industriële revolutie en kunstmest vonden al ver voor 1930 plaats. Historisch ecologisch onderzoek is slecht ontwikkeld.

5.2. Soorten zitten in de huidige situatie veelal in voor hen marginale habitats, omdat de oorspronkelijke betere habitats verdwenen zijn. Stuiwzandsoorten kwamen bijvoorbeeld deels meer optimaal voor in rivierduinen. Het Korhoen zit nu nog op droge Sallandse Heuvelrug in plaats van vochtige/natte heide en venen. Zulke marginale habitats dus niet als referentie nemen.

5.3. Boekjeswijsheid niet op werkelijkheid in terreinen leggen, maar leren van verschillen. Ook moeten we niet vegetatietypen als referentie nemen, omdat terrein altijd variatie heeft; dus niet streven naar een bepaald vegetatietype "volgens het boekje". Oppassen dat je niet uitgaat van een verkeerd beeld ('karikatuur') van het systeem. Er is een nijging om naar een gemiddelde situatie te streven zonder er rekening mee te houden dat vroeger veel meer variabiliteit en veel meer extreme situaties aanwezig waren wat betreft trofie, waterhuishouding, maar ook gebruik/beheer (bijv. branden). Vooral voor fauna, en vooral in grote terreinen (waar er ruimte voor is) zou meer variatie in omstandigheden goed zijn.

6. *Pol ontwikkeling*

De ontwikkeling van pollen zou gunstig zijn voor faunaherstel, maar ook voor meer variatie in micro-milieucondities voor planten. Denk aan niches op de randen van pollen waar vroeger waarschijnlijk *Carex dioca*, veel mossen en dergelijke groeiden, of mini-blauwgraslanden op de pollen van grote zeggen of rijke zeggemoerassen. Deze zorgen voor extra grote variabiliteit in flora. Deze situaties zijn nog hier en daar zeer zeldzaam waar te nemen. De vorming van pollen (structuurvariatie) is niet alleen belangrijk in natte systemen; denk aan grote heidestruiken (van oude heideplanten) met niches voor herpetofauna. Herpetofauna zit nu in Pijpenstropollen, maar vroeger mogelijk ook in oude struiken. Het verdwijnen van de structuur is ook een effect van intensiever herstelbeheer. Bijvoorbeeld de noodzaak om regelmatig te plaggen (elke 10-20 jaar), of om effectief te beheren en maaisel weg te halen (kort maaien, alles plat maaien).

Vraag: Hoe kun je de vorming van pollen mogelijk maken?

- Aandacht voor aanpassingen van de beheermethoden (met name maaien): welke machines, op welke hoogte instellen, niet maaien maar begrazen? Het is een probleem om te durven stoppen met maaien (en niet dat grasland direct volledig verruigt). Durven te experimenteren met begrazing op bijv. blauwgraslanden?
- Rol van waterstandsfluctuatie (dat stimuleert namelijk de polvorming bij Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*)).
- Mogelijk nog andere factoren: kan de vorming van pollen gestimuleerd worden door bodemfauna (bijv. mieren) of wortelknagers?
- Een kwestie van tijd: hoe oud zijn zulke pollen eigenlijk?

7. Heide (vochtige heide)

Algemeen

Echt mooie natte heide is er in Nederland eigenlijk alleen nog bij Dwingeloo, maar ook daar problemen. En verder een aantal kleine stukjes in de Achterhoek. -Gagelstruwelen waren vroeger veel soortenrijker; blijkt uit vegetatieopnamen. Waren waarschijnlijk meer open en lager door oogsten van Gagel. -Wilgenstruwelen moeten niet zonder meer worden opgeruimd. Bovendien onderscheid maken; struwelen van Geoorde Wilg (*Salix aurita*) is een apart type dat bijna verdwenen is. -Structuren in stand houden, niet elk boompje hoeft te worden opgeruimd.

Plaggen: In gradiënten van droge naar natte heide moet haaks op de gradiënt geplagd worden. Vaak wordt alleen op laagste of hoogste plek geplagd en niet halverwege. Voordat geplagd wordt eerst goed nagaan met wat voor heidegebied we eigenlijk te maken hebben en uitzoeken waar geplagd moet worden om geschikte condities voor soorten te herstellen. Van belang is ook erop te letten dat water van de plagplek kan afstromen. Plaggen wordt vaak standaard toegepast, zonder na te denken over dosering en plaats.

Vroeger was 'plaggen' niet meer dan het meenemen van het organische materiaal met wat humus en/of dunne bodem laag. Tegenwoordig wordt met plaggen de hele bodemlaag meegenomen.

Met betrekking tot bekalking na plaggen is er een kennisprobleem. Uitvoerders kunnen niet de juiste dosering vaststellen, waardoor bekalking vaak niet plaatsvindt waar dit wel nodig is om ammoniumpiek te voorkomen. Belangrijk is ook aandacht te geven aan materiaal waarmee wordt bekalkt. Bovendien moeten de argumenten voor plaggen goed worden uitgelegd: waarom is het niet tuinieren, maar moet het een integraal deel zijn van de herstelmaatregelen?

Begrazing met koeien is positief, omdat struikachtigen kort gehouden worden, waardoor laag blijvende soorten kansen krijgen (onderdrukking van concurrentie). Vroeger graasden ook koeien op de heide (het kleine koeienras Heidesnik weer teruggebracht door Gelders Landschap) en zeker niet alleen schapen (zie onderzoek door Bieleman). Door vertrapping ontstaan open plekjes waar soorten van profiteren (vestigingsplekken voor soorten). Hypothese wat betreft begrazing is dat het vertrappen van de organische laag kan zorgen voor meer mineralisatie en minder snelle opbouw van de humuslaag. Belangrijk is graasdruk zo in te stellen of bij te sturen dat structuurvariatie behouden blijft.

Branden: In heide een goede maatregel voor zowel flora als fauna. Branden in februari/maart met koud weer (goed vriezen) zonder wind of tegen de wind in branden. Branden is –op de plek waar het brandt– waarschijnlijk zeer ongunstig voor de daar aanwezige fauna; dit is in elk geval bekend van herpetofauna. Maar het kan zijn dat soorten die nu op de heide voorkomen eigenlijk ergens ander beter thuishoren (bijv. in open, begraasde bossen).

Chopperen: deze maatregel kan breder gebruikt worden, alleen is het belangrijk om wel het plantenmateriaal weg te halen uit het gebied. Dat gebeurt meestal niet.

8. Vennen

In Drenthe betreft het vooral hoogveenvennen, deze doen het vrij goed. Meer gebufferde vennen liggen vooral in Noord-Brabant en hier zijn de dominante problemen: 1) de hoge N-depositie en 2) de waterhuishouding die niet op orde is. De reeksen van Herman van Dam zijn erg waardevol. Deze laten zien dat het vroegere gebruik (schapenwassen en gebruik als zwemwater) een bron van buffering was, die nu ontbreekt. Isoëtes-vennen zijn altijd zeldzaam geweest in NL.

In vroegere situatie liepen vennen over en op die plekken groeide Waterdrieblad. En op plekken waar lokaal kwelwater vanuit ruggen uittreedt. Vernatting van hoger gelegen delen is dus nodig (en dat gebeurt weinig of niet). Sloten moeten gedempt worden en niet met stuwen werken, want dan wordt gerommeld met overlooppeilen. Ook door deze problemen vallen de lek- en kwelzones in vennen uit.

De randen van vennen moeten boomvrij zijn, dit zorgt voor meer windwerking (iets meer dynamiek en geen ingewaaid bladmateriaal) .

Bij herstelbeheer niet naar een gemiddelde type streven; dat gebeurt wel omdat er zo weinig over is en er zulke grote milieuproblemen zijn. Vroeger waren mogelijk alle extreme situaties aanwezig: droogvallen van het ven, waardoor organische stof kan verdwijnen, competitieve plantensoorten afsterven, of de successie wordt teruggezet en als het weer nat wordt, kunnen de soorten van de zaadbank (o.a. Waterlobelia) terugkomen.

Het ontbreken van de microstructuren (ook in de vennen) waar de soorten van natte en drogere plaatsen naast elkaar kunnen voorkomen. Dat is het geval met bultvorming door (veen)mossen en bijvoorbeeld soorten als Lavendelheide (*Andromeda polifolia*) die hoger op de bulten voorkomen. Afname van die soort wordt veroorzaakt door vernatting in gebieden met onvoldoende microreliëf. Van een aantal plantensoorten is de afname moeilijk te verklaren (bijvoorbeeld Veenbloembies). Mogelijk spelen genetische effecten als gevolg van isolatie een rol. De toestand van populaties moet bekend worden, wordt er bijvoorbeeld nog kiemkrachtig zaad gemaakt. Overigens wordt de rol van vegetatieve/klonale verspreiding onderschat.

9. Bossen

Aantal plantensoorten van bossen heeft een geringe dispersiecapaciteit. Vroeger was mogelijk vegetatieve dispersie belangrijk met daarbij een rol van Wilde zwijnen. Aantal van de soorten horen bij natte, wat rijkere bossen, maar dan in situaties met licht en vochtig microklimaat. Mogelijk waren bossen veel meer in menselijk gebruik en meer open dan we denken. Mogelijk werd er begraaasd of werd er veel vaker gekapt. Van aantal soorten is slecht bekend in hoeverre Nederland in het verspreidingsgebied van de soorten ligt, aan de rand van verspreiding of een voorpost?

-Een kansrijke hypothese is dat begrazing in bos is een effectieve maatregel voor fauna en flora is. Onbekend is wat de effecten zijn van begrazing in bossen. Er is geen monitoring en geen goed onderzoek aan deze zaken. Er was een lang lopende monitoring aan begrazing in het bos (met heide) bij Leende door het RIN (Piet Oosterveld). Op dit moment worden o.a. bij SBB proeven met herintroductie met Linde (*Tilia*) gedaan.

Gesprek Sietske Rintjema, It Fryske Gea

Algemeen

Belangrijkste problemen voor soorten zijn: versnippering en aftakeling. Als populatie niet gezond is (bijvoorbeeld Gentiaanblauwtje op de Dellebuursterheide), is instandhouding niet alleen van beheer afhankelijk.

1. Soort- of systeembeheer

Soortspecifieke maatregelen zouden alleen bij uitzondering genomen moeten worden; soms kun je bijv. wel een kansrijk stukje maaien en afvoeren (voor bijvoorbeeld Veenbies). Geen postzegelbeheer meer, maar omschakeling naar systeembeheer. Het verdwijnen van Zilveren maan zou een probleem van te snelle omschakeling kunnen zijn, maar wellicht speelt andere

factor een rol. Belangrijk is de 'fine tuning' van maatregelen: niet op grote schaal werken, locaties waar maatregelen worden uitgevoerd begrenzen, extensief werken, zorgen voor (behoud of herstel van) variatie, microreliëf

2. Maatregelen

Variatie aan maatregelen en variatie/overgangen in het terrein zijn sleutels voor succes. Juist eenvormigheid van zogenaamd 'optimaal beheer' is slecht. Goed voorbeeld is Katlijker schar: bos, heide, beekdal van de Tjonger; omvorming (afgraven) van landbouwgronden naar prachtige heide; vennen/dobben en slenk hersteld. Hier wordt jaarrond begraasd met Schotse hooglanders en een schaapskudde; verruigde delen (Pitrus) worden 'cosmetisch' bijbeheerd (maaïen). Deze combinatie leidt tot succes.

Heide wordt eenvormig en daardoor arm aan soorten als te intensief wordt begraasd; uitkijkpostjes verdwijnen, lagere dichtheden grondbroeders, afname reptielen, vertrapping. Je moet sturen door in delen van het gebied in bepaalde periode van het jaar wel of juist niet te laten grazen. De herder moet goede instructie krijgen.

Met gestuurde begrazing zijn in principe betere resultaten te behalen dan met integrale begrazing of inrasteren. Het inrasteren van struwelen/overgangen is niet aan te bevelen. Specifieke aandacht nodig voor broedvogels in heide. Boombroeders zijn vrij laat en herders willen liefst hele jaar met hun kudde in de terreinen. Toegeven aan druk om steeds vroeger in het seizoen een kudde in terreinen toe te laten, geeft problemen voor deze broedvogels. Voor reptielen is structuur heel erg belangrijk waarbij er een groot verschil is tussen de zomer- en de wintersituatie.

Vooraf in kleinere gebieden kun je vaak niet alles, al proberen we het wel.

Als je keuzes moet maken (moet bezuinigen), zou begrazing in gevarieerde vorm (combi van kudde, koeien en paarden) altijd moeten blijven. Aanvullend zijn dan gerichte maatregelen nodig (met inzet van vrijwilligers, scholen). Kostbare maatregelen zoals maaïen met speciale apparaten valt bij bezuiniging als eerste weg. Je zou met een aantal beheerders kunnen kiezen voor een gezamenlijke kudde.

Herstel van oude beheersystemen biedt kansen. Branden is interessant, maar geen ervaring mee. Misschien gerichte bemesting of bekalking of opbrengen van as om gevolgen van verzuring te verhelpen. Gebruik maken van een verplaatsende kudde tussen kwelder (zomer) naar heide (winter). Akkertjes in heischrale systemen herstellen, deze zijn ook waardevol voor wintergasten en nachtvlinders op akkeronkruiden (Allardsoog heide).

3. Communicatie

Als beheerder heb je lang niet altijd de juiste gegevens en kennis. Communicatie over kennis is dus essentieel en moet uitvoerende personen bereiken; zij moeten kennis en feeling hebben; dit is afhankelijk van scholing en motivatie. Daarnaast is het nodig te registreren welke soorten in een terrein voorkomen. Vaak is er ook sprake van een groot gat tussen het hoofdkantoor en het veld. Babylonische spraakverwarring tussen beleid, beheer en onderzoek is lastig. Vooral de beleidsmatige simplificatie (geen nuance) is lastig (bijv. 'Noordse woelmuis houdt van overstrooming').